



UNLP

“RELACIONES TRÓFICAS DE LOS PRINCIPALES MACROINVERTEBRADOS EN SISTEMAS LÓTICOS DE LA LLANURA PAMPEANA: SU RELACIÓN CON LA CALIDAD DEL AGUA”

Lic. en Biología MARÍA VANESA LÓPEZ VAN OOSTEROM

Director: Dr. Alberto Rodríguez Capítulo. Codirectora Dra. Carolina Ocon

2014 | UNLP - ILPLA - CONICET



AGRADECIMIENTOS

Esta tesis está dedicada a mí hermosa familia: padres, hermanos/as, cuñadas/os, y sobrinos, que me dieron y dan apoyo incondicional; entendiendo las distancias, animándome cuando es necesario y predicando con el ejemplo de que con constancia, trabajo, dedicación y sobre todo mucho amor a lo que uno hace, se pueden hacer realidad los proyectos.

A Eduardo, mi compañero, amigo, amor, por soportar aquellos relatos de la “tesis doctoral”, por comprender el cansancio y cuidarme.

A mis amigos y amigas tan importantes cuando la familia está lejos, gracias por darme su cariño incondicional por festejar mis logros y acompañarme en los fracasos. A Mariana (“monito”), gracias por la edición, las horas sin dormir que me dedicaste por embellecer este trabajo con tu toque infaltable de diseño! y sobre todo por tu amistad. A Alejandra por ayudarme y contribuir a que esta tesis se haga realidad. A Malena por todas tus sugerencias, consejos y por tu toque de dulzura!. Al resto de mis amigas de la vida y de la facultad por creer en mí y apoyarme siempre.

A Joaquín, Hernán, Ana Clara gracias por la gran ayuda académica y por brindarme su amistad fuera del ámbito laboral. Gracias además por escucharme y ayudarme a buscar soluciones.

A mi director Dr. Rodríguez Capitulo por brindarme el espacio, herramientas y la oportunidad de realizar esta tesis, gracias por confiar en mí. A la Dra. Carolina Ocon, “Carito” gracias gracias y más gracias por recorrer junto a mí este camino, momento a momento, enseñándome donde pisar y alentándome cuando era necesario.

A mis compañeros del laboratorio de Bentos, Laura, Eugenia, Ana Clara, Pacha, Analía, Esefy, Sabrina y aquellos que por las vueltas de la vida los ha llevado lejos pero siguen estando siempre presentes. Sobre todo a Agustina Cortelezzi, por enseñarme con mucha paciencia y brindarme su apoyo y amistad durante el comienzo de este camino. A la Dra. Analía Paggi por ayudarme con la identificación de los chironómidos y a la Dra. Laura Armendariz identificar los oligoquetos, tarea que hubiese sido imposible sin su ayuda!.

A Jorge Donadelli y Silvina Torres por los numerosos análisis químicos que realizaron con gran responsabilidad y por su buena predisposición.

A Miriam Maroñas, Hernán Benitez por participar de los muestreos, brindando muy buena compañía y por enriquecerme con sus conocimientos.

A todos los integrantes del laboratorio de Plancton y Biofilm, por su gran solidaridad, por compartir sus conocimientos y darme su apoyo. Especialmente a Joaquín, Malena, Nora, Delia y Belén, por ayudarme en las identificaciones cuando era necesario.

A Cristian, por ayudarme cuando algún hardware o software se rebelaba contra mí.

A toda la gente del ILPLA que de una manera u otra siempre que lo necesito no dudan en ayudarme.

Y éste último GRACIAS es para todos aquellos que por la liviandad de mi memoria no aparecen en esta página pero están en mi corazón, gracias por ayudarme a concluir con este proyecto.

RESUMEN

El ecosistema fluvial integra la biota, interacciones biológicas y procesos físicos y químicos que determinan cómo funcionan dichos sistemas. En los arroyos pampeanos tanto el biofilm como las macrófitas acuáticas constituyen recursos basales importantes para las comunidades acuáticas de macroinvertebrados. Dichos recursos también proporcionan energía acumulada en forma de materia orgánica. Además en estos ambientes los valores de nutrientes son elevados. El análisis del complejo biológico resulta de sumo interés para interpretar tanto el balance energético fluvial como la calidad del agua. En este contexto los macroinvertebrados tienen un papel relevante en el procesamiento del material fino y de los sedimentos ya que son los principales consumidores de materia orgánica particulada y representan una biomasa importante en los sistemas lóticos. El objetivo general de este estudio fue determinar y comparar la dieta de los principales macroinvertebrados de ambientes lóticos de la llanura pampeana que presentan diferentes grados de disturbio con el fin de establecer su ubicación dentro de los grupos funcionales alimentarios (GFA) y sus relaciones tróficas, para ello fueron empleadas las técnicas de análisis de contenido intestinal, isótopos estables y estequiometría ecológica.

Los arroyos pampeanos seleccionados para este estudio fueron el arroyo Rodríguez y el arroyo Carnaval ambos afluentes del Río de La Plata en los cuales se seleccionaron tres sitios, dos ubicados en el arroyo Rodríguez (R1: Latitud S: $34^{\circ} 53' 59.89''$; Longitud O: $58^{\circ} 3' 44.26''$) y R2: Latitud S: $34^{\circ} 52' 42.95''$; Longitud O: $58^{\circ} 2' 7.79''$) los cuales se hallan aguas abajo de la descarga de un frigorífico y de un dique de contención localizado en un barrio privado. El sitio del arroyo Carnaval (C: Latitud S $34^{\circ} 53' 8.67''$; Longitud O $58^{\circ} 5' 23.43''$) presenta como principal impacto observable, el dragado de su cauce y fue tomado como "referencia" por sus mejores condiciones fisicoquímicas del agua.

Fueron realizadas 5 campañas de muestreo durante noviembre del 2009 hasta diciembre del 2010. Se tomaron datos fisicoquímicos: oxígeno disuelto (OD), conductividad, pH, turbidez, T° , demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO), nitritos ($N-NO_2^-$), nitratos ($N-NO_3^-$), amonio ($N-NH_4^+$) y fosfato ($P-PO_4^{3-}$) e hidrogeomorfológicos: velocidad de corriente, ancho mojado, profundidad media, caudal, sólidos suspendidos totales (SST), porcentaje

orgánico de SST, materia orgánica particulada fina (MOPF), materia orgánica particulada gruesa (MOPG), granulometría del sedimento; así como muestras de biofilm (epipelon, epifiton) y de macroinvertebrados presentes en el sedimento y la vegetación. Todas las muestras fueron obtenidas por triplicado. En una campaña adicional realizada en noviembre del 2011 se analizó la concentración de metales pesados, pesticidas e hidrocarburos en el sedimento (analizados mediante métodos estándar) así como también se determinaron los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ y contenido de C:N:P de los SST, vegetación acuática, biofilm (epipelon y epifiton) y de los macroinvertebrados bentónicos.

Los resultados de las variables fisicoquímicas, el índice biótico de calidad de agua (IBPAMP) y la taxocenosis de la comunidad demuestran un fuerte impacto antropogénico en el arroyo Rodríguez con contaminación principalmente de origen orgánico, aunque también se detectó la presencia de metales pesados por debajo de los valores permitidos. El arroyo Carnaval presentó mejores condiciones de calidad de agua evidenciada por el elevado oxígeno disuelto, la baja conductividad, y los bajos valores de nutrientes, de DBO_5 y de DQO que posee este sitio. En ambos sitios del arroyo Rodríguez los valores de OD fueron bajos y el resto de los parámetros mencionados fueron más elevados.

La mayoría de los organismos analizados en este estudio formaron parte del grupo funcional de colectores recolectores. Esto destaca la afinidad que poseen los taxa por el detrito indicando la importancia de este recurso para estos ecosistemas lóticos pampeanos. Se observó una coincidencia elevada entre los GFA asignado para los taxa de los arroyos pampeanos y los de sus congéneres de América del Norte. La principal diferencia estuvo dada por la ausencia de organismos netamente fragmentadores. Se pudo observar un fuerte consumo de detritos, restos vegetales y algas en los taxa no depredadores. En cambio en los taxa depredadores los restos animales estuvieron constituidos por quironómidos, oligoquetos y microcrustáceos, todas estas presas forman parte del GFA de los colectores. Esto afirma la idea de que los colectores, debido a su prevalencia y modo de alimentación, jugarían un rol importante en las redes tróficas de los ecosistemas acuáticos en el reciclado de la materia entre los recursos basales y los niveles tróficos superiores.

El estudio de la alimentación permitió representar las interacciones entre las especies en diagramas denominados redes tróficas los cuales representan la estructura a partir de la cual las comunidades se organizan según la transferencia de materia y a lo largo de un flujo de energía y son fundamentales para describir la dinámica de poblaciones y comunidades. El método empleado para su estudio fue el análisis de los contenidos intestinales, el cual representa el tipo de alimento disponible y consumido. Para crear los diagramas tróficos fueron considerados todos los macroinvertebrados registrados, excluyendo a aquellos ejemplares con el tubo digestivo vacío o aquellos con hábito alimentario suctorial.

Los resultados indicaron que en el arroyo Carnaval el número de relaciones en los gráficos de conexiones tróficas fueron mayores y más complejas que en el arroyo Rodríguez donde la trama se ve simplificada. A su vez se observó una disminución de las conexiones sobre todo durante los meses donde la temperatura fue más baja.

Un método complementario al estudio de los contenidos intestinales aplicado en este trabajo fue el análisis de los isótopos estables los cuales constituyen una herramienta útil para estimar la posición de los organismos en la trama trófica así como los recursos de materia orgánica dentro del ecosistema. También son de gran utilidad para detectar fuentes contaminantes o diferentes procesos que ocurren en el ambiente.

Los resultados de isótopos estables indicaron que el rango de valores de $\delta^{15}\text{N}$ en el arroyo Rodríguez fue bajo probablemente por el aporte de fertilizantes provenientes de las huertas aledañas, evidenciado por el valor bajo del material sestónico (sólidos suspendidos) a su vez los valores para la MO fueron elevados por lo cual los mismos provendrían de desechos cloacales. En el arroyo Carnaval el rango elevado podría corresponder a una condición natural de los arroyos pampeanos en donde debido a las condiciones anóxicas de los sedimentos los mismos se encuentran enriquecidos con $\delta^{15}\text{N}$ respecto a otros ambientes. El $\delta^{13}\text{C}$ indicaría que las fuentes de carbono para los taxa en el arroyo Rodríguez serían el seston, epipelon, epifiton y *Alternanthera filoxeroides*. En el arroyo Carnaval los taxa obtendrían el carbono proveniente de la materia orgánica particulada y el epipelon.

Las relaciones de carbono, nitrógeno y fósforo (C:N:P) de los taxa no mostraron diferencias muy marcadas entre los sitios estudiados. Esto podría indicar un fuerte mecanismo de regulación en los organismos tolerantes para mantener la homeostasis estequiométrica en un ambiente con elevado contenido de nutrientes. Por lo cual la teoría estequiométrica sería una herramienta útil para estudiar el balance de energía en las interacciones ecológicas de las comunidades bentónicas fluviales.

ABSTRACT

The fluvial ecosystem integrates the biota, the biological interactions and the physical-chemical processes that determine how these systems function. In pampean streams both the biofilm and the macrophytes constitute important basal resources for the aquatic communities of macroinvertebrates. These resources also supply energy that is stored as organic matter. In the pampean streams, nutrient levels are also elevated, and the analysis of the biological community is of great interest to interpret both the fluvial energetic balance and the water quality. In this context, macroinvertebrates play a relevant role in the processing of the fine material and of the sediments since they are the main consumers of particulate organic matter, and represent an important biomass in lotic ecosystems. The main objective of this research was to determine and compare the diet of the main macroinvertebrates in lotic environments of the pampean plains that present different degrees of disturbances to establish their position within the functional feeding groups (FFG) and their trophic relationships by analyzing gut content, stable isotopes and ecological stoichiometry.

The pampean streams selected for this study were the Rodríguez and Carnaval stream, both affluents of the Río de la Plata estuary, where three sites were selected, two in the Rodríguez stream (**R1**: Latitude S: 34° 53'59.89"; Longitude W: 58° 3'44.26" and **R2**: Latitude S: 34° 52'42.95"; Longitude W: 58° 2'7.79") located downstream from a meat packing industry and a small dam located within a private neighborhood. The site in the Carnaval stream (**C**: Latitude S 34° 53'8.67"; Longitude W 58°5'23.43") shows a clear dredging impact in its streambed and was used as "reference" site due to the physical-chemical parameters in the water.

Five sampling campaigns were conducted from November 2009 to December 2010. The data collected included physical-chemical parameters: dissolved oxygen (DO), conductivity, pH, turbidity, temperature, biochemical demand of oxygen (BOD_5), chemical demand of oxygen (COD), nitrite ($N-NO_2^-$), nitrate ($N-NO_3^-$), ammonium ($N-NH_4^+$), phosphate ($P-PO_4^{3-}$) hydrogeomorphological data (current velocity, wetted perimeter, mean depth, flow, total solids suspended (TSS), percent organic of TSS, fine particulate organic matter (FPOM), coarse particulate organic matter (CPOM), sediment granulometry), biofilm samples (epilimon and epiphyton) and macroinvertebrates present both in the sediment and in the vegetation. All samples were taken in triplicate. In an additional sampling campaign conducted in November 2011, heavy metals, pesticides and hydrocarbons in the sediment were analyzed through standard methods (APHA 1998). Also, values of $\delta^{15}N$, $\delta^{13}C$ and carbon, nitrogen and phosphorus content (C:N:P) of the total suspended solids, aquatic vegetation, biofilm (epilimon and epiphyton) and benthic macroinvertebrates were obtained.

The physical-chemical results, the biotic index of water quality (IBPAMP) and the species composition of the community show a strong anthropogenic impact in the Rodríguez stream mainly related to an organic origin, although heavy metals were also detected below the permitted levels. The Carnaval stream exhibited better conditions related to water quality as evidenced by the elevated dissolved oxygen, the low conductivity, the low levels of nutrients, BOD_5 and COD in this site. In both sites of the Rodríguez stream the dissolved oxygen levels were low and the rest of the physical-chemical parameters mentioned were high.

Most of the analyzed organisms in this research formed part of the collector-gatherers functional feeding group. This highlights the affinity of these taxa for detritus and indicates the importance of this resource in the pampean lotic ecosystems. A high coincidence was found between the FFG assigned to the taxa present in the pampean stream and their relatives in North America. The main difference was given by the absence of net shredders. It was of notice the major consumption of detritus, vegetal remains and algae in the non-predator taxa. And among the predators, the animal remains were composed of chironomids, oligochaetes and microcrustaceans, which are part of the gatherers FFG. This supports the idea that gatherers,

due to their prevalence and feeding strategy, would play an important role in the trophic networks of the aquatic ecosystems by the recycling of matter between the basal levels and the higher trophic levels.

The analysis of their feeding allowed the representation of the interactions between the species in diagrams, or “trophic networks”, that are the structure from which the communities are organized according to the matter transfer and the energy flows, and are fundamental to describe the dynamics of the populations and communities. The method used for their study was gut content analysis, which represents the available food. To create the trophic diagrams all registered macroinvertebrates were considered, excluding those with an empty gut and those with a suctorial feeding strategy.

The results indicated that in the Carnaval stream the number of trophic relationships was greater and more complex than in the Rodríguez stream. Also, a decrease in the trophic connections was observed during those months where the water temperature was lower.

An additional method to the feeding analysis used in this research was the stable isotope analysis, which constitute a useful tool to estimate the position of the organisms within a trophic network, along with the position of the organic resources within the ecosystem. They are also of great utility to detect pollution sources or different processes that might alter the environment.

The stable isotopes analysis evidenced that the range of $\delta^{15}\text{N}$ values in the Rodríguez stream was low, probably due to the input of fertilizers coming from the agricultural areas surrounding the stream, as evidenced by the low values of the sestonic material (suspended solids). Also, the values of this isotope for the organic matter were elevated, which reveal their origin from wastewater. In the Carnaval stream the elevated range of $\delta^{15}\text{N}$ values could correspond to the natural condition of the pampean streams where, due to the anoxic conditions of the sediments, they are enriched with this isotope when compare to other environments. The $\delta^{13}\text{C}$ values would indicate that the sources of carbon available for the taxa in the Rodríguez stream would include the seston, epipelon, epiphyton and *A. filoxeroides*. In the Carnaval stream the taxa would obtain their carbon from the particulate organic matter and the epipelon.

The C:N:P values of the different taxa did not show differences among the studied sites. This could indicate a strong regulatory mechanism in the tolerant organisms to maintain the stoichiometric homeostasis in an environment with high nutrient levels. Therefore, the stoichiometric theory would comprise a useful tool to assess the energy balance in the ecological interactions of the fluvial benthic communities.

ÍNDICE

RESUMEN

ABSTRACT

1 INTRODUCCIÓN

- 9 **Objetivos generales**
- 9 **Objetivos específicos**
- 10 **Hipótesis planteadas**

11 METODOLOGÍA

- 12 **Área de estudios**
- 12 **Arroyos pampeanos**
 - 12 Vegetación
 - 12 Clima
 - 13 Geología del área
 - 14 Hidrología superficial
 - 16 Usos del suelo
- 17 **Cuenca del arroyo Rodríguez**
- 17 **Cuenca del arroyo Carnaval**
- 18 **Ambientes seleccionados para el estudio**
- 24 **Colecta de datos**
 - 25 Parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos
 - 27 Densidad de organismos
 - 27 Invertebrados presentes en el sedimento
 - 27 Invertebrados presentes en la vegetación
 - 28 Comunidad del biofilm: epifiton, epipelon
 - 28 Dieta y relaciones tróficas
 - 28 Contenido del tubo digestivo
 - 29 Grupos funcionales alimentarios
 - 32 Estequiometría e isótopos estables
- 34 **Análisis de los datos**
 - 34 Caracterización de los sitios
 - 36 Grupos funcionales alimentarios
 - 37 Relaciones tróficas
 - 39 Análisis de isótopos estables

40 RESULTADOS

- 41 **Caracterización de los sitios**
 - 41 Parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos
 - 43 Metales pesados, pesticidas, herbicidas e hidrocarburos en sedimento
 - 45 Materia orgánica particulada
- 46 **Vegetación acuática, macroinvertebrados y meiofauna**
 - 46 Vegetación acuática
 - 47 Organismos presentes en el sedimento y la vegetación acuática
 - 54 Índice de diversidad y dominancia

- 57 Índice biótico de la calidad ecológica del agua (IBPAMP)

57 Biofilm

- 57 Epipelon
- 59 Epifiton

61 Dieta y relaciones tróficas

- 61 Dieta de los macroinvertebrados
- 61 Odonata
- 61 Ephemeroptera
- 62 Coleoptera
- 62 Diptera
- 63 Gastropoda
- 64 Oligochaeta
- 66 Crustácea

66 Grupos funcionales alimentarios

- 71 Relaciones tróficas
- 71 Arroyo Carnaval
- 74 Arroyo Rodríguez-Sitio 1
- 77 Arroyo Rodríguez-Sitio 2
- 80 Relaciones tróficas globales
- 84 Ficha items alimentarios

85 Estequiometría

91 Isótopos estables

100 CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN

- 101 **Calidad de agua**
- 103 **Macroinvertebrados y meiofauna**
- 104 **Biofilm**
- 105 **Grupos funcionales alimentarios**
- 108 **Relaciones tróficas**
- 110 **Isótopos estables**
- 111 **Estequiometría ecológica**
- 112 **Respuesta a las hipótesis planteadas**
- 113 **Conclusiones generales**
- 115 **Perspectivas**

117 BIBLIOGRAFÍA

130 ANEXO

- 131 **Anexo I**
- 142 **Anexo II**
- 143 **Anexo III**
- 149 **Anexo IV**
- 151 **Anexo V**
- 160 **Anexo VI**



INTRODUCCIÓN



INTRODUCCIÓN

Los ecólogos históricamente han concebido los sistemas lóticos como un continuo de variación espacial y de procesos (Vannote et al., 1980). El ecosistema fluvial integra la biota, interacciones biológicas y procesos físicoquímicos que colectivamente determinan cómo funcionan dichos sistemas. Ciertas propiedades pueden caracterizarlo en su conjunto, como por ejemplo, su producción global, el metabolismo, la eficiencia con que se utilizan los nutrientes, la diversidad de las fuentes de energía, el número de las especies y las relaciones de alimentación. Estas interacciones tienen como resultado el transporte de materia y energía los cuales varían en el tiempo y en el espacio, conforme varían los diferentes factores físicos y climáticos (Dahm et al., 1998). Sólo desde la base y el reconocimiento de la existencia e importancia de dichas interacciones, es posible entender el funcionamiento de los sistemas lóticos. De igual manera que no se puede entender sin considerar el marco físico, químico y biológico que definen las cuencas donde se localizan (Likens & Bormann, 1985).

La llanura pampeana representa un 87 % del total de la provincia de Buenos Aires (Gómez & Licursi, 2001); esta provincia contiene la mayor densidad demográfica en el país y como resultado de la intensa actividad humana los ríos y arroyos se encuentran en su mayoría fuertemente impactados (Rodrigues Capítulo et al., 2002). La agricultura intensiva de la región se ha incrementado en los últimos años, sin embargo, hay pocos estudios regionales disponibles para determinar las líneas de base (Feijoó et al., 2007). Los arroyos pampeanos, a diferencia de aquellos ubicados en zonas templadas de América del Norte se caracterizan por presentar una importante producción primaria de origen autóctono relacionada con las macrófitas y las comunidades algales (Vilches, 2005). Las macrófitas acuáticas proveen heterogeneidad al hábitat y permiten el desarrollo de una rica comunidad de consumidores que vienen asociados a ellas (Rodrigues Capítulo et al., 2002; Ocón & Rodrigues Capítulo, 2004; Giorgi et al., 2005). Las comunidades algales se encuentran integradas dentro de un complejo denominado biofilm el cual se denomina de diferentes maneras según el sustrato colonizando: rocas (epilíton), arena (episamón), limoarcillas (epipelón) plantas (epifíton) (Licursi & Gómez, 2003).

En los arroyos pampeanos tanto el biofilm como las macrófitas acuáticas poseen un importante

desarrollo (Rodrigues Capítulo et al., 2002; Licursi & Gómez, 2003; Gómez et al., 2010) y constituyen recursos basales importantes para las comunidades acuáticas de macroinvertebrados. Estos recursos también proporcionan energía acumulada en forma de materia orgánica (Allan, 1995). Además estos arroyos presentan elevados niveles de nutrientes en comparación con los niveles registrados para arroyos con bosques de ribera (Binkley et al., 2004). Según Feijoó & Lombardo, (2007) estos niveles estarían relacionados, en el caso del fósforo, con la litología y en cuanto al nitrógeno con la agricultura intensiva.

Los aportes de contaminantes urbanos hacia flujos de aguas naturales provienen tanto de fuentes difusas (Voelz et al., 2005), mediante la escorrentía superficial de las aguas pluviales (Pavé & Marchese, 2005; Blakely & Harding, 2005), como de fuentes puntuales mediante desagües cloacales y efluentes industriales (Beasley & Kneale, 2002). Ello incorpora al ambiente una alta carga de nutrientes, desechos orgánicos y compuestos químicos, cuya degradación es crítica para la calidad del agua de los ambientes dulceacuícolas (Pavé & Marchese, 2005).

El análisis de la estructura y funcionamiento del complejo biológico que coloniza sustratos duros o sedimentos de distinta granulometría del lecho del río resulta de sumo interés para interpretar tanto el balance energético fluvial como la calidad del agua, entre otros aspectos.

La estructura y función de las comunidades bióticas están controladas por varios factores, que incluyen el régimen de caudal, la energía del recurso, la calidad del agua, las interacciones bióticas y la estructura del hábitat. Teniendo en cuenta estas características y su estrecha relación, la biota resulta un excelente indicador ambiental en tiempo y espacio de un ecosistema. Por lo tanto permite conocer el pasado y presente de la calidad ecológica de un río y posibilita a partir de modelos predecir estados futuros (Rodrigues Capítulo, 1999).

Los invertebrados acuáticos se agrupan por conveniencia en dos categorías, en función de su tamaño: meiofauna y macroinvertebrados. La meiofauna es un componente poco conocido, en el que abundan algunos crustáceos, rotíferos, tardígrados, y estadios menores de organismos superficiales. Los macroinvertebrados tienen un papel relevante en el procesamiento del material fino y de los sedimentos (Elosegi & Sabater, 2009) ya que son los principales consumidores de materia orgánica particulada. En los ambientes lóticos, la fracción de macroinvertebrados ben-

tónicos representa una biomasa importante (Hynes, 1976). En este sentido, el papel de los macroinvertebrados, en la estructura y función de los sistemas lóticos, es convertir los compuestos reducidos de carbono en acumulación temporaria en sus propios tejidos y en dióxido de carbono (Cummins, 1979). La gran importancia de los invertebrados en la estructura trófica de los arroyos contrasta con la escasa información disponible en la literatura sobre sus hábitos alimentarios, indicando la necesidad de realizar más estudios sobre esta temática (Motta & Uieda, 2004).

La fauna bentónica constituye una de las comunidades más sensibles a las alteraciones ambientales, a las que responden rápidamente. Aquellas formas no tolerantes o de tolerancia intermedia en general mueren cuando las condiciones del medio se tornan limitantes. Su grado de fidelidad con el sustrato y su escasa aptitud para efectuar migraciones rápidas, determinan que tanto su presencia como su abundancia sean una respuesta natural a la calidad de agua (Fernández & Schnack, 1977). Esta biota, al igual que la de cualquier ecosistema, está compuesta por unidades funcionales de especies con interdependencia nutricional (Cole, 1988), constituyendo una red trófica.

Por otra parte, los macroinvertebrados bentónicos han sido utilizados de manera creciente en el estudio de la degradación de la integridad ecológica, frecuentemente involucrando medidas estructurales, adaptando índices bióticos para monitorear cambios físicos y químicos en la calidad del agua (Barbour et al., 1999; Corigliano, 1999; Miserendino, 2001; Rodrigues Capítulo et al., 2001, 2002; Ocon & Rodrigues Capítulo, 2004, Gómez et al., 2007). No obstante, cuando sólo se tienen en cuenta este tipo de parámetros no se logra un entendimiento global del ecosistema. En la actualidad y de modo cada vez más frecuente se están realizando estudios donde se incorporan parámetros funcionales que proporcionarían una visión integral del efecto de las actividades humanas sobre los sistemas acuáticos (Pascoe et al., 2000; Bartsch et al., 2000; Graça et al., 2002; Fellows et al., 2003, De Lange et al., 2004).

Hay 5 grandes categorías de grupos funcionales alimentarios (GFA) a las cuales los invertebrados pueden ser asignados: fragmentadores (shredders); colectores recolectores (gathering-collectors); colectores filtradores (filtering-collectors) y depredadores (predators) (Cummins, 1973; 1974; Cummins & Klug, 1979; Cummins & Wilzbach, 1985; Merrit & Cummins, 1996 a;

1996 b). Las estrategias alimentarias reflejan la adaptación de las especies a las condiciones medioambientales y pueden formar parte de una medida unificada para comparar comunidades de composición taxonómica diferente (Statzner et al., 2001). La clasificación alimentaria funcional de organismos acuáticos incrementa el conocimiento de la dinámica trófica y del reciclado de los nutrientes en los arroyos por simplificación de la comunidad bentónica dentro de grupos funcionales alimentarios.

La información exacta sobre los grupos funcionales alimentarios de invertebrados acuáticos en Sudamérica es muy pobre. En Argentina existen estudios referidos a los FFG realizados en otras regiones (Miserendino, 2007; Príncipe et al., 2010; Díaz Villanueva & Albariño, 1999; Zilli et al., 2008). Por lo cual la mayoría de los trabajos realizados sobre esta temática están principalmente basados en clasificaciones de América del Norte (Merritt et al., 2008). Según Tomanova et al., (2006) en un estudio realizado sobre 4 arroyos neotropicales, de los 49 taxa estudiados sólo 24 podrían ser asignados a uno o dos grupos funcionales siguiendo la clave de Merritt et al., 2008. Numerosos estudios demuestran que las preferencias alimentarias de los invertebrados en los arroyos varían dependiendo de los recursos disponibles (Burrell & Ledger, 2003). Esto hace necesario estudios a nivel local de los taxa y su contenido intestinal para asignarlos al grupo funcional alimentario correspondiente para el área de interés.

En este contexto, las estrategias alimentarias se tornan importantes en los análisis de las características funcionales del ecosistema, jugando un rol importante en el biomonitoreo y la conservación (Charvet et al., 1998; Príncipe et al., 2010).

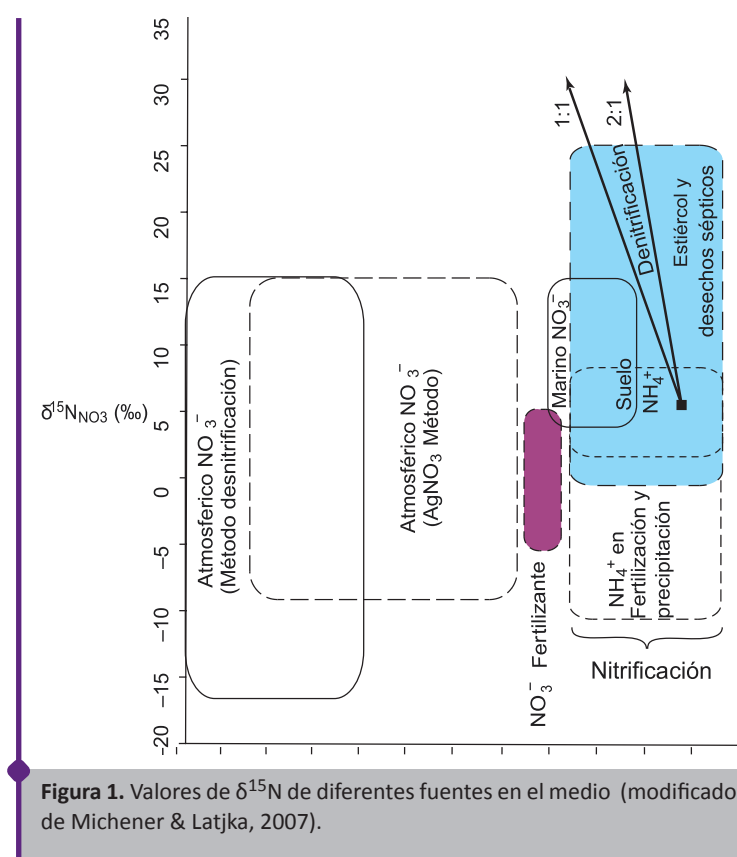
Las redes tróficas son diagramas que representan las interacciones entre las especies (Pimm, 1982; Muñoz et al., 2009) así mismo son la estructura a partir de la cual las comunidades se organizan según la transferencia de materia y a lo largo de un flujo de energía (Closs & Lake, 1994) y son fundamentales para describir la dinámica de poblaciones y comunidades (Margalef, 1983). Los ecólogos han estudiado aspectos de la estructura de las redes tróficas durante los últimos 30 años (Cohen, 1978; MacDonald, 1979; Cattin et al., 2004; Stouffer et al., 2006) debido a que el entendimiento de su estructura provee una nueva perspectiva dentro de, por ejemplo, la estabilidad del ecosistema frente a las perturbaciones (Allesina & Pascual, 2008).

Una importante parte de lo que hoy conocemos como ecología está de alguna manera relacionada con las redes tróficas (Pimm, 1982). Además problemas relacionados con la gestión de recursos (gestión de plagas, contaminación ambiental, conservación de la fauna, introducción y extinción de especies, biomanipulación) requieren también la caracterización de la estructura de las redes tróficas como un primer paso para formular soluciones a problemas ambientales (Cohen et al., 1993; Winemiller & Polis, 1996).

Así, el reconocimiento de las rutas tróficas puede basarse principalmente en el tipo de dieta presentado por los taxa y, en algunos casos, el hábito alimenticio asociado al sustrato en el cual el alimento está disponible (Callisto & Esteves, 1998). Si bien existen numerosos estudios sobre las comunidades bentónicas en estos ambientes, el conocimiento sobre la dieta y las redes tróficas, a pesar de su temprano desarrollo, sigue siendo escaso y fragmentario (Cohen et al., 1993; Hall & Raffaelli, 1993). Un método típicamente empleado para el estudio de las interacciones tróficas es el análisis de los contenidos estomacales o intestinales, el cual usualmente representa el tipo de alimento disponible (Allan & Castillo, 2007). En adición, la técnica de isótopos estables ha incrementado su uso en las últimas décadas constituyendo una herramienta útil para estimar la posición de los organismos en la trama trófica así como los recursos de materia orgánica dentro del ecosistema.

Las proporciones naturales de los isótopos estables muestran rápidamente cómo se cicla la materia orgánica en los distintos ecosistemas (Lajtha & Michener, 1994). La utilidad de las proporciones isotópicas para los ecólogos, se basa en que existe una discriminación isotópica entre los materiales biológicos y los no biológicos apoyada en reacciones físicas y enzimáticas predecibles que conducen a unas composiciones isotópicas diferentes (Lajtha & Michener, 1994). Por lo tanto, poseen la capacidad tanto de aportar información del origen (equilibrio) como de los procesos (fraccionamiento) (Peterson & Fry, 1987). Esta técnica poco a poco ha ido implementándose para rastrear y cuantificar los flujos de energía en los ecosistemas (Gannes et al., 1997). Por ejemplo, en los ecosistemas acuáticos, midiendo las composiciones isotópicas de los nutrientes disueltos, de las plantas acuáticas y de los animales, se puede realizar un esquema de la estructura química de la red trófica (Minagawa & Wada, 1984; Fry, 1991).

La relación del isótopo estable de nitrógeno $\delta^{15}\text{N}$ puede ser utilizada para estimar la posición trófica, debido a que existe un enriquecimiento de un 3-4 ‰ del $\delta^{15}\text{N}$ de los consumidores en relación a los componentes de su dieta (De Niro & Epstein, 1981; Minagawa & Wada, 1984; Peterson & Fry, 1987; Muñoz et al., 2009). También los isótopos de nitrógeno han sido utilizados para identificar las fuentes de nitrógeno y los procesos de transformaciones químicas que sufren en la naturaleza (Heaton, 1986). Así se sabe que las diferentes etapas dentro del ciclo del nitrógeno pueden producir diferentes valores de $\delta^{15}\text{N}$ así como también los diferentes desechos de origen antrópico y animal (Figura 1). Esto permite que el análisis del $\delta^{15}\text{N}$ sea una herramienta complementaria para entender a los procesos preponderantes en el ambiente (Lajtha & Michener, 1994).



Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ son buenos trazadores del flujo de energía en las redes tróficas de los ríos debido a que existe muy poco fraccionamiento isotópico en la transferencia trófica del carbono orgánico entre los consumidores y su dieta (DeNiro & Epstein 1978; Francia, 1996a). Los productores primarios en hábitats o ecosistemas adyacentes tienen diferentes valores de $\delta^{13}\text{C}$

debido a la variación de la fisiología de la planta, el recurso de carbono inorgánico o la viabilidad de los recursos (Rounick & Winterbourn, 1986; Peterson et al., 1993; Bunn et al., 1997; Finlay et al., 1999). Además, los consumidores integran el $\delta^{13}\text{C}$ de largos períodos de tiempo (dependiendo del tamaño del cuerpo, tasa de crecimiento) lo cual resulta en información útil, complementaria a la técnica de contenido estomacal.

La caracterización de la estructura de las redes tróficas es importante como un primer paso para formular soluciones a problemas ambientales, ya que a un nivel teórico son la base para caracterizar la estabilidad de un sistema. En este sentido se hacen cada vez más importantes los estudios que generen información sobre el funcionamiento de los ecosistemas lóticos pampeanos.

Los ambientes bentónicos son importantes sitios para la absorción, transformación y reciclado de elementos esenciales (C, N y P), y contribuyen significativamente a las funciones del ecosistema (por ejemplo reciclado de nutrientes, metabolismo) (Cross et al., 2005). La estequiometría ecológica considera cómo la proporción relativa de los elementos químicos afecta las interacciones ecológicas. En estos estudios un énfasis particular está puesto en las diferencias en la composición elemental entre productores y consumidores debido a que éstas pueden afectar un número de patrones y procesos en el ecosistema, incluyendo el ciclo de nutrientes (Elser & Urabe, 1999), interacciones tróficas (Sterner et al., 1997), dinámica de poblaciones (Andersen, 1997) y la estructura de la comunidad (DeMott & Gulati, 1999). Por lo tanto, la determinación de la estequiometría de la comunidad (contenido de C, N y P) es esencial para relacionar posibles desequilibrios entre los elementos de las comunidades y los procesos que tienen lugar en el ecosistema (Cross et al., 2005; Frost et al., 2002; Muñoz et al., 2009).

La estequiometría elemental puede determinar la distribución de las especies de macroinvertebrados a lo largo de un gradiente de contaminación orgánica (Dang et al., 2009).

De acuerdo con Frost et al. (2002) un importante factor determinante de la calidad de los alimentos es la estequiometría de carbono, nitrógeno y fósforo de dichos alimentos.

Bowman et al. (2005) afirman que la composición elemental de los macroinvertebrados también permitiría rastrear sus fuentes de alimento ya que, en los compartimentos basales

el aumento del N y el P disminuiría la relación C:N, C:P y estos cambios a su vez podrían verse reflejados en el compartimento de los consumidores. Sin embargo, autores como Dang et al. (2009) considera que los consumidores podrían mantener sus relaciones estequiométricas, a pesar de los cambios en los recursos basales lo cual respondería a la teoría de la homeostasis. De acuerdo con Cross et al. (2003) algunos invertebrados podrían aumentar su contenido de P en respuesta al enriquecimiento de P en el medio ambiente. La tolerancia diferencial de los invertebrados acuáticos a la contaminación es una herramienta de gran alcance para supervisar la salud de los sistemas lóticos (Dodds, 2007). En estos ambientes los macroinvertebrados bentónicos pueden ser vistos como intermediarios de las cadenas tróficas actuando como nexo entre la base de esa trama (productores primarios y detrito orgánico) y los compartimentos superiores (consumidores secundarios) (Hynes, 1976; Bechara, 1993; Townsend, 1996; Albariño et al., 1998).

Esta teoría aparece entonces como una herramienta útil para estudiar el balance de energía y múltiples elementos en las interacciones ecológicas de las comunidades bentónicas fluviales (Sterner & Elser, 2002).

● OBJETIVOS GENERALES:

El objetivo general fue determinar y comparar la dieta de los principales macroinvertebrados de ambientes lóticos de la llanura pampeana que presentan diferentes grados de disturbio con el fin de establecer su ubicación dentro de los grupos funcionales alimentarios (GFA). El propósito final es contribuir al conocimiento pormenorizado de las relaciones tróficas del complejo bentónico, avanzando así en el entendimiento de la ecología de los arroyos pampásicos.

COMO OBJETIVOS ESPECÍFICOS SE PLANTEAN: >

- Establecer las dietas de los macroinvertebrados más representativos en sitios con distinta calidad de agua.
- Determinar los grupos funcionales alimentarios de los principales macroinvertebrados bentónicos.

- Observar las relaciones estequiométricas de carbono, nitrógeno y fósforo (C:N:P) en los principales macroinvertebrados de sitios con diferentes perturbaciones.

◆ HIPÓTESIS PLANTEADAS:

- **a** La disminución de la disponibilidad y calidad de los recursos afecta la estructura de las comunidades al simplificar las cadenas tróficas en los ambientes con impacto antropogénico.
- **b** Los cambios en las relaciones estequiométricas de C:N:P en macroinvertebrados son herramientas útiles en la determinación de la calidad del agua en ambientes lóticos pampásicos.



METODOLOGÍA



METODOLOGÍA

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en ambientes lóticos del noreste de la llanura pampeana (Provincia de Buenos Aires) sometidos a diferentes disturbios antropogénicos. Los arroyos seleccionados para este estudio fueron el arroyo Rodríguez y el arroyo Carnaval ambos afluentes del Río de La Plata.

ARROYOS PAMPEANOS

Los arroyos de la provincia de Buenos Aires pertenecen a la ecoregión Pampeana que se extiende a lo largo de un vasto territorio de América del Sur.

VEGETACIÓN

La vegetación dominante es la estepa o pseudoestepa de gramíneas cespitosas (pastizal pampeano) anuales que forman matas de hasta 60 cm de altura, entre las cuales crecen numerosas especies herbáceas y algunos sufrútices y arbustos. Hay también numerosas comunidades edáficas, estepas halófilas, bosques marginales en las orillas de los ríos, formados por especies procedentes de la provincia Paranaense y bosques xerófilos sobre las barrancas y bancos de conchilla. También hay numerosas comunidades hidrófilas (Cabrera, 1971; Cabrera & Willink, 1973). Especies naturales de plantas perennes arbóreas están ausentes excepto por dos especies (*Celtis tala* y *Salix humboldtiana*) que se desarrollan en áreas con condiciones particulares aunque también existen pequeñas áreas forestadas compuestas por especies introducidas (Feijoó et al., 2007).

CLIMA

La provincia de Buenos Aires presenta un clima templado-húmedo. En todas las estaciones la humedad se mantiene en niveles altos durante todo el año alcanzando los mayores valores durante el invierno como consecuencia de las bajas temperaturas y los mínimos en los meses estivales (figura 1). Las lluvias anuales tienen rangos entre los 60 y los 150 mm con máximos ocurriendo a fines del verano o principios de otoño (AABA, 2013).

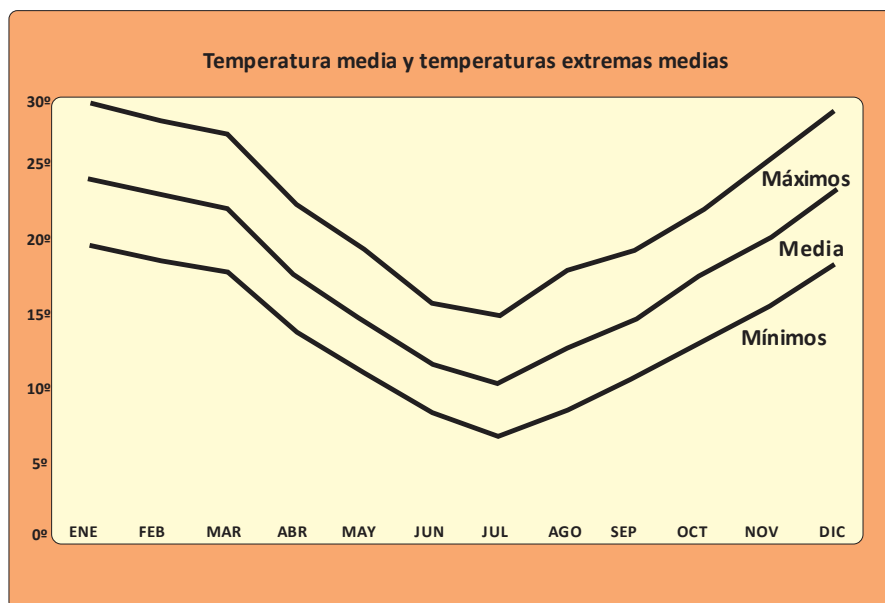


Figura 1. Temperatura media, máximos y mínimos registrados en la provincia de Buenos Aires. Valores promedios correspondientes al período 1991-2000. Datos obtenidos del Atlas Ambiental de Buenos Aires.

GEOLOGÍA DEL ÁREA

La región estudiada integra el sector austral de la gran Llanura Chacopampeana y se caracteriza por ser un ámbito con pendiente dominante hacia el NE y cotas extremas de 30 m en la divisoria coincidente con el límite SO y de 0 m en la ribera del Río de La Plata. Dentro de la región llana mencionada, se pueden distinguir dos componentes morfológicos principales (Planicie Costera y Llanura Alta) y otro que ensambla a los anteriores (Escalón) (Cappannini & Mauriño, 1966; Aravena et al., 1999). La Planicie Costera (Auge, 1990) se extiende en forma de faja paralela a la costa del Río de la Plata, en un ancho de 6 a 10 km, constituyendo un ámbito casi sin relieve, entre cotas de 5 y 0 m, lo que deriva en gradientes topográficos extremos de 0,5 y 0,8 m/km. Esta condición topográfica limita notoriamente el flujo superficial, dificultando severamente la llegada natural de las aguas provenientes de la Llanura Alta, hasta el nivel de base regional constituido por el Río de la Plata. A esto coadyuva la existencia de cordones o albardones costeros de arena y de conchilla dispuestos paralelamente a la línea de ribera que actúan como barreras para los fluvios. Por ello, para que las aguas superficiales lleguen al Río de la Plata, generalmente es necesario efectuar canalizaciones. Lo antedicho da lugar a la formación de un ambiente mal drenado, de tipo cenagoso, con agua subterránea aflorante o a muy poca profundidad (generalmente a menos de 1 m), donde predomina notoriamente

la dinámica vertical sobre la lateral, lo que hace que funcione como el principal ámbito de descarga subterránea natural de la región. La Llanura Alta (Auge, 1997), denominada así por su posición topográfica más elevada respecto a la Planicie Costera se dispone en forma de faja rectangular, orientada de NO a SE. Presenta ondulaciones muy suaves originadas por la erosión fluvial y una pendiente topográfica dominante hacia el NE de 20 m en 14 km (1,4 m/km) en el sector NO y de 13 m en 12 km (1,1m/km) en el sector SE. Las condiciones morfológicas y geológicas que caracterizan a la Llanura Alta, ejercen notable incidencia en la dinámica y en la química del agua subterránea. En ella domina la infiltración o la recarga, particularmente en las divisorias de aguas superficiales, que son las formas de menor pendiente topográfica. El Escalón (Cappannini & Mauriño, 1966) conforma el ámbito de ensamble entre la Llanura Alta y la Planicie Costera.

La región presenta una marcada monotonía en su condición geológica superficial, hecho que tipifica a los ambientes llanos (Auge & Hernández, 1984) con el sistema fluvial como única expresión geomorfológica (figura 2). El lecho de los sistemas fluviales está compuesto por arcillas y limos orgánicos e inorgánicos y ricos en materia orgánica (Pereyra, 2004).

HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

Las cuencas hidrográficas presentan características muy diferentes de acuerdo al ámbito morfológico en que se desarrollen. En la Llanura Alta, las cuencas tienen bordes bien definidos y los colectores principales presentan trayectorias relativamente rectas, con cauces menores que rara vez superan los 5 m de ancho. Las llanuras de inundación, por su parte, pueden alcanzar hasta unos 500 m de ancho. En la Planicie Costera los cauces se tornan divagantes, prácticamente desaparecen las divisorias por lo plano del relieve y en la mayoría de los casos, sólo puede lograrse la descarga en el Río de la Plata, mediante canalizaciones. En la Llanura Alta el diseño recto predomina en la morfología de las cuencas; también se destaca la escasa cantidad de afluentes que poseen los arroyos en sus colectores principales. La mayoría de los arroyos es de tipo perenne o permanente en los tramos inferiores de sus cuencas, por el aporte subterráneo, mientras que en los tramos medios y altos se transforman en intermitentes, debido a que los cauces se ubican por encima de la superficie freática. Al carácter de influencia

de las aguas superficiales sobre las subterráneas contribuye en gran medida la explotación, particularmente la que se efectúa en la ciudad de La Plata. Según Auge (1995) los arroyos poseen un índice de escorrentía del orden del 6 % respecto a la lluvia, con caudales medios entre 30 y 70 L/s. La mayoría de los arroyos pampeanos se originan en pequeñas depresiones cubiertas con plantas emergentes. Debido a la baja pendiente (0.001) los ríos y arroyos presentan una corriente lenta (Feijoo & Lombardo, 2007). Se encuentran alimentados principalmente por aguas subterráneas. Las características particulares de los arroyos de la llanura pampeana permiten diferenciar dos tipos principales de hábitats con los que cuentan los invertebrados: el sedimento y la vegetación acuática.

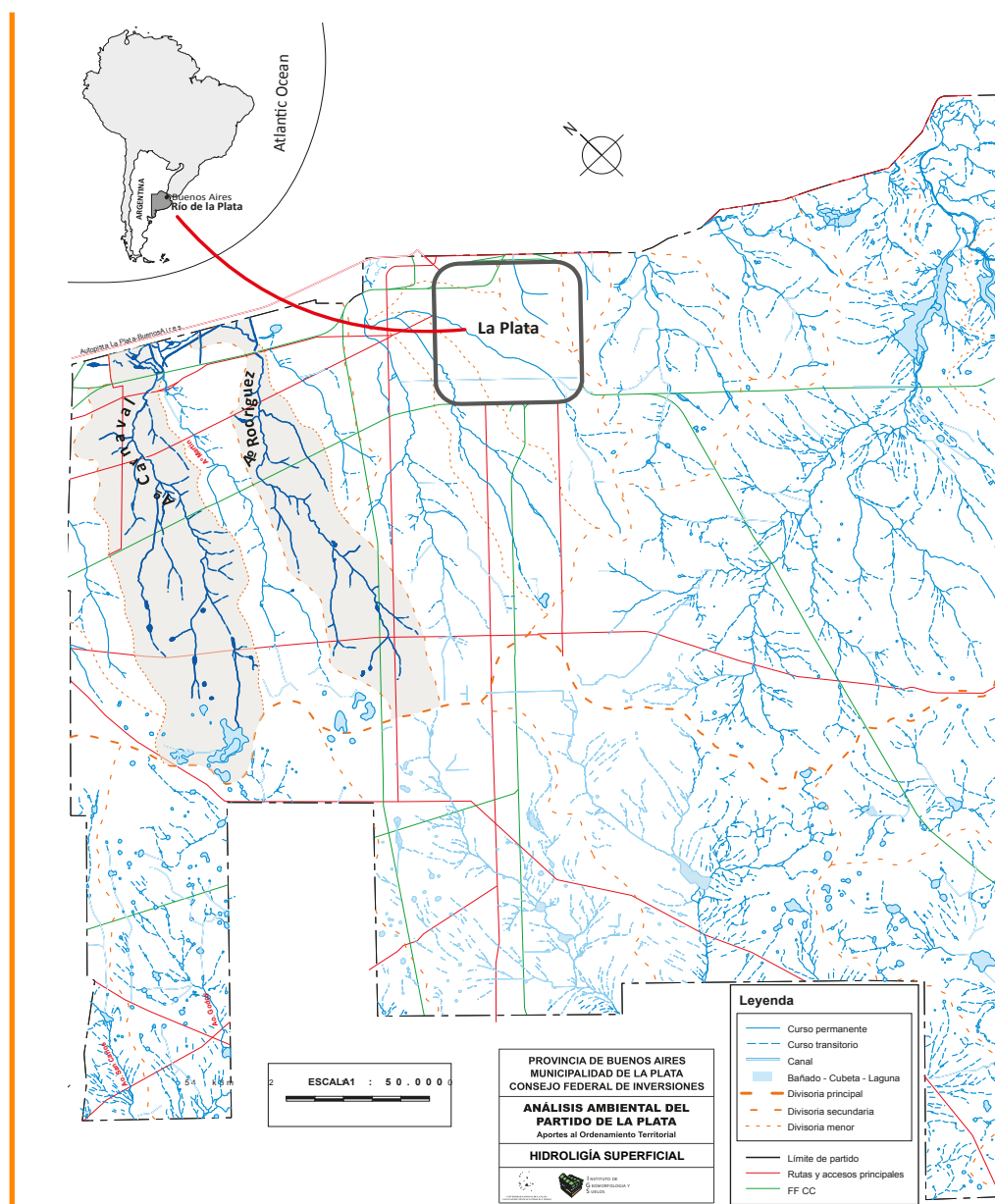


Figura 2. Hidrografía superficial partido de La Plata. Sitios estudiados: arroyo Carnaval y Rodríguez. Modificado de Hurtado et al., 2006

USOS DEL SUELO

Los principales usos del suelo (figura 3) son la agricultura y ganadería, pero la urbanización ha promovido la actividad industrial especialmente en las cuencas inferiores donde se concentra una mayor densidad demográfica (Banda Noriega & Ruiz de Galarreta, 2002; Remes Lenicov et al., 2005; Rodrigues Capítulo et al., 2010).

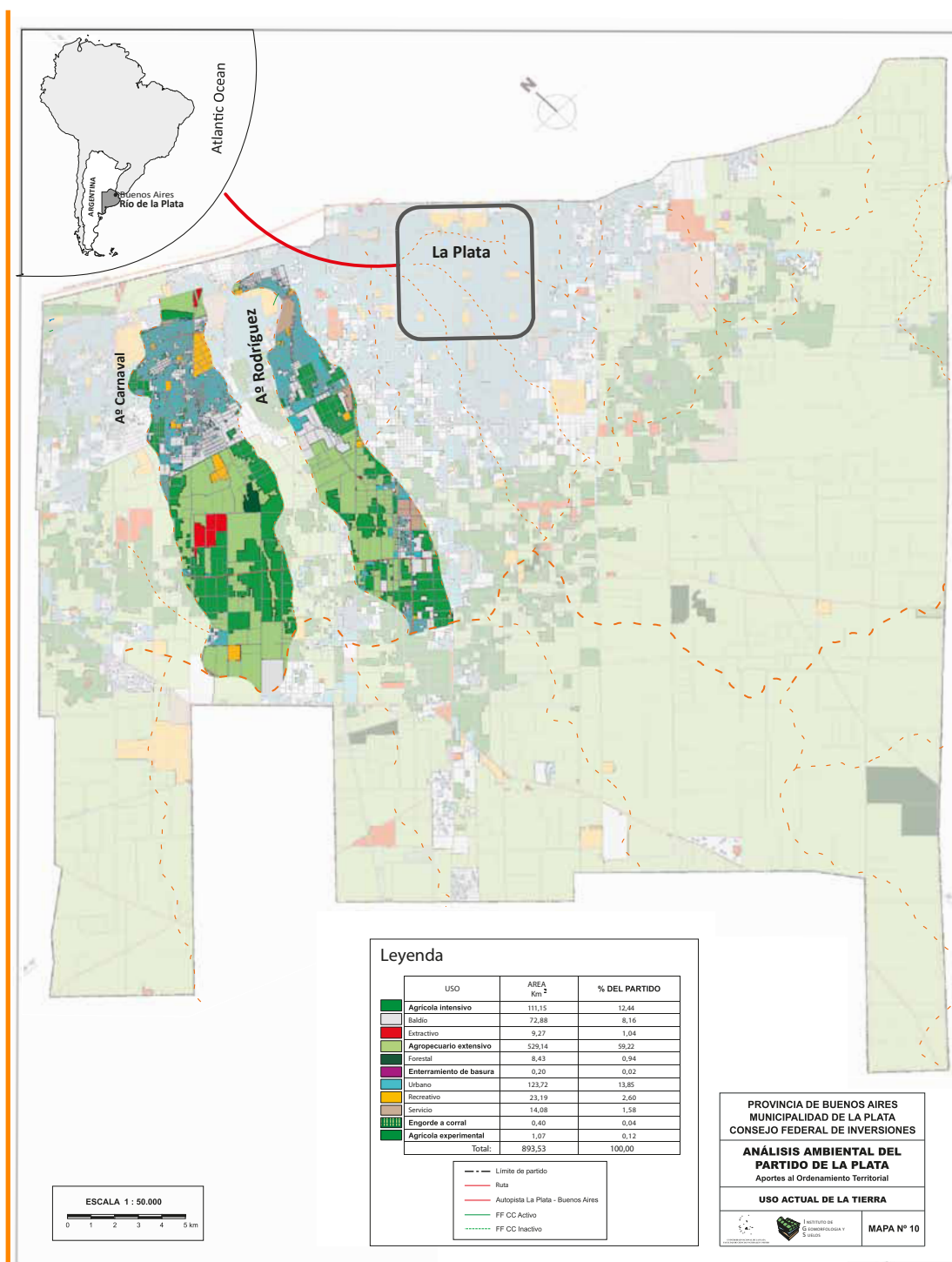


Figura 3. Usos del suelo del partido de La Plata. Sitios estudiados: arroyo Carnaval y Rodríguez. Modificado de Hurtado et al., 2006

◆ CUENCA DEL ARROYO RODRÍGUEZ

La cuenca del arroyo Rodríguez se ubica entre los paralelos de $34^{\circ} 48' 58''$ y $34^{\circ} 58' 39''$ Latitud Sur y los meridianos $57^{\circ} 58' 26''$ y $58^{\circ} 42' 41''$ de Longitud oeste. La misma está limitada al oeste con el arroyo Carnaval, al este con el arroyo el Gato y al sur con la cuenca del Samborombón (figura 2). Su cabecera y su tramo medio se encuentran en la denominada llanura alta que atraviesa en su recorrido las localidades Melchor Romero, Colonia Urquiza, Gorina, Manuel B. Gonnet, City Bell y Villa Elisa y desembocando en el Río de La Plata a través de una canalización (Canal Villa Elisa). Dentro del área de la planicie costera se concentra el aporte de una importante cantidad de afluentes con alto grado de contaminación orgánica e industrial (AA, AGOSBA, ILPLA, SHIN, 1997). Según las cartas del I.G.M. su cuenca tiene una superficie aproximada de 54 km² con un diseño alargado. Es un sistema lótico de 2^o orden, con una longitud total de recorrido de 22 km (Bauer et al., 2002), un ancho variable entre 1 a 6 metros y una profundidad media que fluctúa entre 1.2 m desde sus nacientes hasta la desembocadura respectivamente (Modenutti, 1986). Presenta un lecho limo-arenoso desde las cabeceras hasta su tramo medio-bajo en la localidad de City Bell. En esa zona el sedimento cambia, predominando el fango sapropélico (Sampons, 1989). Este curso de agua, fue caracterizado por Fernández & Schnack (1977) como un ambiente de elevada turbidez, de escasa profundidad y corriente.

En el tramo alto y medio de su cuenca se realizan prácticas agro-ganaderas e industriales; a este ambiente también ingresan efluentes provenientes de un frigorífico en la localidad de Gorina (tramo medio). Dentro de los límites de un barrio privado, ha sufrido importantes modificaciones, ya que ha sido profundizado y modificado el recorrido natural mediante la construcción de un dique de contención para el embalsado de sus aguas con el fin de establecer un lago artificial que actúa favoreciendo la retención (Bauer et al., 2002, Licursi & Gómez, 2009). En su tramo inferior recibe el aporte de gran variedad de alcantarillados con desechos domiciliarios (un 30 % del área de su cuenca es de uso urbano). Actualmente, el cauce se halla dragado en casi todo su recorrido.

◆ CUENCA DEL ARROYO CARNAVAL

La cuenca alta-media del arroyo Carnaval está incluida en la denominada llanura alta según su topología y se ubica entre los paralelos de $34^{\circ} 50' 15''$ y $34^{\circ} 59' 20''$ Latitud Sur y los meridianos $58^{\circ} 02'$ y $58^{\circ} 10' 05''$ de Longitud oeste. Sus límites naturales están determinados hacia el sureste (en sus nacientes) por la divisoria de aguas con el río Samborombón, al noroeste por la divisoria de aguas con el arroyo Pereyra, al sureste por la divisoria de aguas con el arroyo Rodríguez, y al noreste su zona de descarga en el ámbito de la planicie costera se halla canalizado a fin de que sus aguas desemboquen rápidamente hacia el Río de La Plata (figura 2). Posee un diseño de cuenca recto con una superficie total de 105 km^2 considerando también en esta cifra el área ocupada por el arroyo Martín desde su unión a la altura del tramo canalizado. El cauce principal (desde las cabeceras hasta su unión con el A^o Martín) posee una longitud de 14.5 Km, presenta alta turbidez, baja velocidad de corriente, profundidad media de 0.8 m. y los márgenes con vegetación acuática sumergida y emergente.

En la parte alta y media de la cuenca la principal actividad de uso del suelo es la agricultura (floricultura-horticultura) y la presencia de terrenos baldíos, sin embargo en la cuenca baja se concentra la mayor densidad poblacional junto con algunas industrias (Banda Noriega & Ruiz de Galarreta, 2002).

◆ AMBIENTES SELECCIONADOS PARA EL ESTUDIO

Los sitios fueron seleccionados en base a estudios previos realizados por diversos autores (Fernández & Schnack 1977, Modenutti, 1987, Sampons, 1989, Bauer et al., 2002, Miguel, 2004, Tangorra, 2005, Remes Lenicov et al., 2005) en donde fue estudiada la calidad de agua de los arroyos. Estos autores determinaron que el arroyo Rodríguez presenta un fuerte disturbio antropogénico, mientras que el arroyo Carnaval según el estudio realizado por Fernández & Schnack (1977) presentaría mejores condiciones de calidad de agua. Se seleccionaron tres sitios, dos ubicados en el arroyo Rodríguez (R1 y R2) y uno en el arroyo Carnaval (C) que fue tomado como "referencia", ambos arroyos desembocan en el Río de la Plata (Figura 4). El sitio de muestreo sobre el arroyo Carnaval (Latitud S $34^{\circ} 53' 8.67''$; Longitud O $58^{\circ} 5' 23.43''$) O se encuentra ubicado en la localidad de Gorina en el tramo medio de la cuenca. La densi-

dad poblacional de la zona adyacente al sitio de muestreo es baja siendo el principal impacto observado el dragado de su cauce. Ambos sitios seleccionados sobre el arroyo Rodríguez se hallan ubicados aguas abajo de la descarga del frigorífico y del dique de contención. El Sitio 1 del arroyo Rodríguez, (Latitud S: $34^{\circ} 53'59.89''$; Longitud O: $58^{\circ} 3'44.26''$), en adelante R1, relacionado más estrechamente con la agricultura de la zona (Bauer et al., 2002), mientras que el sitio 2 (Latitud S: $34^{\circ} 52'42.95''$; Longitud O: $58^{\circ} 2'7.79''$), en adelante R2, atraviesa el centro urbano de la localidad de City Bell (partido gran La Plata) en donde recibe numerosos efluentes domiciliarios. En la figura 5 se presenta un esquema simplificado del estudio que será ampliado en las secciones y capítulos siguientes.



Figura 4. Sitios de muestreo seleccionados para el estudio. C: arroyo Carnaval, R1: arroyo Rodríguez-sitio 1 y R2: arroyo Rodríguez-sitio2.

Arroyo Carnaval



Arroyo Carnaval



Arroyo Rodríguez-Sitio 1



Arroyo Rodríguez-Sitio 1



Arroyo Rodríguez-Sitio 2



Arroyo Rodríguez-Sitio 2



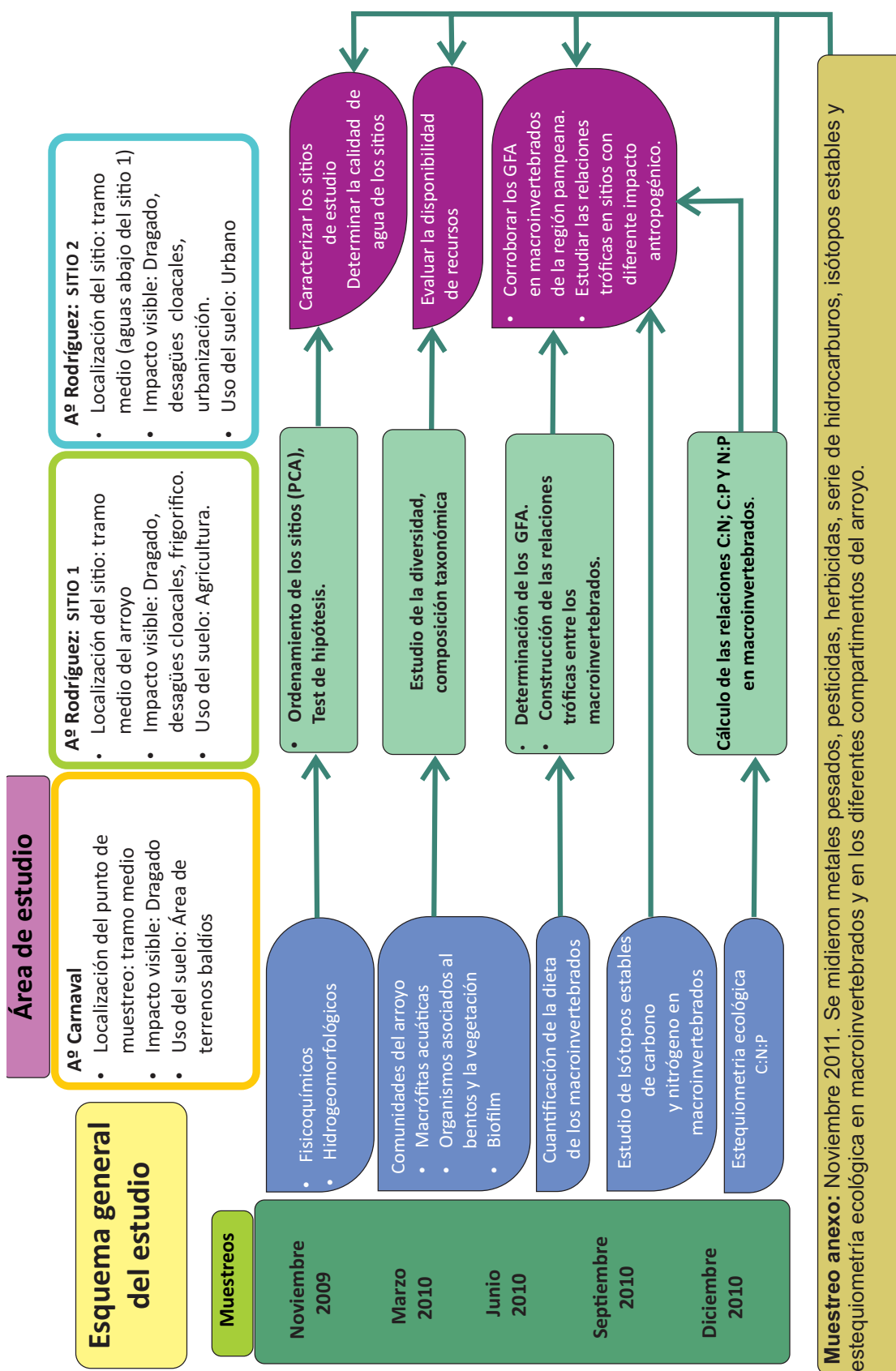


Figura 5. Esquema simplificado del presente estudio.

● COLECTA DE DATOS

En cada sitio las muestras fueron tomadas a lo largo de un tramo de 100 m de longitud, georeferenciado con un posicionador satelital Garmin -GPS III plus. Fueron realizadas 5 campañas de muestreo en cada sitio seleccionado en los meses de noviembre 2009; marzo 2010; junio 2010; septiembre 2010; diciembre 2010. En cada sitio de muestreo se tomaron datos fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos, así como muestras del bentos y de los organismos presentes en la vegetación. También fueron colectadas muestras del biofilm presente (epifiton y epipelon). Por otra parte se tomaron muestras de macroinvertebrados para los análisis de la dieta, estequiometría de carbono, nitrógeno y fósforo e isótopos estables de carbono y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$). Para complementar dicha información luego de finalizar los muestreos estacionales se realizó una campaña adicional en noviembre del 2011 donde además de tomar los parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos se analizó la concentración de metales pesados, pesticidas e hidrocarburos en el sedimento; estas muestras fueron tomadas sin réplicas. En esa ocasión también se colectaron muestras por triplicado de materia orgánica, sólidos suspendidos totales así como de la vegetación acuática, biofilm (epipelon y epifiton) e invertebrados bentónicos para determinar el contenido presente de carbono, nitrógeno y fósforo así como el de isótopos estables ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$).

PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS E HIDROGEOMORFOLÓGICOS.

Tabla 1: Metodología utilizada para la obtención de los parámetros hidrogeomorfológicos.

Tipo de Parámetro	Parámetro medido	Técnica
HIDROGEOMORFOLOGICO	Velocidad de corriente (m/seg)	Anemómetro digital Mini Air y caudalímetro Cole-Parmer CZ-32922-10. Fue tomada en la mitad del tramo seleccionado.
	Ancho mojado (m)	Fue medido a los 50 m en el tramo seleccionado.
	Profundidad media (cm)	Se midió la profundidad a intervalos regulares, a los 50 m del tramo seleccionado.
	Caudal (m ³ /seg)	Fue calculado mediante el método de integración de aéreas, utilizando la velocidad de la corriente medida y el área de la sección del tramo.
	Sólidos suspendidos totales (SST)(mg/L) Fracción orgánica de los SST (%).	Empleando un filtro premojado (0.45µ) se filtró 250 cm ³ de agua del arroyo, se secó en estufa a 60°C durante 48 hs hasta peso constante y se obtuvo el peso seco. Luego fue calcinado durante 4 hs a 500 °C para obtener el peso seco libre de cenizas. Finalmente se calculó la fracción orgánica de SST (APHA, 1998). Las muestras fueron tomadas por triplicado en cada sitio.
	Materia orgánica particulada fina y gruesa (MOPF y MOPG) (%)	Se empleó un tamiz de 62 µm y 250 µm, para MOP fina y gruesa respectivamente. Se secó con estufa a 60°C durante 48 h y se calcinó a 500°C durante 4 hs. Se obtuvo el peso seco libre de cenizas. Se calculó el % de MOP (APHA, 1998). Las muestras fueron tomadas por triplicado.
	Granulometría del sedimento	El sustrato fue clasificado de acuerdo a 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 y 250 µm diámetro. 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.

Tabla 2: Metodología utilizada para la obtención de los parámetros fisicoquímicos.

Tipo de Parámetro	Parámetro medido	Técnica
FISICOQUÍMICO	Tº (°C) pH Conductividad (mS) Turbidez (UNT) OD (mg/L)	Obtenidos mediante sensor multiparamétrico Horiba. Se registraron un total de 9 medidas por cada sitio y fecha de muestreo.
	Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	Determinada luego de 5 días de incubación a 20 °C (APHA, 1998). Las muestras fueron tomadas por triplicado.
	Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Obtenida luego de oxidar la muestra de agua con dicromato de potasio en medio ácido (APHA, 1998). Se colectaron tres réplicas.
	Fosfato (PO ₄ ⁻³)	Las muestras de agua fueron filtradas con filtros Whatman GF/C (0.6–0.7 m tamaño de poro). Se determinaron las concentraciones mediante el método colorimétrico (APHA, 1998). Las muestras se tomaron por triplicado.
	Nitrito (N-NO ₂ ⁻)	
	Nitrato (N-NO ₃ ⁻)	
	Amonio (N-NH ₄ ⁺)	
	Zinc	Espectrofotometría de absorción atómica. Standard Methods M 3111 B y C -EPA SW 846* M 7950- EPA
	Cromo	Espectrofotometría de absorción atómica Standard Methods M 3111 B y C -EPA SW 846 M 7190- EPA
	Cobre	Espectrofotometría de absorción atómica Standard Methods M 3111 B y C -EPA SW 846 M 7210- EPA
	Cadmio	Espectrofotometría de absorción atómica Standard Methods M 3111 B y D -EPA SW 846 M 7130- EPA
	Plomo	Espectrofotometría de absorción atómica Standard Methods M 111 B y C -EPA SW 846 M 7420- EPA
	Níquel	Espectrofotometría de absorción atómica Standard Methods M 3111 B y C-EPA SW 846 M 7520- EPA
	Pesticidas organoclorados ⁽¹⁾	Standard Methods M 6630 B -EPA SW 846 M 8081 A - CG -ECD
	Pesticidas organofosforados ⁽²⁾	Standard Methods M 6630 B - EPA SW 846 M 8141 A - CG - NPĐ
Herbicidas ⁽³⁾	EPA SW 846 M 8321 A HPLC -UV	
Hidrocarburos ⁽⁴⁾	Texas.Natural.Resource.Conservation. Commission(NRCC).1006.CG.FID	

Tabla 2: Metodología utilizada para la obtención de los parámetros fisicoquímicos. *Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods conocido como EPA SW 846.

⁽¹⁾ **Pesticidas Organoclorados:** *a-HCH; BHC; b-HCH; g-HCH; d-HCH; Heptaclor, Aldrin; Heptaclor Epoxi; g-Clodano; a-Clordano; Dieldrin + DDE; Endrin; Endosulfan II, DDD; Endrin Alehido; Endosulfan Sulfato; Endrin Cetona; Metoxiclor; Mirex; Endosulfan I; DDT.*

⁽²⁾ **Pesticidas Organofosforados:** *EPTC; butilate; Vermolate; Molinate; Propazine; Terbufos; Malation; Etil Paration; Diclorvos; Etoprop Naled; Porate; Demeton; Diazinon; Disulfoton; Metil Paration; Ronel; Clorpirifos; Fention; Tricloronate; Stirifos; Tokution; Merfos; Fensulfoton; Bolstar; Metil Azinfos; Coumafos.*

⁽³⁾ **Herbicidas:** *2,4-D; MCPA acido; MCPP acido; Dicamba; Silvex acido; 2,4,5-TP (Silvex), Silvex metil ester; 2,4-DB.*

⁽⁴⁾ **Hidrocarburos:** *n-octano, n-hexatriacontano, n-pentatriacontano, n-teratriacontano, n-dotriacontano, n-hentriacontano, n-triacontano, n-nonacosano, n-octacosano, n-heptacosano, n-hexacosano, n-pentacosano, n-tetracosano, n-tricosano, n-docosano, n-heneicosano, n-eicosano, n-nonadecano, phytano, n-octadecano, pristano, n-heptadecano, n-hexadecano, n-pentadecano, n-tetradecano, n-tridecano, n-dodecano, n-undecano, n-decano, n-nonano, n-heptano, n-hexano.*

DENSIDAD DE ORGANISMOS

Se colectaron muestras de organismos de diferentes ensambles para determinar la densidad de los distintos taxa en el ambiente.

INVERTEBRADOS PRESENTES EN EL SEDIMENTO

Las muestras de sedimento se tomaron por triplicado, utilizando una draga tipo Ekman de 100 cm² y fueron fijadas en el campo con formaldehido al 5% (v/v), se colectaron un total de 45 muestras entre todos los muestreos y sitios estudiados. En el laboratorio, cuando fue necesario (debido a la alta densidad de los organismos y la presencia de abundante materia orgánica) se obtuvo una alícuota representativa de cada draga (25-50 %), con un fraccionador tipo Folsom. Luego fueron lavadas en un tamiz de 250 µm de apertura de malla y los organismos teñidos con eritrocina B por un mínimo de 24 hs. Por último se procedió a la identificación de los taxa hasta el menor nivel taxonómico posible mediante el empleo de claves específicas (Brinkhurst & Marchese, 1992; Lopretto & Tell, 1995, Cummins & Merritt, 1996; Fernández & Domínguez, 2009) y recuento bajo microscopio estereoscópico (APHA, 1998). En el caso de los oligoquetos los mismos fueron conservados en alcohol al 70 % (v/v). Los organismos fueron clasificados según su tamaño en: macroinvertebrados considerando los mayores a las 500 micras (Haur & Resh, 2006) y mesoinvertebrados o meiofauna (menores a 500 micras que quedaron retenidos en el tamiz de 250 micras) en la cual se incluyeron a los nematodos y microcrustáceos (Allan & Castillo, 2007). En todos los casos las densidades de los taxa fueron expresadas en ind/m².

INVERTEBRADOS PRESENTES EN LA VEGETACIÓN

Se realizó un mapeo visual de la vegetación y se determinó la cobertura de la misma, para lo cual se subdividió el tramo inicial en 4 sectores que fueron de 0-25; 25-50; 50-75; 75-100 m. En cada subdivisión se calculó el porcentaje de cobertura de cada especie encontrada con respecto al total. Para las muestras de los organismos asociados a la vegetación se seleccionaron las especies vegetales del tipo flotante o sumergido-arraigada con mayor cobertura. Se obtuvieron 3 réplicas de cada una (n=45) utilizando un cuadrado de plexiglás de 625 cm² (Barbour et al., 1999; Gómez et al., 2008; Cortelezzi et al., 2012) para delimitar el área y empleando un tamiz de 250 µm para la recolección de los organismos. El tratamiento de las muestras en el laboratorio fue el mismo que el mencionado para los organismos asociados al bentos incluyendo la clasificación de los taxa en representantes de la meiofauna y de macroinvertebrados.

COMUNIDAD DEL BIOFILM: EPIFITON, EPIPELON

Para las muestras de epipelon se tomaron en cada sitio tres réplicas de los primeros 5 mm de la capa superficial del sedimento (n=45) que fueron colectadas con una pipeta de 1 cm² de superficie (Lowe & Laliberti, 1996; Gómez & Licursi, 2001). En el caso de las muestras de epifiton, se colectaron en cada sitio tres réplicas de la vegetación dominante (total en los tres sitios, n=33). En el laboratorio éstas fueron precesadas mediante un ultrasonicador Cleanson en tres ciclos de 2 minutos cada uno para remover el epifiton, luego se calculó el área foliar. En ambos casos las muestras fueron fijadas a campo con formaldehído al 4 %. Por último, se realizó el estudio de la composición de la comunidad del microbentos. Utilizando una cámara de Sedgwich-Rafter a través de un microscopio óptico BX 50 se determinaron los porcentajes relativos de los individuos clasificados en grandes categorías taxonómicas: diatomeas, clorofitas, euglenofitas y cianofitas, además de los ciliados. También se contabilizó la presencia de hongos y rotíferos.

DIETA Y RELACIONES TRÓFICAS

Contenido del tubo digestivo

Los macroinvertebrados fueron muestreados desde noviembre del 2009 hasta diciembre del 2010. Para el estudio se seleccionaron todos los macroinvertebrados presentes en cada mo-

mento de muestreo. Un máximo de 10 individuos de cada taxa fueron colectados, colocados en frío para evitar la regurgitación y luego fijados con formaldehído al 5 % (v/v). En el laboratorio los organismos fueron determinados y luego disecados bajo microscopio estereoscópico. El contenido fue removido, lavado con agua destilada y luego colocado en tubos Eppendorf con el colorante Rosa de Bengala durante 24 hs, este colorante tiñe la materia orgánica y ayuda a diferenciar los organismos del resto de material ingerido (Ruble & Partusch-Talley, 1995). Luego fue homogeneizado mediante un aparato Vortex Mixer y sometido a centrifugado durante 10 minutos (en el caso de los organismos más pequeños) para concentrar el material. Para la identificación de los ítems alimentarios el contenido fue fotografiado mediante cámara Olympus E-330 sobre un microscopio óptico a 400 X; luego fueron seleccionados 15 campos al azar y cuantificados. Para cada ítem se midió el área cubierta expresada como abundancia relativa porcentual del total del contenido (Winterbourn et al., 1984; Jaarsma et al., 1998; Díaz Villanueva & Albariño 1999, Muñoz et al., 2009). En el caso de las especies depredadoras se intentó llegar a la mayor resolución taxonómica posible de los restos animales encontrados en el interior del tracto digestivo. Debido al hábito alimentario succionario de los hemípteros su sistema digestivo no fue disecado para la identificación de ítems alimentarios, pero fueron considerados como depredadores en base a Merritt & Cummins, 1996.

Grupos funcionales alimentarios

Se utilizó la clasificación en Grupos Funcionales Alimentarios (GFA) propuesta por Merritt et al., (2008). Los organismos estudiados fueron asignados de acuerdo al ítem dominante que consumieron (mayor al 60 % de abundancia) y se identificaron un total de 59 taxa entre todos los muestreos y sitios estudiados. La clasificación de los taxa en la categoría de depredador fue establecida en base a las referencias bibliográficas de su hábito alimentario, en estos casos asumimos que las algas encontradas en su contenido intestinal forman parte de la dieta de su presa (Jaarsma et al., 1998). En la tabla 3 se pueden observar las categorías de GFA. Los perforadores de macrófitas no fueron analizados debido a la imposibilidad de analizar su contenido digestivo. Un esquema simplificado para la asignación de los organismos se puede ver en la figura 6.

Tabla 3. Sistema de clasificación general obtenido de Merritt et al., 2008 empleando GFA. Los perforadores de macrófitas y los parásitos no fueron analizados.

GFA	Rango de tamaño del alimento	Ítems dominantes	Mecanismo de alimentación
Fragmentadores (Shredders)	>1000 μm	Tejidos de plantas vasculares acuáticas. Tejidos de plantas vasculares en descomposición- Materia orgánica particulada gruesa (MOPG)	Herbívoros -Mastican y viven dentro de las macrófitas. Detritívoros -Viven en la MOPG
Colectores (Collectors)	<1000 μm	Materia orgánica particulada fina (MOPF)	Detritívoros- Filtradores . Filtran la columna de agua alimentándose de las partículas en suspensión. Detritívoros- Recolectores . Recogen las partículas sueltas depositadas en las superficies.
Raspadores (Scrapers)	<1000 μm	Perifiton (algas y material asociado)	Herbívoros-Ramoneadores sobre superficies orgánicas y minerales.
Perforadores de Macrófitas (Macrophyte Piercers)	>100 >1000 μm	Fluidos de plantas vasculares acuáticas (células y tejidos) o algas filamentosas	Herbívoros-Perforadores de tejidos o células
Depredadores (Predators)	>1000 μm	Otros animales	Engullidores - Capturan a sus presas ingiriendo el animal entero. Perforadores . Capturan a sus presas succionando sus fluidos.
Parásitos (Parasites)	>1000 μm	Otros animales	Parásitos internos de huevos, larvas y pupas. Parásitos externos de larvas, prepupas y pupas.

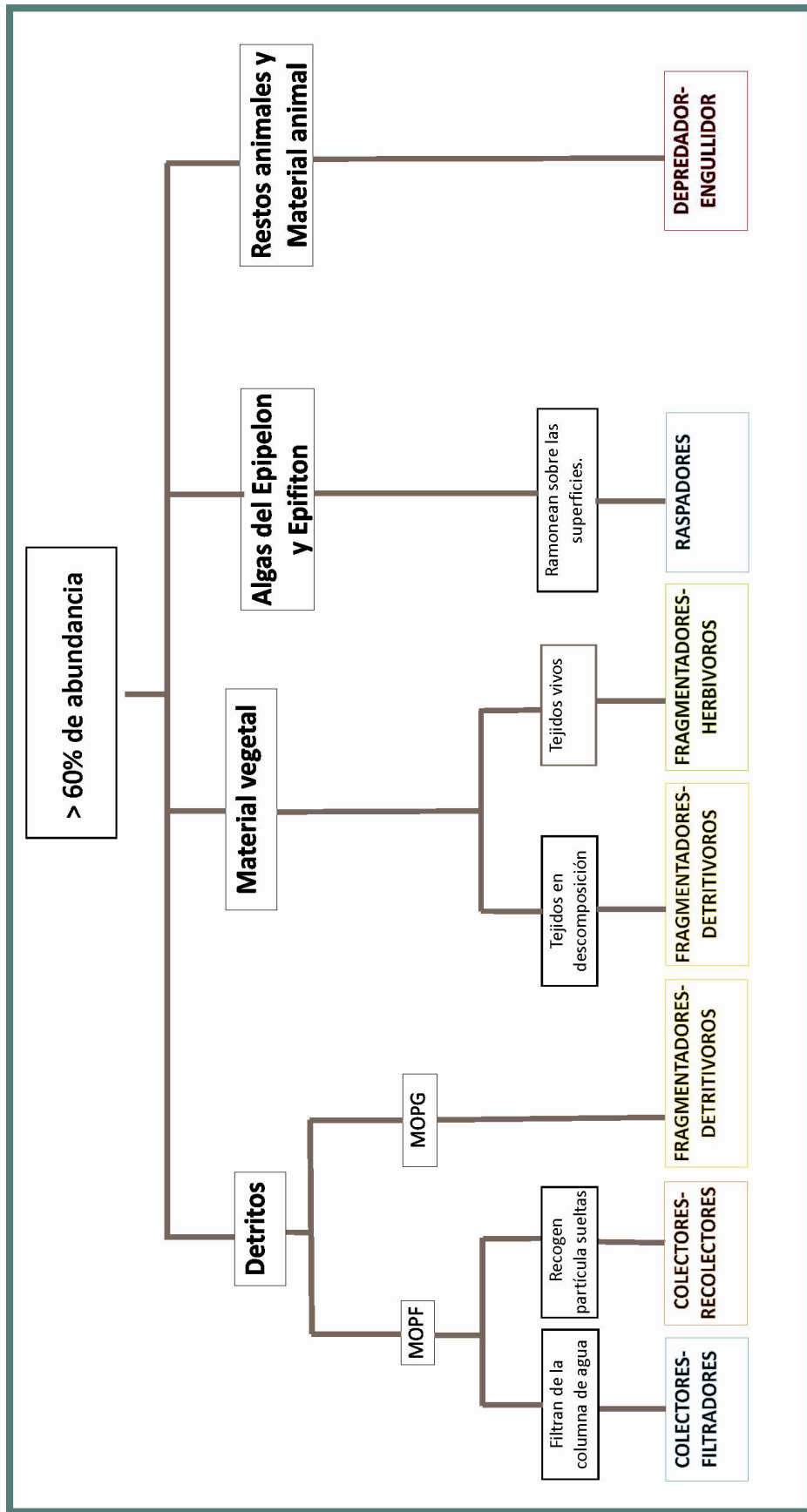


Figura 6. Esquema simplificado de clasificación de los organismos en el GFA correspondiente según los ítems alimentarios más abundantes encontrado en la dieta.

ESTEQUIOMETRÍA E ISÓTOPOS ESTABLES

Para éste análisis se realizó un muestreo anexo en noviembre 2011 en donde se colectaron muestras de los principales compartimentos presentes en el arroyo estudiado, tomándose un mínimo de tres replicas en el caso de los recursos basales (macrófitas acuáticas, seston, materia orgánica particulada fina y gruesa, epipelon, epifiton). Los compartimentos incluyeron:

- **Macroinvertebrados bentónicos:** los mismos fueron seleccionados en base a su abundancia y biomasa. Para su colecta se empleó un tamiz de 250 μm de malla (en el caso de los organismos de mayor tamaño) y para los organismos más pequeños se colectaron muestras sobre el sedimento (empleando una draga tipo Eckman de 100 cm^2) y sobre la vegetación presente (mediante un cuadrado de plexiglass de 625 cm^2 (Barbour et al., 1999). Luego fueron identificados y separados bajo microscopio esteroescópico. Éstos fueron mantenidos en recipientes diferentes con agua del sistema filtrada, durante 24 horas en ayuno, con el fin de evacuar y limpiar el tracto digestivo para analizar sólo el material asimilado. Por último, los mismos fueron mantenidos en freezer hasta su procesamiento (Bosley & Wainright, 1999).
- **Macrófitas acuáticas:** se determinaron las especies de vegetación presente en el sitio de estudio y en base a su porcentaje de cobertura se colectaron 3 réplicas de las especies más representativas. En el laboratorio se procedió a colocar las mismas en un ultrasonicador Cleanson realizando tres ciclos de 2 minutos cada uno.
- **Materia orgánica particulada:** el modo de obtención de la muestra in situ se encuentra explicado en la tabla 1. En el laboratorio se separó la MOP en fina y gruesa empleando tamices de 62 μm y 250 μm respectivamente.
- **Sólidos en suspensión (seston):** se empleó una muestra de agua colectada en el sitio (de volumen conocido) que fue filtrada al vacío utilizando filtros de fibra de vidrio GF/F previamente calcinados (500° C durante 4 horas) y pesados.
- **Biofilm epipélico:** Se colectaron tres réplicas de la capa superficial del sedimento (Gómez & Licursi, 2001).
- **Biofilm epifítico:** se colectaron por triplicado muestras de la vegetación sumergida (3 segmentos de 10 cm cada uno), seleccionadas en base a su porcentaje de cobertura en el tramo estudiado. En el laboratorio éstas fueron colocadas en un ultrasonicador Cleanson en tres

ciclos de 2 minutos cada uno para remover el epifiton, luego se calculó el área foliar. La muestra resultante fue filtrada empleando filtros de fibra de vidrio GF/F previamente calcinados (500° C durante 4 horas) y pesados.

Posteriormente se procedió de la siguiente manera para todos los compartimentos:

- Se secaron a 60° C en estufa hasta llegar al peso estable.
- Las muestras sólidas fueron trituradas empleando un mortero hasta obtener una fracción homogénea, en el caso de los filtros los mismos fueron analizados enteros.
- El material seco en polvo fue pesado en balanza analítica utilizando la cantidad necesaria en base al tipo de muestra.
- Se determinó el contenido elemental (C y N) y los isótopos estables de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ mediante la combustión en un Analizador Elemental Flash EA 112 asociado a un espectrómetro de masas de relaciones isotópicas (IRMS) Finnigan “Delta Plus” equipado con un sistema de flujo continuo en el Laboratorio CATNAS de la Universidad de la República, Montevideo, Uruguay. Para el análisis del fósforo se procedió de igual forma que para C y N en cuanto a muestreo y procesamiento del material. El contenido de P elemental fue obtenido por digestión de las muestras mediante combustión a 500 °C, seguida de adición de una solución de HCl 1 N. Luego, el P fue analizado por el método colorimétrico siguiendo el método de Murphy & Riley (1962) y APHA (1998). Este análisis fue realizado por personal Técnico del laboratorio de química del Instituto de Limnología (ILPLA).

Se analizó las relaciones C: N, C: P, N: P de los invertebrados más representativos de cada GFA, en los tres sitios estudiados.

Se utilizó la notación delta (δ), para expresar la abundancia natural de los isótopos de ^{13}C y ^{15}N . Esto surge de comparar las relaciones molares del isótopo “pesado” con relación al “liviano” de cada material, con respecto al de un material de referencia. El patrón internacional para el ^{13}C es una roca calcárea dolomítica (Belemnite) encontrada en una formación geológica denominada Pee Dee, en Carolina del Norte, USA, siendo su abreviación PDB (Pee Dee Belemnite), mientras que el estándar utilizado para el nitrógeno es el valor de ^{15}N en el aire.

Dicha notación se expresa de la siguiente manera:

$$\delta X = \left(\frac{R_{\text{muestra}}}{R_{\text{estándar}}} - 1 \right) \times 1000 \text{ (Peterson \& Fry, 1987)}$$

En el ejemplo el valor de R muestra: $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ o $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$

Como el resultado de esas diferencias es muy pequeño, por convención se expresa en partes por mil (‰). Un valor más cercano a cero (en el ejemplo) indica que el material tiene alta cantidad del isótopo “pesado”.

◆ ANÁLISIS DE LOS DATOS

CARACTERIZACIÓN DE LOS SITIOS

Se realizó un **Análisis de Correspondencia Detendenciado** (DCA) para evaluar que método multivariado era más conveniente aplicar, utilizando el paquete estadístico CANOCO (Ter Braak, 1995). Este método de gradiente indirecto permite discriminar entre la aplicación de un método lineal como el **Análisis de Componentes Principales** (PCA) o un método unimodal como el **Análisis de Correspondencia Canónica** (CCA). Si como resultado del DCA la longitud del gradiente de desviación estándar es mayor a 4 el método a aplicar es el CCA, en cambio si la longitud del gradiente es menor a 4 se recomienda realizar un PCA. En este estudio, la longitud del gradiente de desviación estándar del análisis de las variables fisicoquímicas fue menor a 3 por lo cual fue posible realizar un **PCA** para el ordenamiento de los sitios. Las variables empleadas en el PCA fueron: SST; % orgánico de SST; DQO; DBO₅; conductividad; turbidez; OD; P-PO₄; N-NO₂; N-NO₃; N-NH₄ todas obtenidas durante los muestreos realizados. No fueron excluidas del análisis ninguna de las variables debido a que las mismas no presentaron colinealidad entre ellas. Los valores empleados fueron los promedios para cada sitio durante todo el periodo de muestreo. En el caso del porcentaje de materia orgánica el valor correspondió al promedio de materia orgánica particulada fina y gruesa para cada sitio estudiado. Las variables fueron previamente transformadas (a excepción del pH) con $\ln(x+1)$ para su estandarización. Para evaluar las diferencias significativas entre los sitios se empleó el **Análisis de la Varianza** (ANOVA), para ello fueron consideradas todas las variables utilizadas previamente en el PCA (mencionadas previamente). En los casos en que las diferencias entre los sitios fueron significativas se aplicó, posteriormente, la prueba de Tukey. Los análisis fueron realizados empleando el programa Sigma Stat 3.5.

En el caso de los **metales pesados, pesticidas y herbicidas** se compararon los resultados de cada sitio con niveles guía. Estos niveles fueron obtenidos de la guía referenciados en *Canadian*

Environmental Quality Guidelines (CCME), (2003), para la protección de la vida acuática en aguas dulces superficiales.

Los valores de MOP fina y gruesa fueron transformados a ln y luego analizados mediante ANOVA de una vía. Para la MOPF se realizó un **ANOVA por Rangos (Kruskal Wallis)** debido a que los datos no fueron normales. Luego fue aplicado el test a posteriori de **TUKEY** para observar posibles diferencias significativas entre pares de sitios, empleándose el programa Sigma Stat 3.5 para realizar estos análisis.

Las diferencias entre los valores medios de densidad total de taxa para el hábitat sedimento y vegetación (obtenida a partir del promedio entre las diferentes especies de macrófitas acuáticas analizadas), fueron evaluadas mediante la prueba estadística **“t” de Student** para un valor de α de 0.05, empleándose también el programa Sigma Stat 3.5.

Se determinó la diversidad de los macroinvertebrados utilizando el índice de Shannon (Shannon & Wiener, 1963). La diversidad fue expresada como diversidad de taxa o taxonómica debido a que no todos los organismos pudieron ser identificados al nivel de especie. Este índice considera que los individuos se muestrean al azar a partir de una población “infinitamente grande” (Pielou, 1975). También asume que todas las especies están representadas en la muestra. Su rango varía entre 0 y 5. La unidad en que se expresa cuando se emplea ln para el cálculo es el nats/individuo. Para el cálculo de los índices de diversidad se empleó el programa PAST versión 2.17c (Hammer et al., 2001)

$$H' = -\sum P_i \ln P_i$$

donde:

H' : diversidad específica

$$P_i = n_i/n$$

n_i : número de individuos de cada especie.

N : número total de individuos.

Se calculó la **dominancia de los taxa**: Su rango varía entre 0 y 1 (en el cual un taxón domina toda la comunidad).

$$D = \sum_i (n_i/n)^2$$

n_i : número de individuos del taxón i

La diversidad de taxa entre los distintos hábitat fue contrastada mediante un ANOVA de dos vías. Asimismo, se comparó la diversidad entre los sitios y las especies *Alternanthera filoxeroides* y *Hydrocotyle bonariensis* también mediante un ANOVA de dos vías, empleando para su cálculo el programa Sigma Stat 3.5.

Para evaluar la calidad ecológica de los sitios estudiados se aplicó el índice biótico para ríos y arroyos Pampeanos (**IBPAMP**) (Rodrigues Capítulo et al., 2001). Las clases de calidad del agua establecidas por este método se presentan en la tabla 4. Para la aplicación de este índice se consideran los diferentes grados de sensibilidad de los macroinvertebrados autóctonos como así también el número de taxa presentes en cada sitio evaluado.

Tabla 4. Clases de calidad de agua basada en el índice IBPAMP

Clases	Índice biótico	Significado	Color
I	10–13	No poluida	Azul
II	8–9	Suavemente poluida	verde
III	6–7	Moderadamente poluida	amarillo
IV	4–5	Fuertemente poluida	Naranja
V	1–3	Muy fuertemente poluida	Rojo

GRUPOS FUNCIONALES ALIMENTARIOS

Se realizó un análisis de asociación empleando el índice de similitud de **Bray Curtis** entre los ítems alimentarios consumidos expresados a través de un **dendrograma** construido mediante el método UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean). Para ello se agruparon las categorías de ítems alimentarios encontrados en detritos, algas, restos vegetales, restos animales, cianobacterias, fungi, restos minerales. Se comprobó la significancia de similitud entre los grupos formados utilizando la prueba de **ANOSIM** de una vía. El porcentaje de contribución de cada ítem a las disimilitudes para los grupos formados fue analizada mediante la prueba de **Porcentaje de similitud** (SIMPER en sus siglas en inglés)(Clarke, 1993, Clarke & Warwick, 2001). En todos los casos fueron tenidos en cuenta los taxa en los cuales el número de individuos disecados fue mayor o igual a 3. Para el análisis de cluster, ANOSIM, SIMPER se utilizó el software estadístico PAST versión 2.17c (Hammer et al., 2001). Mediante la información proporcionada por los análisis de agrupamiento, ordenación y teniendo en cuenta la morfología bucal (en la

mayoría de los casos observadas directamente en el momento de la disección y corroborada con bibliografía) se pudieron asignar los taxa a los grupos funcionales. Aquellos taxa que no pudieron ser analizados mediante el clúster fueron asignados a las categorías de FFG en base a las proporciones de ítems alimentarios representadas gráficamente y la morfología bucal. Para ello el ítem alimentario que representó más del 60 % de superficie del tubo digestivo fue considerado mayoritario (Motta & Uieda, 2004) y empleado como referencia para categorizarlo dentro del grupo funcional, de acuerdo también a su tamaño en micras.

RELACIONES TRÓFICAS

Para este análisis fueron considerados todos los macroinvertebrados encontrados independientemente de su abundancia (Guerra, 2003). Sólo fueron excluidos aquellos ejemplares que presentaron el tubo digestivo vacío y aquellos con hábito alimentario suctorial, por no poder realizarse la cuantificación. De esta manera se pretendió representar todas las relaciones potenciales presentes en los tramos estudiados. Las relaciones de alimentación entre los organismos fueron representadas empleando un **diagrama entre los consumidores y los consumidos**. Cada taxón se vincula mediante líneas (cada una de las cuales representa una conexión), al ítem consumido. En este análisis se tuvieron en cuenta en forma separada todos los ítems alimentarios hallados. En la descripción de las relaciones tróficas se empleó la siguiente nomenclatura para la denominación de los taxa y para la construcción de los distintos niveles de la trama trófica:

- **Especies superiores (Top):** son aquellas especies consumidoras que no presentan depredadores. Son depredadores, en la mayoría de los casos vertebrados.
- **Especies intermedias:** son aquellas especies que presentan tanto depredadores como presas. Son depredadores, en su mayoría invertebrados.
- **Especies basales:** Son aquellas especies que son depredadas por otras, pero no depredan sobre ninguna. Son los representantes herbívoros de otras clasificaciones.

Las representaciones gráficas de las relaciones tróficas se realizaron mediante programas especializados en el estudio de redes sociales, para ello se utilizó el software UCINET (University of California, Irvine Network, Borgatti, 2002) que funciona bajo la plataforma de Windows.

Se realizó un gráfico de conexiones tróficas, para cada mes estudiado, considerando todos

los macroinvertebrados sin diferenciar los tipos de hábitat (sedimento y vegetación), de esta forma poder obtener las relaciones tróficas globales para los sitios estudiados.

Para la construcción de las relaciones tróficas se convirtieron los datos resultantes del contenido intestinal a una matriz binaria, en donde tanto en las filas como en las columnas se representan los depredadores y los ítems alimentarios constituyendo una matriz simétrica. Una vez creada la matriz se le asignó un valor de 1 si existía relación y de 0 ante la ausencia de la misma, teniendo en cuenta que siempre se debe realizar la entrada en forma horizontal. Cada red o grafo se compone de tres elementos esenciales: nodos o actores, vínculos o relaciones y flujos.

- **Nodos o especies:** son los grupos de especies que interactúan con otras.
- **Vínculos o relaciones:** son los lazos que existen entre dos o más nodos, estos son representados por líneas y representan las interacciones que tienen las especies.
- **Flujo:** indica la dirección del vínculo, los flujos se representan por una flecha que indica el sentido del vínculo (figura 7). Es posible que también existan flujos mutuos o bidireccionales. Cuando un individuo no tiene ningún tipo de flujo (lo cual a su vez implica ningún vínculo) se dice que ese nodo está suelto dentro de la red o que es un nodo isla.

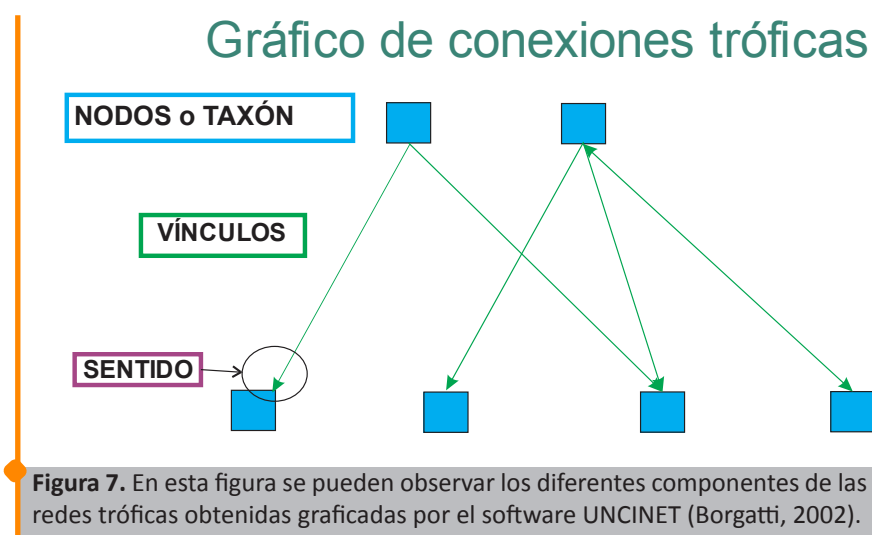


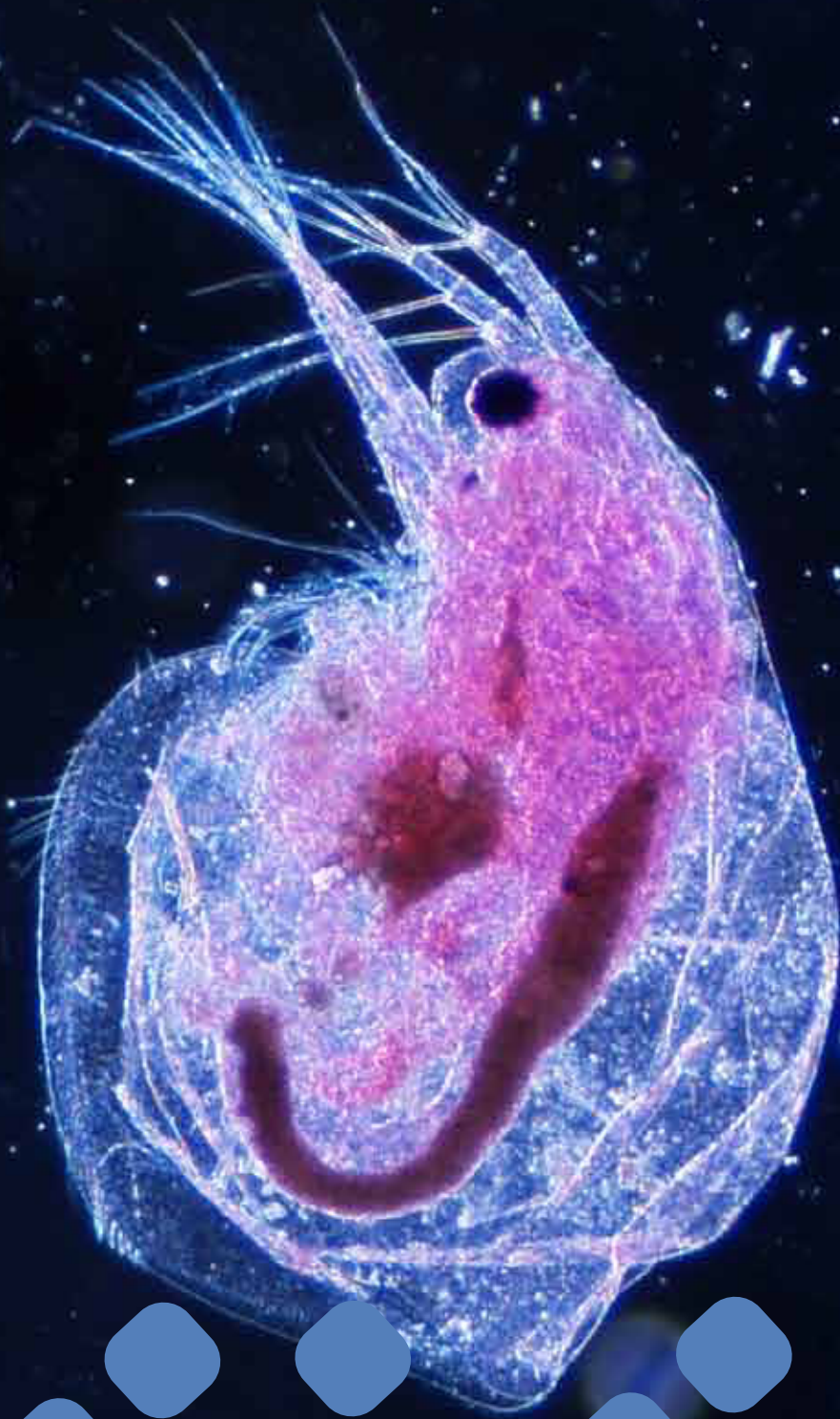
Figura 7. En esta figura se pueden observar los diferentes componentes de las redes tróficas obtenidas graficadas por el software UNCINET (Borgatti, 2002).

Este programa utilizado para el diseño de la red, también presenta una serie de indicadores los cuales se pueden hacer de forma global, utilizando toda la red, o de forma individual, es decir, para cada especie. En este estudio para la descripción de las relaciones tróficas se utilizaron la medida de centralidad que se describe a continuación.

- **Centralidad:** Es el número de taxa a las cuales una especie está directamente unida. El grado de centralidad se divide en grados de entrada y grados de salida, y depende de la dirección del flujo, así tenemos que:
- **El grado de salida:** es la suma de las relaciones que un taxón tiene con el resto, en el caso de las redes tróficas se tendría el número de taxa que consumen al taxón de interés.
- **El grado de entrada:** es la suma de las relaciones hacia un taxón, en el caso de las redes tróficas es el número de presas que consumen al taxón de interés.

ANÁLISIS DE ISÓTOPOS ESTABLES

Los valores de datos isótopos estables de C y N fueron analizados empleando el programa **Stable Isotope Analysis in R**, (SIAR, Parnell et al. 2010), para determinar el porcentaje de contribución de los recursos a cada taxón empleando un modelo de mezcla de múltiples recursos y dos isótopos estables. En cada caso se corrieron 500000 interacciones con un número inicial descartado de 50000. El modelo utilizado fue lineal y concentración dependiente. Para dichos análisis fueron empleados los valores isotópicos de los recursos basales y los taxa correspondientes al muestreo anexo de noviembre 2011. Los factores de enriquecimiento tróficos empleados (TEF en sus siglas en inglés) en el análisis fueron los valores teóricos debido a la ausencia de estudios previos para la región. En el caso del $\delta^{13}\text{C}$ el valor de TEF fue de 1 ‰ según lo establecido por DeNiro & Epstein (1978) y para el $\delta^{15}\text{N}$ el valor determinado empíricamente por DeNiro & Epstein (1981) fue de 3‰.



RESULTADOS



RESULTADOS

CARACTERIZACIÓN DE LOS SITIOS

PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS E HIDROGEOMORFOLÓGICOS

En la figura 1 se observa el ordenamiento de los sitios de muestreo mediante un análisis de componentes principales (PCA) en función de los parámetros físico-químicos. Este análisis permitió establecer un gradiente de polución orgánica determinado por el Factor 1 (que explicó el 95.9 % de la variabilidad). En relación con este factor los sitios ubicados en el Arroyo Rodríguez estuvieron asociados principalmente a mayores valores de DQO, MO, conductividad, $P-PO_4$, $N-NH_4^+$ y DBO_5 , mientras que el sitio C se relacionó con los valores elevados de OD, SST y turbidez (ver anexo VI). El Factor 2 (que explica el 0.41 % de la variabilidad) estuvo determinado por los nutrientes nitrogenados (principalmente $N-NO_3^-$), asociándose con el sitio R1. Ambos factores explicaron el 100 % de la varianza acumulada.

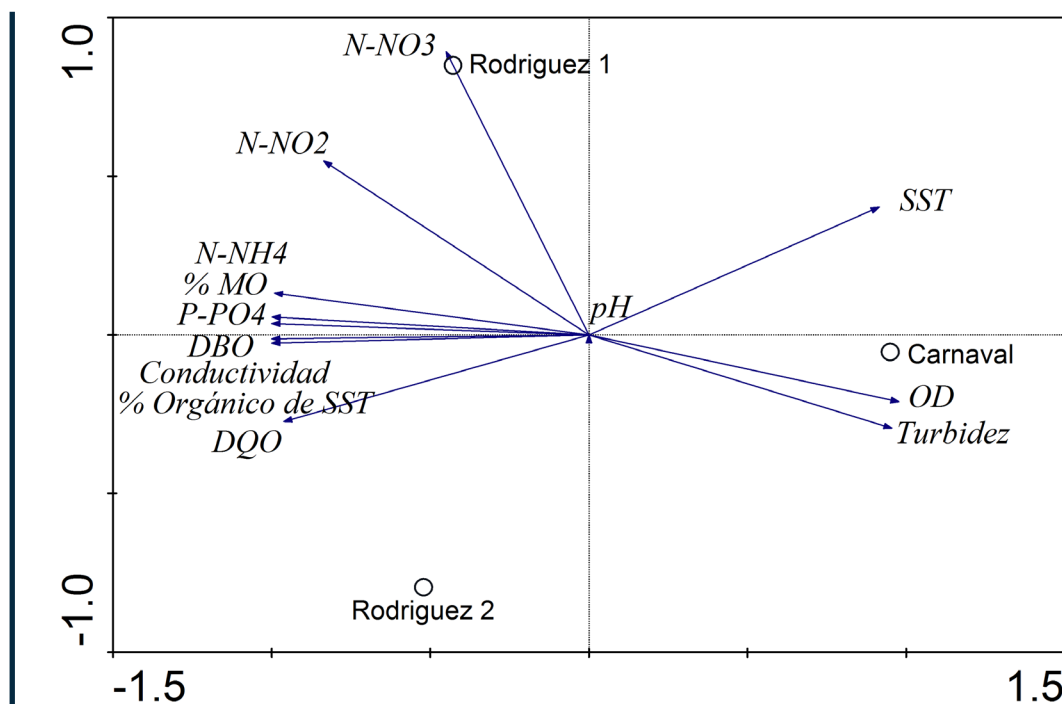


Figura 1. Análisis de Componentes Principales para los sitios estudiados empleando las variables físico-químicas y los sitios de muestreo.

Los resultados del ANOVA indican que existieron diferencias significativas entre ambos sitios del arroyo Rodríguez y el sitio del arroyo Carnaval para porcentaje orgánico de SST, porcentaje de

MO, Conductividad, OD, DBO₅, P-PO₄⁻, N-NH₄⁺, el N-NO₂⁻ no presentó diferencias significativas entre R1 y C. El resto de los parámetros (pH, DQO, turbidez, N-NO₃⁻) no presentaron diferencias significativas entre los sitios estudiados (tabla 1).

Tabla 1. Resultados de ANOVA y test de TUKEY en donde se puede observar la probabilidad asociada al estadístico para la comparación entre cada variable y los tres sitios estudiados. (NP) indica que dicho análisis fue realizado mediante un test no paramétrico (en el cual el valor crítico corresponderá a H, no a F).

Variables	ANOVA		Test de TUKEY (valor P)		
	Valor de F	Valor de P	R1 - R2	R1 - C	R2 - C
Porcentaje orgánico de SST	11.22	0.002	0.89	0.003	0.006
MO	9.38	0.009 (NP)	P>0.05	P<0.05	P<0.05
pH	2.9	0.094			
Conductividad	5.91	0.016	0.983	0.034	0.025
Turbidez	2.96	0.09			
OD	36.22	<0.001	0.2	<0.001	<0.001
DBO ₅	5.94	0.024	0.998	0.044	0.039
DQO	1.73	0.218			
P-PO ₄ ⁻	9.38	0.009	P>0.05	P<0.05	P<0.05
N-NO ₃ ⁻	0.9	0.433(NP)			
N-NO ₂ ⁻	9.56	0.003	0.062	0.21	0.003
N-NH ₄ ⁺	19.32	<0.001	0.972	<0.001	<0.001

Los parámetros hidrogeomorfológicos muestran que en general los tres arroyos presentaron baja velocidad de corriente, baja profundidad media y caudal (ver tabla 2). El valor más bajo de materia orgánica particulada se registró en C correspondiendo a un 3.7 % con respecto al 11.5 y 11.2 % para R1 y R2. Los SST fueron más elevados en el arroyo Carnaval, correspondiéndose también con la elevada turbidez registrada (ver tabla 3) sin embargo solo el 17 % de los mismos lo constituye la fracción orgánica. Esto se diferencia de lo observado en ambos sitios del arroyo Rodríguez donde presentaron una menor cantidad de SST con un mayor constituyente orgánico, 24 % en R1 y 57 % en R2.

En la granulometría del sedimento del arroyo Carnaval predominó el porcentaje de arena seguida de la fracción limo, en el sitio 1 del arroyo Rodríguez la fracción mejor representada fue la de arena y arcillas mientras que en el sitio 2 del arroyo Rodríguez el 98.3 % de su lecho está conformado por la fracción más gruesa.

Tabla 2 . Parámetros hidrogeomorfológicos registrados en cada sitio de muestreo. Los valores representan el promedio y desvío estándar entre todos los muestreos realizados.

Parámetros hidrogeomorfológicos	Aº Carnaval	Aº Rodríguez-Sitio1	Aº Rodríguez-Sitio2
Velocidad de corriente (m/seg)	0.024+/-0.02	0.34 +/-0.15	0.28 +/-0.15
Ancho mojado (m)	4.69 +/-0.25	4.34 +/-0.82	8.36 +/-0.82
Profundidad media (m)	0.19 +/-0.09	0.11 +/-0.15	0.14 +/-0.15
Caudal (m ³ /seg)	0.06 +/-0.06	0.27 +/-0.53	0.90 +/-0.53
%MO	3.7 +/-0.5	11.5 +/-7.8	11.2 +/-8.5
SST (mg/l)	74.1 +/-19.4	24.1 +/-8.59	56.8 +/-5.02
Porcentaje orgánico de SST	17.0 +/-3.97	65.6 +/-5.08	38.1 +/-25.2
%Arena	65.6 +/-16.9	57.0 +/-21.5	98.3 +/-37.7
%Limos	31.1 +/-11.2	12.4 +/-6.00	0.32 +/-25.5
% Arcillas	3.29 +/-20.5	30.6 +/-16.1	1.38 +/-12.7

En la tabla 3 pueden observarse los valores promedio para las variables fisicoquímicas por sitio estudiado. Cabe aclarar que para el cálculo de estos promedios también fueron empleados los valores obtenidos en el muestreo anexo de noviembre del 2011. En el Anexo II se presentan los valores de los parámetros fisicoquímicos en cada sitio y momento de muestreo.

Tabla 3. Valores promedio y desvíos estándar de las variables fisicoquímicas en los sitios estudiados.

Variables	Aº Carnaval	Aº Rodríguez-Sitio 1	Aº Rodríguez-Sitio 2
Temperatura (Tº)	20.7 +/-5.54	19.7 +/-5.34	18.0 +/-4.21
pH	8.4 +/-0.55	7.7 +/-0.29	7.83 +/-0.55
Conductividad (µS/cm)	410 +/-271	1153 +/-554	1094 +/-361
Turbidez	113 +/-41	60 +/-35	46 +/-38
OD (mg O2/ l)	8.72 +/-2.73	5.17 +/-2.68	4.74 +/-5.18
DBO ₅ (mg O2/l)	8.39 +/-3.41	20.97+/-9.72	21.76 +/-10.62
DQO (mg O2/l)	23.8 +/-17.17	57.01 +/-42.23	45.36 +/-31.48
P-PO ₄ (mg P/l)	0.52 +/-0.17	2.24 +/-0.37	2.16 +/-0.57
N-NO ₃ ⁻ (mg N/l)	0.52 +/-0.41	0.55 +/-0.38	0.92 +/-0.60
N-NO ₂ ⁻ (mg N/l)	0.021 +/-0.02	0.08 +/-0.06	0.18 +/-0.09
N-NH ₄ ⁺ (mg N/l)	0.09 +/-0.07	2.34 +/-1.79	2.53 +/-1.75

METALES PESADOS, PESTICIDAS, HERBICIDAS E HIDROCARBUROS EN SEDIMENTO

Los valores de los metales pesados en general se mantuvieron por debajo del nivel guía empleado por “Canadian Environmental Quality Guidelines (CCME)”. La única excepción la

constituyó el Cobre para el sitio R2 donde el valor obtenido de 134800 $\mu\text{g}/\text{kg}$ es un orden de magnitud mayor al valor guía de calidad de agua establecido para la protección de la vida acuática (ver tabla 4).

Tabla 4. Metales pesados en sedimentos para los tres sitios estudiados. Los valores guía empleados fueron obtenidos de Canadian Environmental Quality Guidelines (CCME), 2003, para la protección de la vida acuática del agua dulce superficial. Los valores en rojo corresponden a los que superaron dichos niveles.

Metales	Valor guía según CCME ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Carnaval ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Rodríguez 1 ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Rodríguez 2 ($\mu\text{g}/\text{kg}$)
Zinc	123000	44500	91500	118500
Níquel	s.d*	12250	10250	9500
Cromo	37300	7700	8300	9300
Cadmio	600	<ld**	250	250
Cobre	37700	15000	21000	134800
Plomo	35000	10000	11500	21500

* s.d indica que para ese elemento no se disponía datos en la CCME de los valores guías.

**<ld significa que ese valor se mantuvo por debajo del límite de detección de la técnica empleada para el análisis.

En la tabla 5 se representan los valores de pesticidas organoclorados, expresados en $\mu\text{g}/\text{kg}$, que fueron medidos en los sitios estudiados. A fines comparativos se presentan los tres sitios de muestreo aunque sus valores estuvieran por debajo del límite de detección de la técnica. El resto de compuestos organoclorados y organofosforados analizados (ver detalle de los compuestos en capítulo 2) no fueron registrados en las muestras estudiadas. En el arroyo Carnaval no se obtuvo ningún valor mayor al límite de detección para los pesticidas y herbicidas, sin embargo se registró la presencia de A-HCH, DDD (4,4'-DDD). En el sitio R1 estuvieron presentes los compuestos organoclorados A-HCH, DDD (4,4'-DDD) y Endosulfan II. En el sitio R2 se registró la presencia de A-HCH, y Endosulfan I. Los valores de A-HCH, DDD (4,4'-DDD) estuvieron por encima de los valores guía establecidos por CCME en ambos sitios del arroyo Rodríguez. Los valores de Endosulfan (I y II) no pudieron ser contrastados debido a la falta de niveles guía para el ambiente. En ninguno de los sitios se registró la presencia de herbicidas ni de hidrocarburos en el sedimento.

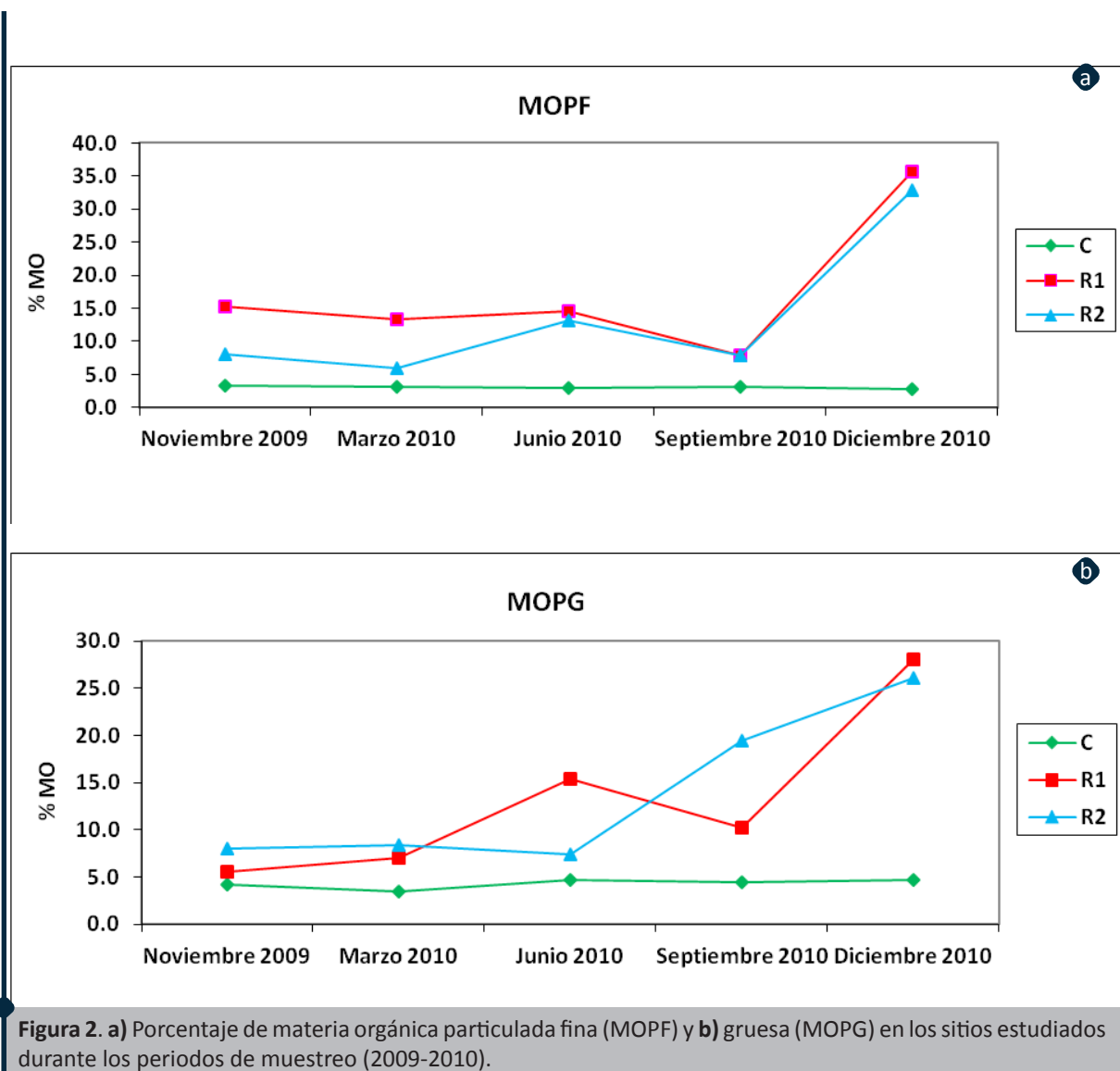
Tabla 5. Valores de pesticidas organoclorados en sedimento. Los valores guía empleados fueron obtenidos de “Canadian Environmental Quality Guidelines (CCME) (2003), para la protección de la vida acuática del agua dulce superficial. Los valores en rojo son los que superaron los valores guía. En ninguno de los sitios se detectó la presencia de hidrocarburos.

Pesticidas Organoclorados	Valor guía según CCME (µg/kg)	Carnaval (µg/kg)	Rodríguez 1 (µg/kg)	Rodríguez 2 (µg/kg)
A -HCH	0.94	<ld	60	330
DDD (4,4'-DDD)	3.54	<ld	230	<ld
Endosulfan I	sd	<ld	<ld	120
Endosulfan II	sd	<ld	370	<ld

MATERIA ORGÁNICA PARTICULADA

Los resultados del ANOVA evidenciaron que hubo diferencias significativas entre los sitios para la MOP fina y gruesa ($P < 0.05$). En el caso de la MOPF las diferencias fueron entre el sitio C y R1 ($H=9.98$; $P=0.007$), en cambio con la MOPG las diferencias fueron entre C -R1 y C-R2 ($F=6.508$; $P=0.012$).

En la figura 2 se puede observar que en el sitio ubicado en el arroyo Carnaval la MOP fina y gruesa se mantuvieron por debajo del 5 % a lo largo de todo el período de muestreo. Los sitios R1 y R2 presentaron valores más elevados que el arroyo Carnaval en los valores de MOP fina y gruesa. La MOPF en R1 fue la que registró en promedio, los valores más elevados con respecto al resto de los sitios estudiados. Tanto en R1 como en R2 se produjo un incremento del porcentaje de la MOPF desde noviembre del 2009 hacia diciembre del 2010, éste último con valores cercanos el 35 %, sin embargo en septiembre del 2010 no se produjo dicho aumento sino una disminución del mismo. La MOPG en R1 y R2 presentó los valores mínimos en noviembre del 2009 (alrededor del 5 %) y los máximos en diciembre 2010 (alrededor del 25 %). El incremento no se dió en todos los muestreos ya que R1 presentó una disminución en septiembre del 2010 mientras que R2 tuvo una disminución en junio del 2010.



VEGETACIÓN ACUÁTICA, MACROINVERTEBRADOS Y MEIOFAUNA

Vegetación acuática

La cobertura de la vegetación acuática en todos los sitios de estudio y periodos evaluados no superó el 20 % (ver figura 3 a-c). Se pudo observar que la vegetación disminuyó su cobertura en el arroyo Carnaval en R1 y estuvo ausente en el sitio R2 luego de junio 2010.

Mediante el relevamiento de la vegetación acuática se pudo observar la presencia en el arroyo Carnaval de gramíneas, macrófitas (o hidrófitas) como *Sagittaria montevidensis*, *Alternanthera philoxeroides*, *Eleocharis montana*, *Polygonum punctatum* e *Hydrocotyle bonariensis*. En R1 las macrófitas acuáticas relevadas fueron *Gymnocoronis spilanthoides*, *Hydrocotyle bonariensis*, *Nasturtium officinalis*, *Sagittaria montevidensis*,

Polygonum punctatum y *Alternanthera philoxeroides*. En R2 se pudo observar además la presencia de *Ludwigia peploides* y vegetación ribereña como *Ipomea indica*, *Tradescantia* sp.

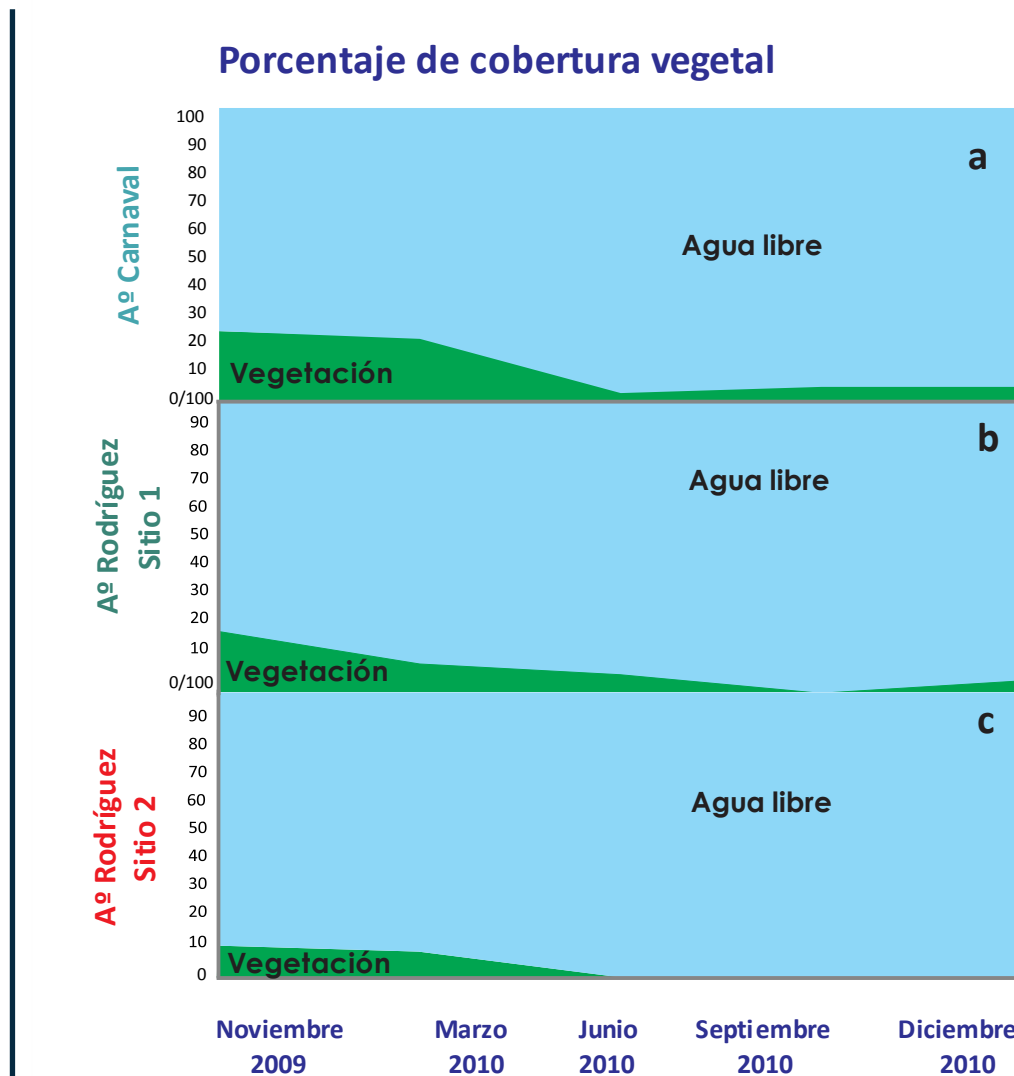


Figura 3 a-c. Porcentajes de cobertura de la vegetación acuática de agua libre en el tramo estudiado para los sitios Carnaval (a), Rodríguez-Sitio 1 (b) y Rodríguez-Sitio 2 (c) en cada periodo de muestreo.

ORGANISMOS PRESENTES EN EL SEDIMENTO Y LA VEGETACIÓN ACUÁTICA

En la figura 4 se observa la densidad por tipo de hábitat presente en el arroyo Carnaval. En el caso de la vegetación los valores corresponden al promedio entre las diferentes especies de macrófitas acuáticas muestreadas. La densidad total en ambos tipos de hábitat registró los valores más bajos en noviembre del 2009 con 410 ind/m² para la vegetación ($p < 0.001$). A partir de junio del 2010 se registró un aumento de la densidad total con valores elevados

en el sedimento (5.510 ind/m^2). Para el citado mes, debido a la baja cobertura vegetal, no pudieron tomarse muestras de la vegetación acuática. En septiembre 2010 la densidad total en el sedimento fue mayor (6.013 ind/m^2) comparado con la vegetación (5.289 ind/m^2) aunque estas diferencias no fueron significativas ($P=0.77$). En diciembre se observó un aumento de la densidad total en la vegetación con 5.523 ind/m^2 y una disminución en el sedimento con 1.097 ind/m^2 ; la diferencia de los valores medios entre ambos hábitats fue significativa ($P=0.037$). En cuanto a la proporción de taxa en cada tipo de hábitat se observa en noviembre del 2009 un mayor porcentaje de crustáceos en ambos tipos de hábitat, en marzo y junio del 2010; los oligoquetos fueron los que obtuvieron las mayores densidades, mientras que en septiembre del 2010 el grupo que predominó fue el de los dípteros quironómidos en ambos tipos de hábitat. En diciembre 2010 en el sedimento fueron más abundantes los oligoquetos, en la vegetación acuática no se observó un dominio de algún grupo en particular estando repartidas las proporciones de los taxa entre los platelmintos, oligoquetos, crustáceos, dípteros y gasterópodos.

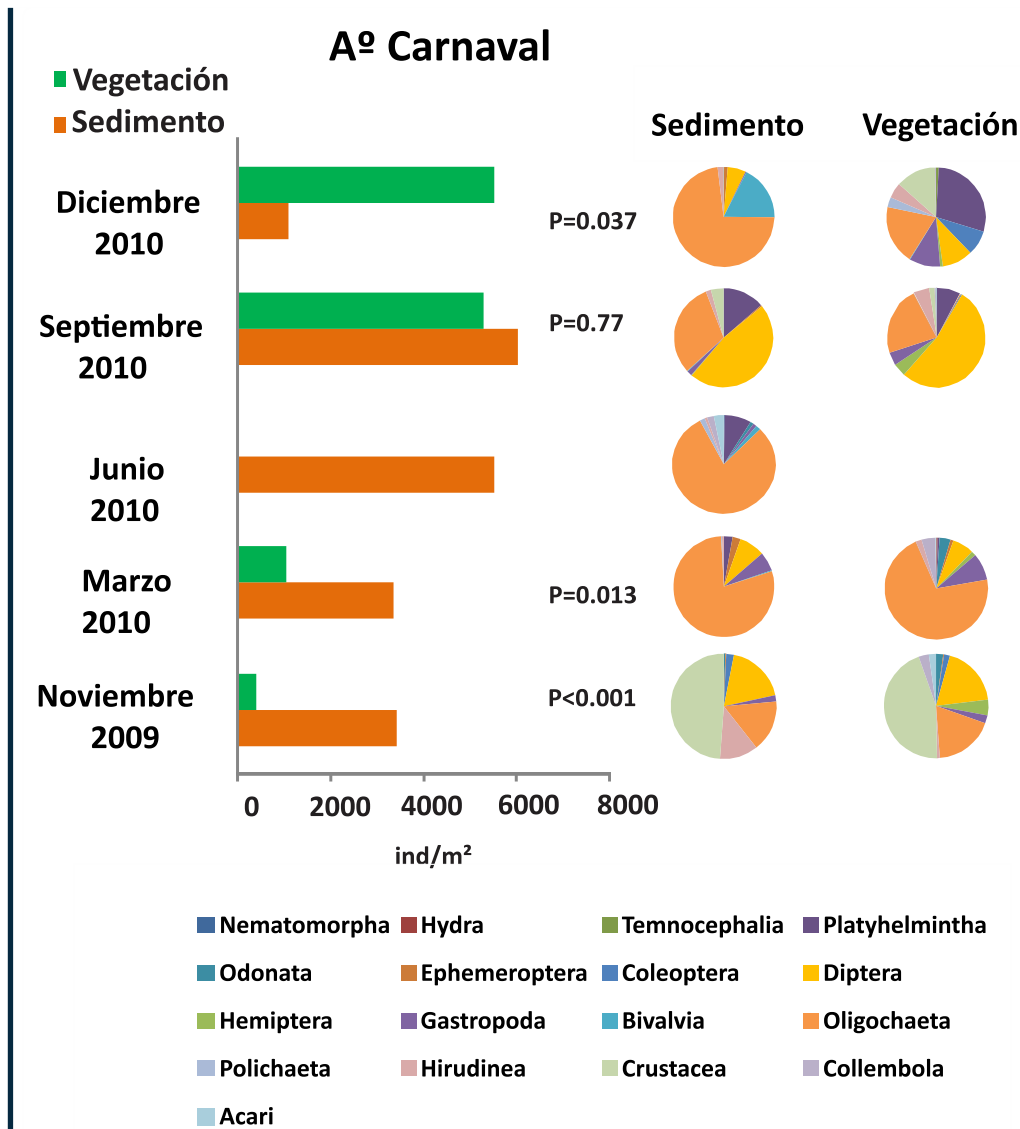
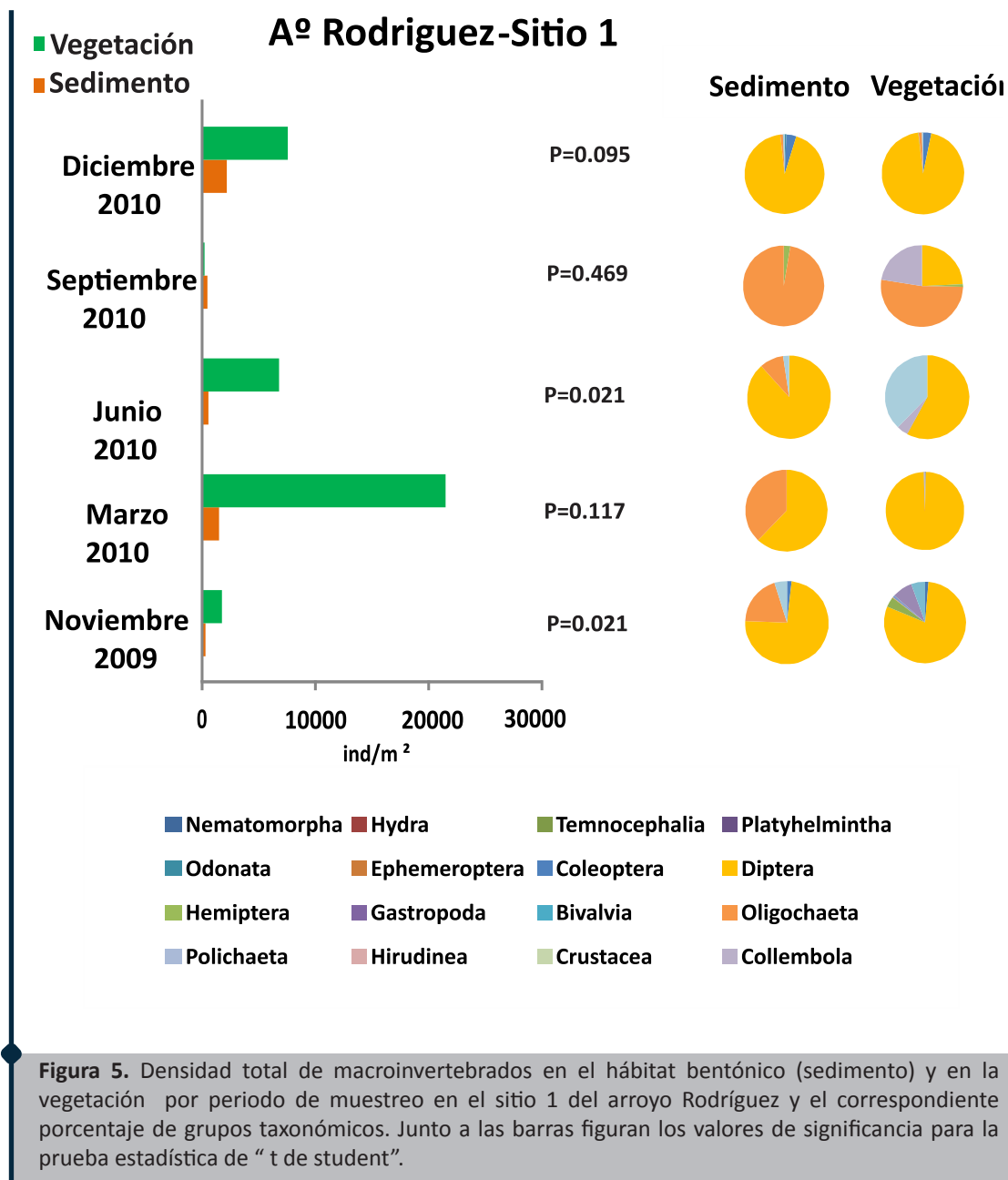


Figura 4. Densidad total de macroinvertebrados en el hábitat bentónico (sedimento) y en la vegetación por periodo de muestreo en el arroyo Carnaval y el correspondiente porcentaje de grupos taxonómicos. Junto a las barras figuran los valores de significancia para la prueba estadística de “t” de Student.

La densidad total en el sitio 1 del arroyo Rodríguez por tipo de hábitat puede observarse en la figura 5. Si bien los valores promedio de las densidades en general fueron mayores en la vegetación que en el sedimento dichas diferencias fueron significativas sólo en noviembre del 2009 y en junio del 2010, en los muestreos restantes debido al alto desvío estándar entre las réplicas las diferencias no fueron significativas. La mayor densidad de taxa en el sedimento se registró en diciembre del 2010 con 2.183 ind/m² y en la vegetación en marzo del 2010 con 21.544 ind/m². En el sedimento de noviembre del 2009 (270 ind/m²), junio del 2010 (557 ind/m²) y septiembre del 2010 (493 ind/m²) las densidades fueron bajas así como

también en la vegetación de septiembre del 2010 en donde se contabilizó el número más bajo de individuos (231 ind/m²). Los taxa predominantes en noviembre del 2009, marzo, junio y diciembre del 2010 fueron las familias de dípteros mientras que en septiembre se registró la predominancia de oligoquetos en ambos hábitats.



En el sitio 2 del arroyo Rodríguez sólo se pudieron tomar muestras de vegetación acuática en los meses de noviembre del 2009 y marzo del 2010 debido a la baja cobertura de la misma en el tramo estudiado. En dichos muestreos los valores de densidad total fueron mayores en la vegetación con 5.636 ind/m² y 16.129 ind/m² respectivamente (siendo significativa sólo para el

mes de marzo 2010, $P=0.013$). En las muestras de sedimento fueron contabilizadas densidades totales de 4.783 ind/m² en noviembre del 2009 y 2.097 ind/m² en marzo del 2010 respectivamente. En junio del 2010 la densidad para el sedimento fue de 3.400 ind/m² disminuyendo a valores totales de 2.157 ind/m² en diciembre del 2010. En cuanto a la composición de taxa los grupos taxonómicos mejor representados fueron los dípteros (quironómidos) en noviembre del 2009, en la vegetación de marzo y en sedimento de junio del 2010. El otro grupo con las mayores densidades fue el de los oligoquetos cuya mayor densidad fue observada en el sedimento de marzo y de septiembre del 2010 y por último los crustáceos presentes en alta densidad en el hábitat bentónico en diciembre del 2010 (figura 6).

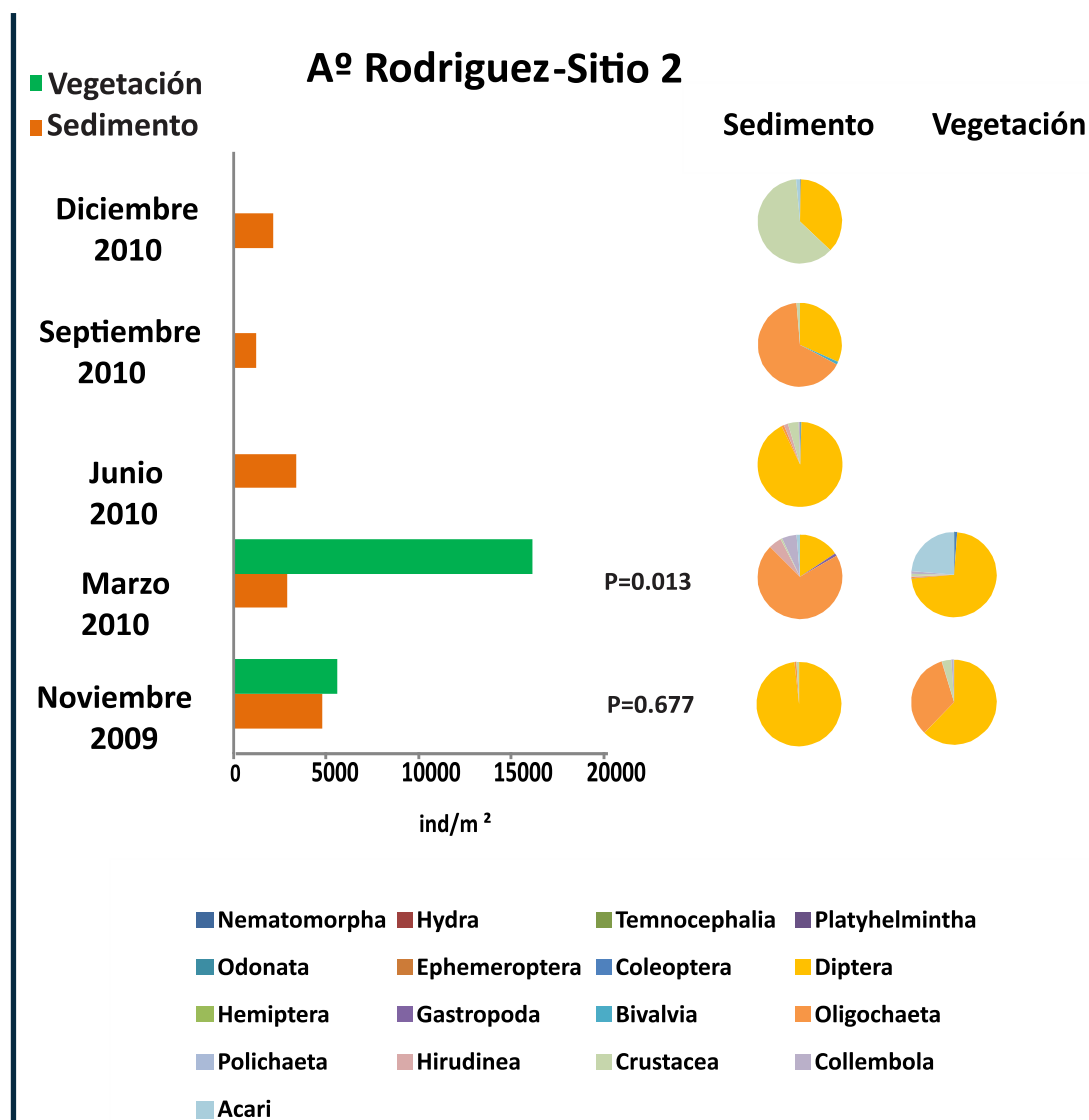


Figura 6. Densidad total de macroinvertebrados en el hábitat bentónico (sedimento) y en la vegetación por periodo de muestreo en el sitio 2 del arroyo Rodríguez y el correspondiente porcentaje de grupos taxonómicos. Junto a las barras figuran los valores de significancia para la prueba estadística de "t" Student.

En la figura 7 se puede observar que la densidad promedio total de los macroinvertebrados fue baja en noviembre del 2009 en los tres sitios estudiados. Sólo en los muestreos de noviembre del 2009 y en septiembre del 2010 las diferencias entre las densidades de los sitios fueron significativas y estuvieron dadas principalmente entre los sitios R2 y R1 en noviembre y en septiembre entre C y R1 ($P < 0.05$). En el arroyo Carnaval la mayor contribución a la densidad total la realizaron los crustáceos aunque la misma no llegó al 50 % del total, lo que se observa es una distribución más equitativa de los grupos taxonómicos. En cambio en el arroyo Rodríguez en ambos sitios se observa una tendencia similar en la cual predominan los dípteros contribuyendo con más del 50 % a la densidad total seguido en el sitio 2 por los oligoquetos. En el arroyo Carnaval entre marzo y junio del 2010 el grupo con mayor densidad fue el de los oligoquetos. En cambio en ambos sitios del arroyo Rodríguez los dípteros representaron el 50 % de la densidad total. En septiembre del 2010 se registró el máximo valor para el arroyo Carnaval (debido al gran número de dípteros recién eclosionados). En los sitios del arroyo Rodríguez en dicho mes predominaron los oligoquetos de la subfamilia Tubificinae (ver anexo I) aunque en R1 y R2 las densidades totales fueron bajas. En diciembre del 2010 el arroyo Carnaval disminuyó la densidad de macroinvertebrados aunque aumentó su diversidad de taxa, los cuales estuvieron distribuidos entre los oligoquetos, platelmintos, coleópteros, crustáceos y dípteros. En cambio en R1 se observó un aumento de la densidad total ocasionada por la gran cantidad de dípteros presentes. Con respecto a la meiofauna los principales grupos hallados fueron los nematodos seguidos por los microcrustáceos (copépodos, cladóceros y ostrácodos). Las mayores densidades de nematodos se registraron en los sitios del arroyo Rodríguez. El máximo valor se observó en el mes de marzo del 2010 para el sitio 1 del arroyo Rodríguez con 11.700 ind/m². En el mes de junio 2010 también fue elevada la densidad en este caso para el sitio 2 del arroyo Rodríguez con 31.800 ind/m². En el arroyo Carnaval el máximo valor para los nematodos se registró en noviembre del 2010 con 3.000 ind/m². En cuanto a los microcrustáceos el mayor valor se registró en junio del 2010 (12.900 ind/m²) para el arroyo Rodríguez sitio 1 y en septiembre del 2010 (con 11.500 ind/m²) para el arroyo Carnaval (ver figura 8).

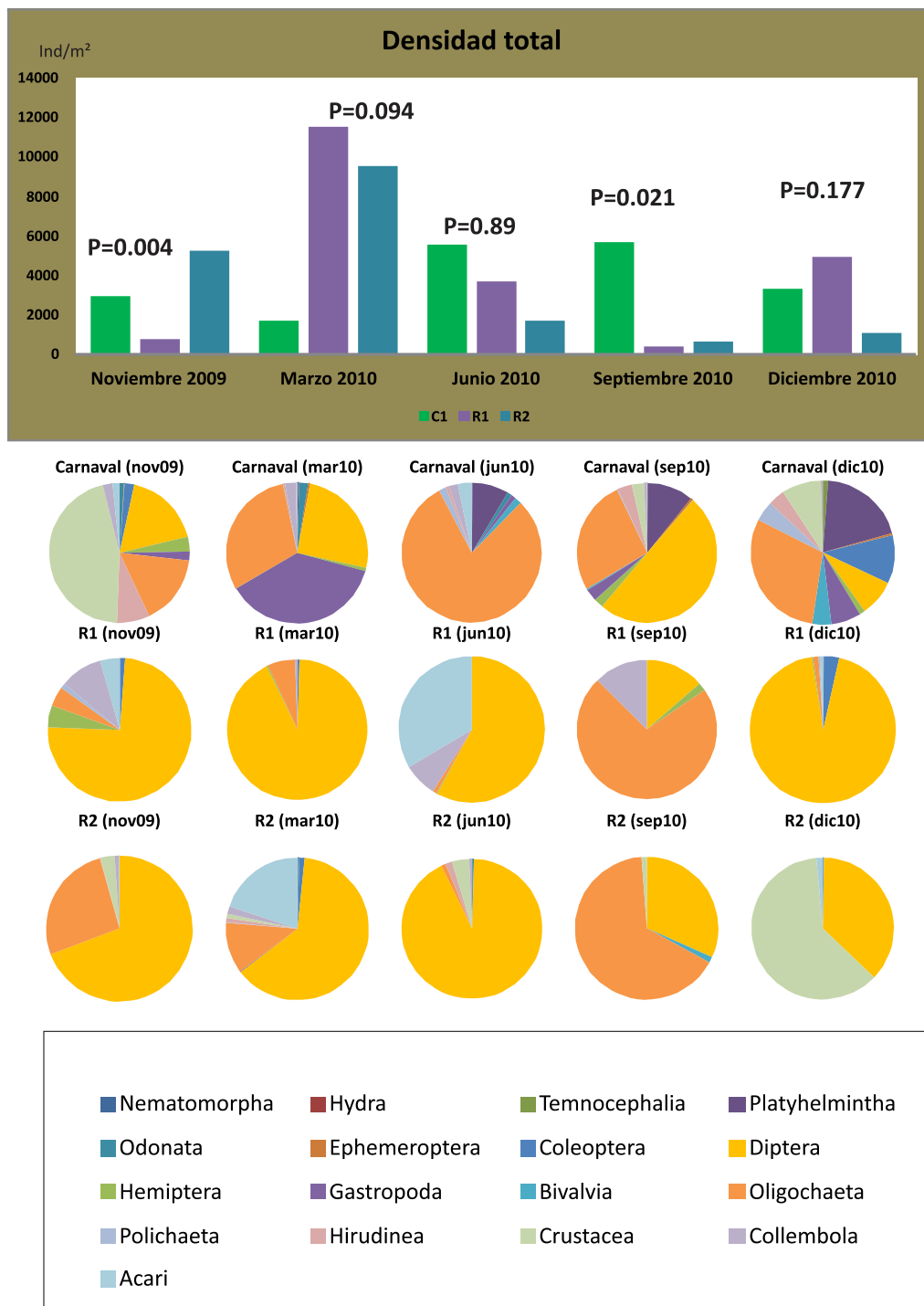
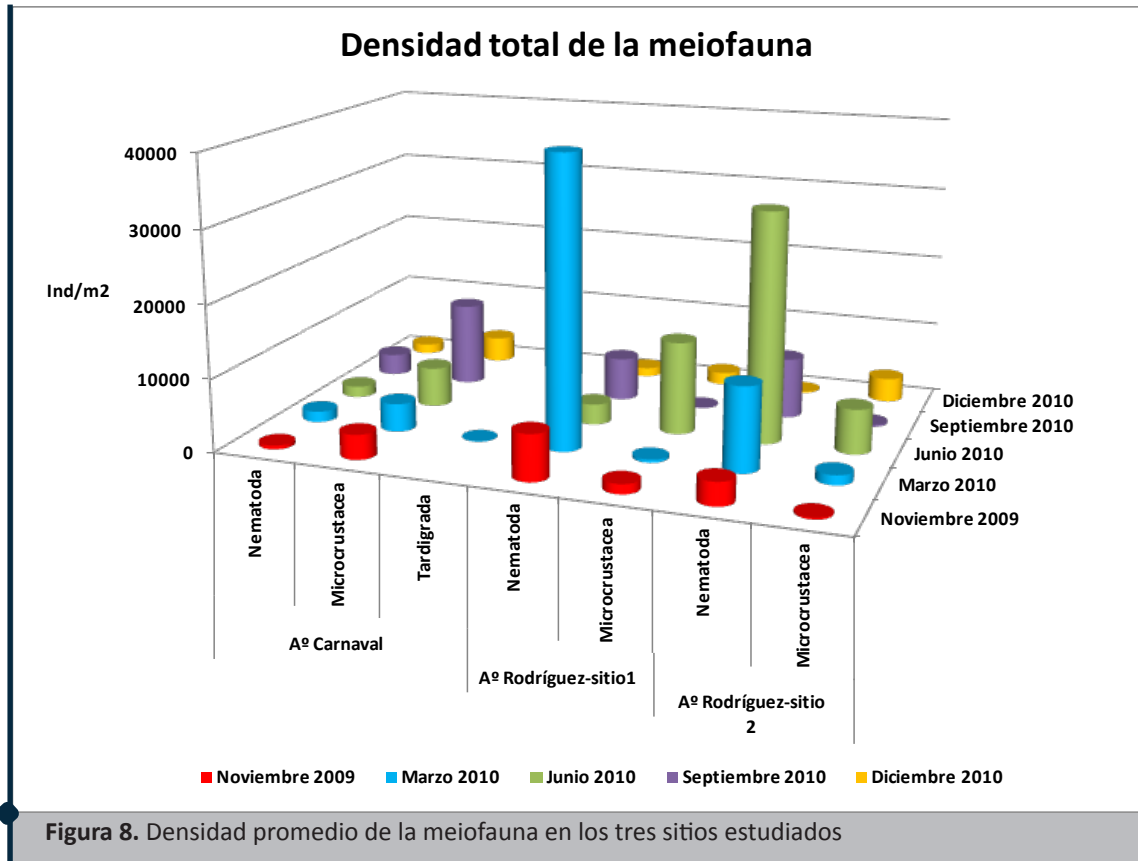


Figura 7. Densidad total promedio y porcentaje de macroinvertebrados en los sitios estudiados y períodos de muestreo. En paréntesis figuran los valores de significancia para la prueba de ANOVA.



ÍNDICE DE DIVERSIDAD Y DOMINANCIA

Macroinvertebrados presentes en el sedimento

El resultado del ANOVA para la diversidad de los macroinvertebrados asociados al sedimento se observa en la tabla 6. Dicho análisis nos indica que existieron diferencias significativas entre los tres sitios estudiados ($p < 0.001$, $F = 21.28$). La prueba de Tukey indicó que los valores promedio del índice de diversidad de Shannon fueron significativamente mayores para el arroyo Carnaval (con respecto a ambos sitios del arroyo Rodríguez) manteniendo valores cercanos a 2 en todos los meses muestreados excepto en junio del 2010 en donde la diversidad disminuyó. En la figura 9 puede observarse que en ambos sitios del arroyo Rodríguez la dominancia fue alta y estuvo representada principalmente por dípteros quironómidos y oligoquetos (ver figura 7).

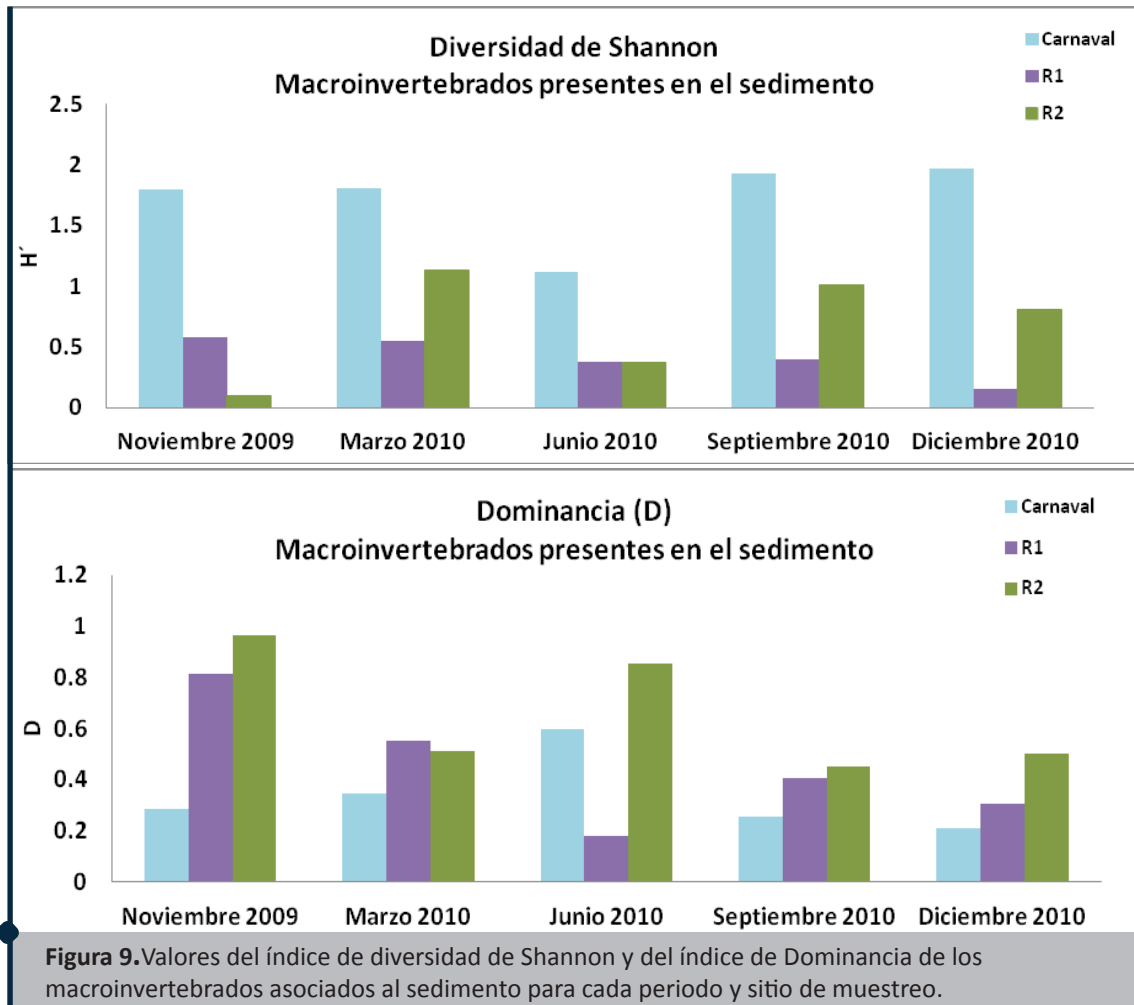


Tabla 6. Valores promedio de diversidad de Shannon para los tres sitios estudiados y resultados del test de Tukey para las comparaciones entre sitios.

Sitios y comparaciones	Promedio	Carnaval
Carnaval	1.72+/-0.34	no
Rodríguez sitio 1	0.42+/-0.17	<0.001
Rodríguez sitio 2	0.69+/-0.44	0.001
Rodríguez (sitio 1 vs sitio 2)	0.5+/-0.34	0.429

Macroinvertebrados presentes en la vegetación

Se realizó un ANOVA de dos vías entre los sitios y las especies de plantas (*A. filoxeroides* y *H. bonariensis*) debido a que estuvieron presentes en los tres sitios estudiados.

Los resultados del ANOVA indican que existieron diferencias significativas ($P < 0.05$; $F = 45.9$) entre los sitios en cuanto a su diversidad de taxa para las especies de macrófitas acuáticas

A. filoxeroides y *H. bonariensis*. Podemos observar que el arroyo Carnaval presentó valores más elevados de diversidad en los macroinvertebrados. A su vez los máximos valores de diversidad fueron hallados en el arroyo Carnaval en marzo y diciembre del 2010. En el mes de junio no se pudo realizar dicha comparación debido a que fue baja la cobertura vegetal, por lo cual sólo se obtuvieron muestras de vegetación acuática en el sitio 1 del arroyo Rodríguez. En R1 y R2 se observó una mayor dominancia con respecto al sitio del arroyo Carnaval (ver figura 10).

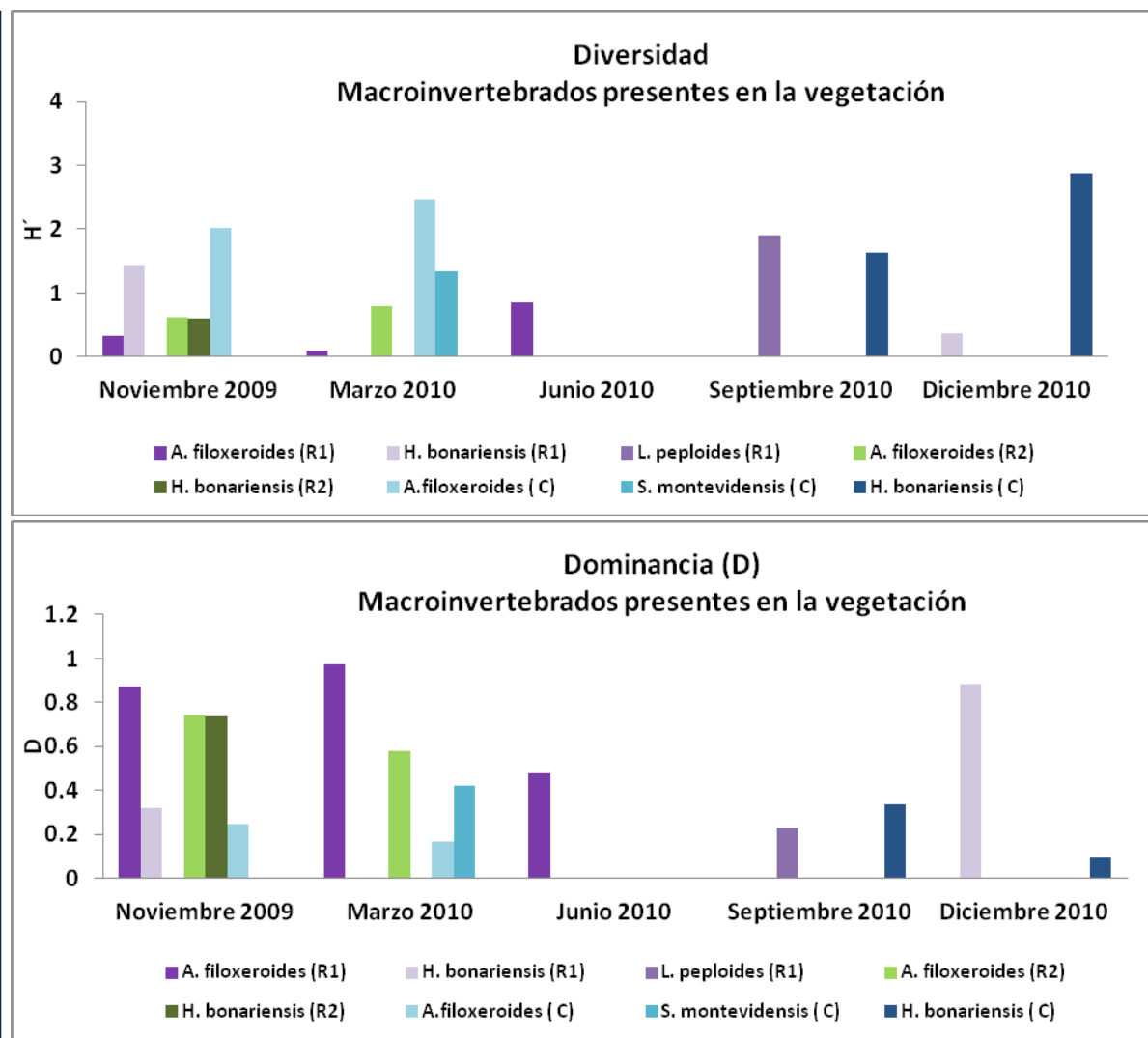


Figura 10. Valores del índice de diversidad de Shannon y del índice de Dominancia de los macroinvertebrados asociados a la vegetación para cada periodo y sitio de muestreo.

ÍNDICE BIÓTICO DE LA CALIDAD ECOLÓGICA DEL AGUA (IBPAMP)

El arroyo Carnaval presentó la clase II de la escala del índice IBPAMP en la mayoría de los meses estudiados (noviembre 2009, septiembre del 2010 y diciembre del 2010) lo cual indica una condición de suavemente poluído, la excepción a esta situación se observó en marzo y junio del 2010 en donde se obtuvieron valores más bajos del índice con categorías de III y V respectivamente. Los valores para el arroyo Rodríguez permiten observar que R1 presentó (en general) valores más altos del IBPAMP que R2. En ambos casos se registraron categorías que fueron de IV a la V lo cual indica que está fuertemente poluído (ver figura 11).

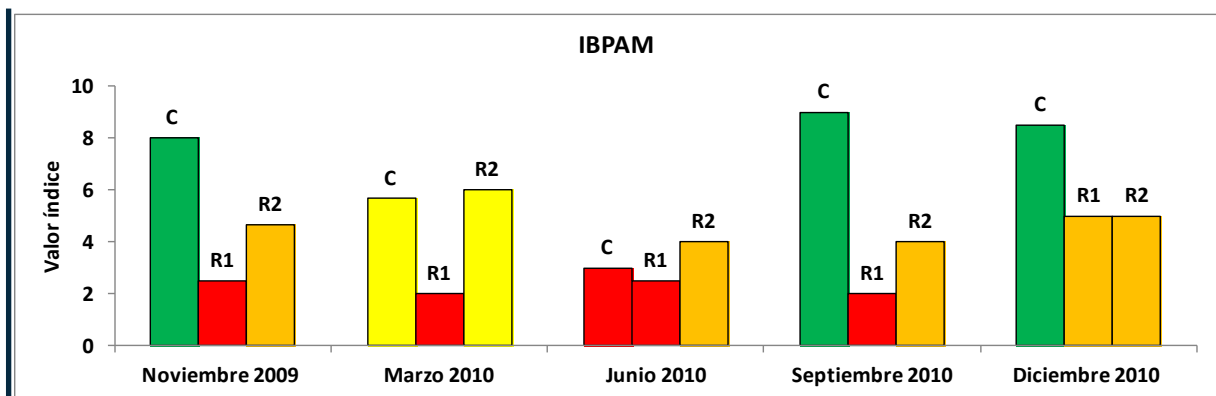


Figura 11. Valores promedio del índice IBPAMP para cada sitio y fecha de muestreo. Los colores representan las diferentes clases de calidad de agua. Verde: suavemente poluído; amarillo: moderadamente poluído; naranja: fuertemente poluído y rojo: muy fuertemente poluído. C: Aº Carnaval, R1: Aº Rodríguez (sitio1) y R2: Aº Rodríguez (sitio 2).

BIOFILM

Epipelon

Los valores porcentuales de los diferentes grupos de algas así como también de los hongos presentes en el epipelon se pueden observar en la figura 12. En los tres sitios y periodos analizados se registró el predominio de las Bacillariophyceae del orden Pennales constituyendo en la mayoría de los casos más del 50 % de la comunidad. En el arroyo Carnaval, aunque en baja proporción comparado con las diatomeas, se registró también la presencia de Chlorophyta en todos los muestreos. Las Cyanobacteria se registraron en mayor proporción (alrededor del 30 %) en diciembre del 2010 (ver figura 12-a). En R1 el segundo grupo de abundancia fue el de las Cyanobacteria, también se observó la presencia de hongos y Euglenophyta en casi todos los periodos analizados y obteniendo sus mayores porcentajes de abundancia en marzo

y diciembre respectivamente (ver figura 12-b). En noviembre del 2009 y diciembre del 2010 en el sitio R2 la proporción de Cyanobacteria fue mayor que las Bacillariophyceae Pennales con valores que alcanzaron el 60 % de abundancia (ver figura 12-c).

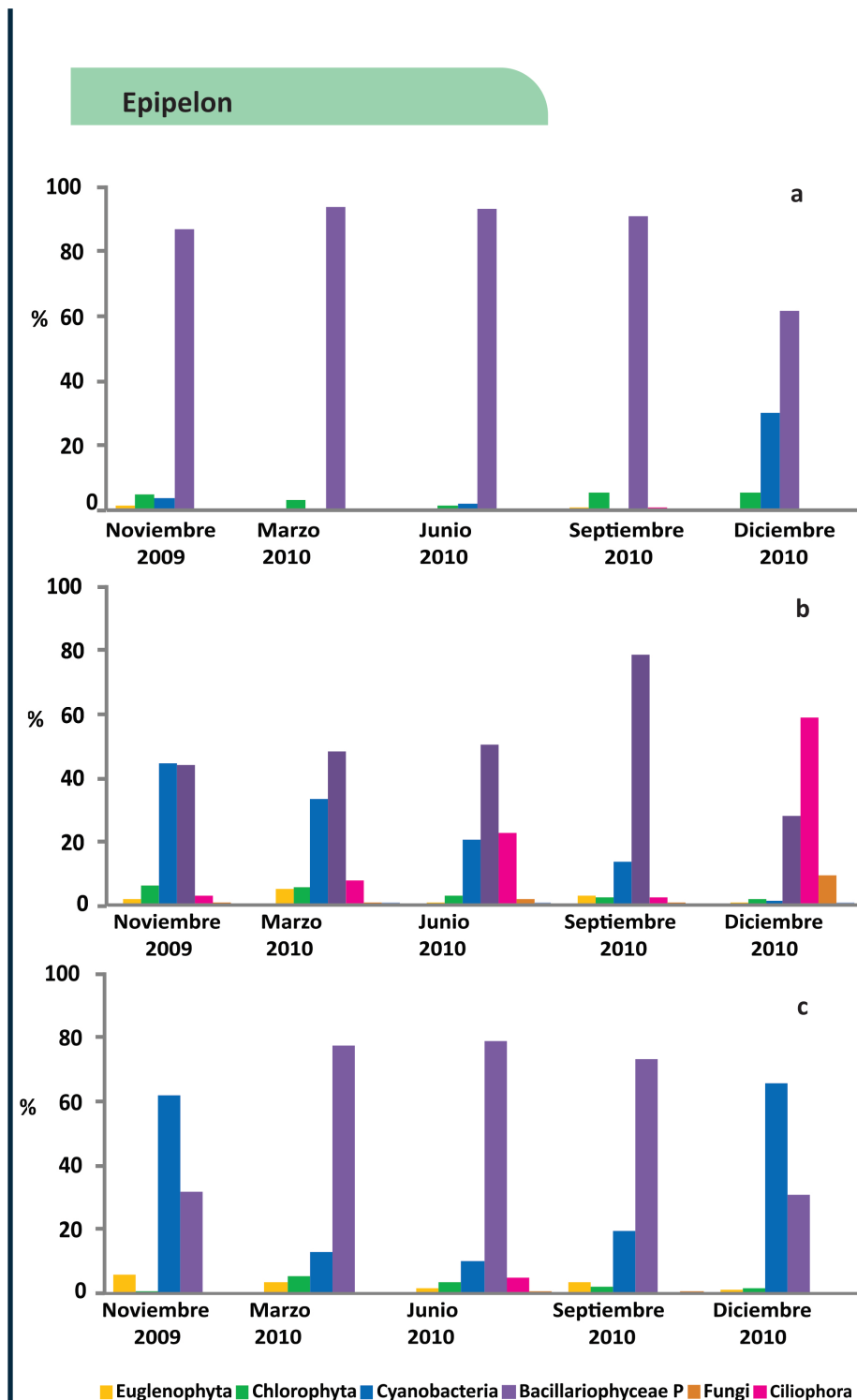


Figura 12 a-c. Porcentaje de abundancia del epipelton en los tres sitios (a: Carnaval; b: Rodríguez 1 y c: Rodríguez 2) y diferentes periodos de muestreo. Bacillariophyceae P corresponde a las Bacillariophyceae Pennales.

Epifiton

En el arroyo Carnaval se colectaron muestras de *A. philoxeroides* y *H. bonariensis* para el estudio del epifiton. El grupo con mayor porcentaje en ambas macrófitas fue el de las Bacillariophyceae del orden Pennales que obtuvieron sus mayores valores de abundancia en septiembre del 2010. Las Cyanobacteria se registraron con mayor abundancia en noviembre del 2009 y diciembre 2010; mientras que las Chlorophyta aumentaron su densidad en septiembre y diciembre del mismo año (figura 13-a). En R1 las Bacillariophyceae Pennales estuvieron presentes en todas las muestras analizadas con abundancias (en la mayoría de los casos) menores al 50 %, este grupo alcanzó su máximo valor en septiembre del 2010 donde llegó a representar el 80 % de la comunidad. Las Cyanobacteria fueron el segundo grupo en abundancia registrando sus mayores valores en noviembre del 2009 y diciembre del 2010, en dichos muestreos también aumentaron su densidad las Euglenophyta y Chlorophyta (figura 13-b). En R2 debido al bajo porcentaje de cobertura vegetal solo se pudieron obtener muestras del epifiton sobre *A. philoxeroides* y *H. bonariensis* para los meses de noviembre 2009 y sobre *A. philoxeroides* para diciembre del 2010. En el epifiton sobre *A. philoxeroides* de noviembre y diciembre predominó el grupo de las Bacillariophyceae Pennales, registrándose también la presencia de Euglenophyta, Cyanobacteria y Chlorophyta. En *H. bonariensis* las euglenofitas constituyeron el 90 % del epifiton.

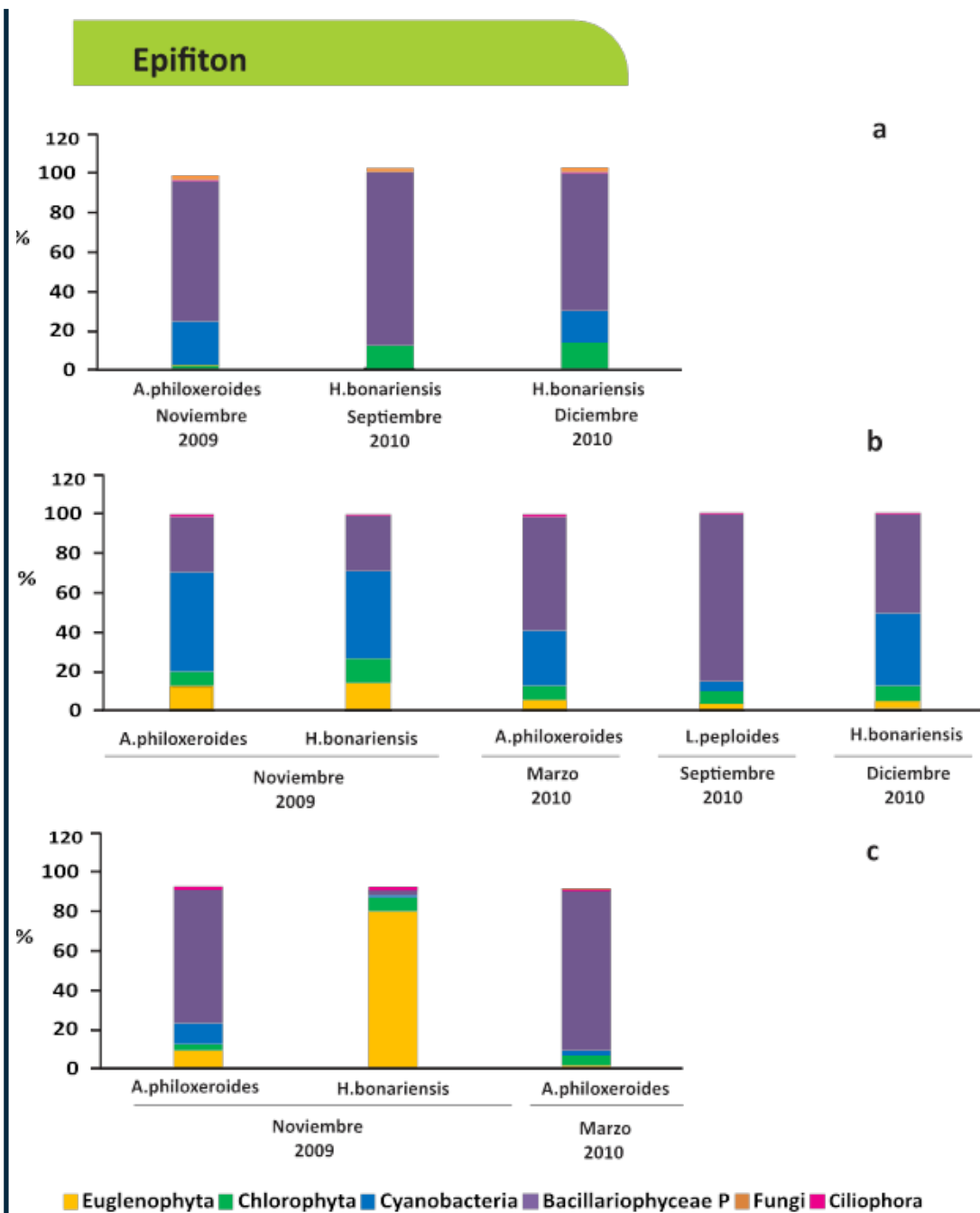


Figura 13 a-c. Porcentaje de epifiton para los periodos estudiados. a) Arroyo Carnaval; b) A^o Rodríguez sitio 1 y c) A^o Rodríguez sitio 2.

◆ DIETA Y RELACIONES TRÓFICAS

DIETA DE LOS MACROINVERTEBRADOS

Las frecuencias relativas de los ítems alimentarios por taxa y sitio de estudio fueron detalladas en el Anexo III. A continuación fue descripta la dieta de los taxa disecados, cabe aclarar que los casos en que la sumatoria de ítems descriptos en la dieta no llega al 100 % se deben a que los restos minerales fueron omitidos como ítems alimentarios en esta sección, aunque los mismos figuran en el Anexo III.

Odonata

Los odonatos del arroyo Carnaval, presentaron en sus contenidos intestinales la presencia de restos animales como principal componente, los mismos en los casos en que pudieron ser identificados a nivel de taxa estuvieron compuestos por restos de Oligochaeta, microcrustáceos (Ostracoda, Cyclopoida) y Chironomidae. También se registró la presencia de Cyanobacterias, Fungi, restos vegetales y algas (Chlorophyta y Bacillariophyceae). En el caso de *Orthemis sp* (Anisoptera) fueron identificados los restos animales como Oligochaeta, Chironomidae, y microcrustáceos del orden Ostracoda.

En los Zygoptera Coenagrionidae y los Anisoptera del arroyo Rodríguez fueron hallados Fungi y restos animales los cuales no pudieron ser identificados taxonómicamente.

Según las observaciones durante la disección, el material no animal se desprendió de los contenidos digestivos de sus presas dado que las mismas son engullidas enteras.

Ephemeroptera

Este grupo sólo se registró en el arroyo Carnaval. Dentro de este orden fue analizado el contenido intestinal de *Caenis sp*, *Americabaetis sp* y *Callibaetis sp* los cuales tuvieron como principal componente los detritos. *Caenis sp* presentó un 61 % de detritos aunque también fueron halladas en diferente proporción Cyanobacteria (16 %), restos vegetales (8 %), Euglenophytas (6 %), Chlorophytas (5 %), Bacillariophyceae (0.5 %), así como también Fungi (0.2%). *Americabaetis sp*, presentó 99 % de detritos y un 1 % de Bacillariophyceae mientras que *Callibaetis sp* registró un 89 % de detritos, 7 % de Restos vegetales, 3 % de Chlorophytas y un 0.5 % de Bacillariophyceae.

Coleoptera

Dytiscidae: En esta familia se registraron en la mayoría de los casos como principal ítem alimentario los restos animales, aunque en el caso de *Desmopachria sp* en el arroyo Carnaval estuvo representado por 34 % de restos vegetales, 31 % de Chlorophytas, 26 % de restos animales y el porcentaje restante fue representado por 15 % de detritos y 0.2 % de Cyanobacterias. En el sitio R1 su contenido digestivo estuvo constituido por 99 % de restos animales mientras que el 1 % restante lo conformaron las Bacillariophyceae y los restos vegetales.

Hydrophilidae: El detrito fue el ítem alimentario con porcentaje más elevado, en muy baja proporción se registró la presencia de algas. *Tropisternus sp* presentó en el arroyo Carnaval un 82 % de detritos, y el resto de Bacillariophyceae. En R1 la dieta estuvo constituida por 81 % de detritos, 10 % de Chlorophytas y el 10 % restante por Fungi y por Bacillariophyceae.

Paracynus sp estuvo presente en R2 y su dieta estuvo constituida por un 65 % de detritos, 34 % de restos vegetales y el resto por algas Chlorophytas.

Enochrus sp fue identificado sólo en el arroyo Carnaval, su contenido intestinal estuvo constituido por 99 % de detritos.

Noteridae: *Suphis sp* en el arroyo Carnaval presentó el 100 % de restos animales en su contenido intestinal, aunque los mismos no pudieron ser identificados taxonómicamente. En R1 el contenido de *Suphis sp*, estuvo constituido por 99 % de restos animales y un 1 % de restos vegetales.

Suphiselus sp fue identificado para el sitio R1 y su contenido intestinal estuvo integrado por restos animales que no pudieron ser identificados.

Diptera

Psychodidae: Fue realizada la disección de los ejemplares de esta familia registrada en ambos sitios. En el sitio R1 el contenido intestinal estuvo representado por 50 % de detritos, 22 % de restos vegetales, 10 % de Chlorophytas, 4 % de Bacillariophyceae, 3 % de Euglenophytas y 1.4 % de Fungi. En el sitio R2 los ejemplares presentaron detritos (78 %), Fungi (17 %) y Bacillariophyceae en su contenido digestivo.

Culicidae: Los ejemplares procedentes del sitio R1 presentaron 70 % de detritos, 6 % de res-

tos vegetales, 4 % de Euglenophytas, 3 % de Chlorophytas, 2 % de Cyanobacterias, 0.5 % de Bacillariophyceae y 0.1 % de Fungi.

Ceratopogonidae: fue analizado un ejemplar en el sitio R2 el cual presentó en su contenido digestivo 77 % de restos vegetales, un 8 % de detritos y la misma proporción de Fungi.

Chironomidae: Esta familia fue registrada en los tres sitios estudiados, su dieta estuvo integrada principalmente por detritos. En el arroyo Carnaval fueron disecados *Polypedilum sp*, *Tanytarsus sp*, *Labrundinia sp*, *Allocladius sp* y *Apedilum elaschistum*.

Polypedilum sp, registró un 98 % de detritos mientras que el contenido digestivo restante estuvo representado por Fungi. En el tubo digestivo de *Tanytarsus sp* se observó un 87 % de detritos, 3 % de Cyanophytas, 3 % de Chlorophytas y 1.5 % de restos vegetales. *Labrundinia sp* presentó un 99 % de detritos y el resto de Chlorophytas en su contenido intestinal.

Allocladius sp registró un 65 % de detritos y un 10 % de Bacillariophyceae mientras que *Apedilum elaschistum* presentó un 100 % de detritos en su contenido intestinal.

En el arroyo Rodríguez en ambos sitios se identificó la dominancia de *Chironomus sp*. En el sitio R1 la dieta de dicho taxa estuvo integrada por 70 % de detritos, 19 % de restos vegetales, un 3 % de Euglenophytas, 2 % de Cyanobacteria, 1 % de Fungi y el 1 % restante por Chlorophytas y Bacillariophyceae. En el sitio R2 la dieta estuvo constituida por el 75 % de detritos, 4 % de Cyanobacterias, 5 % de Bacillariophyceae, 4 % de Euglenophytas, 2 % de Fungi y 2 % de Chlorophytas.

Stratiomyidae: Fueron disecados ejemplares provenientes del sitio R1 y se pudo contabilizar un 100 % de detritos en su contenido digestivo.

Ephydriidae: Esta familia estuvo presente en el sitio R1, observándose en los contenidos digestivos analizados un predominio de detritos (68 %), 13 % de Chlorophyta, 11 % de restos vegetales, 2 % de Euglenophyta, 1 % de Bacillariophyceae y 0.4 % de Fungi.

Gastropoda

Se disecaron ejemplares de *Pomacea canaliculata* del arroyo Carnaval y presentó en su contenido digestivo un 34 % de restos animales, 30 % de detritos, 23 % de restos vegetales, 7 % de Chlorophytas, 3 % de Bacillariophyceae, y un 0.1 % de Fungi y de Euglenophyta.

Biomphalaria sp fue registrada sólo para el arroyo Carnaval observándose la presencia de un 76 % de detritos, 5 % de Bacillariophyceae, 2.5 % de Chlorophyta y un 0.2 % de Cyanobacteria en sus tubos digestivos

Physa sp fue registrada en el arroyo Carnaval y en el sitio R2. En el arroyo Carnaval su dieta estuvo integrada por un 58 % de detritos, 34 % de restos vegetales, 3 % de Bacillariophyceae y un 0.3 % de Chlorophyta. En el sitio R2 las proporciones de ítems alimentarios fueron: 52 % de restos vegetales, 37 % de detritos, 9 % de Euglenophyta, 4 % de Bacillariophyceae y un 1.5 % de Fungi.

Oligochaeta

Familia Naididae, Subfamilia Naidinae: Dentro de esta subfamilia a continuación se describen los análisis de los tubos digestivos de las especies que sólo fueron registradas en el arroyo Carnaval. *Chaetogaster diastrophus* presentó en su contenido un 37 % de detritos, 34 % de restos animales que no pudieron ser identificados taxonómicamente, un 10 % de larvas nauplii, 8 % de Ostracoda, 5 % de Crustacea, 3 % de Chlorophyta y un 0.3 % de Bacillariophyceae. *Dero sawayai* tuvo en su contenido 53 % de detritos *Dero botrytis* presentó un 80 % de detritos y un 9% de Bacillariophyceae. *Dero (Aulophorus) furcatus* registró un 50 % de detritos, 30 % de restos vegetales y un 11 % de Bacillariophyceae. *Allonais lairdi*, *Nais variabilis*, *Bratislavia unidentata*, *Pristina jenkiniae* y *Pristina proboscidae* tuvieron como único constituyente de su dieta a los detritos (100 %). *Nais communis* presentó un 80 % de detritos y un 8 % de Bacillariophyceae. La dieta de *Nais pardalis* estuvo integrada por 72 % de detritos, 13 % de restos vegetales, 6 % de Bacillariophyceae y un 0.9 % de Chlorophyta. *Slavina isochaeta* tuvo 72 % de detritos, 13 % de Chlorophyta y un 0.3 % de Bacillariophyceae. *Slavina appendiculata* registró un 81 % de detritos y 0.8 % de Bacillariophyceae. *Stylaria fossularis* registró los siguientes porcentajes en su dieta: 55 % de detritos, 0.7 % de Chlorophyta. *Pristina aequiseta* tuvo un 99 % de detritos y un 0.9 % de Bacillariophyceae. *Pristina leidyi* registró 64 % de detritos y 13 % de Bacillariophyceae. *Pristina acuminata* presentó un 70 % de detritos y un 4% de Bacillariophyceae. *Dero digitata* y *Dero pectinata* fueron registradas tanto en el arroyo Carnaval como en el sitio 1 del arroyo Rodríguez. *Dero digitata* en el arroyo Carnaval presentó

un 65 %, de detritos restos vegetales (12 %) y un 7 % de Bacillariophyceae. En el sitio R1 dicha especie presentó 100 % de detritos. En cuanto a *Dero pectinata* en el arroyo Carnaval tuvo una dieta constituida por 42 % de detritos, 26 % de restos vegetales, 7 % de Chlorophyta y 4 % de Fungi mientras que en el sitio R1 su dieta fue 100 % de detritos. Los ejemplares de *Pristina longidentata* fueron sólo disecados para el arroyo Rodríguez en el sitio 1 y su dieta estuvo constituida por un 97 % de detritos y 3 % de restos vegetales.

Familia Naididae, Subfamilia Tubificinae: Los individuos de *Aulodrilus pigueti* fueron estudiados para el arroyo Carnaval y se registró la presencia de 88 % de detritos y 0.9 % de Bacillariophyceae como ítems en su dieta.

Los ejemplares de *Limnodrilus hoffmeisteri* fueron analizados en los tres sitios estudiados. En el arroyo Carnaval su dieta fue integrada por 78 % de detritos, 1.5 % de restos vegetales y un 0.2% de Chlorophyta. En el sitio R1 tuvo un 77 % de detritos, un 2 % de Bacillariophyceae mientras que en el sitio R2 tuvo un 90 % de detritos y 5 % de Bacillariophyceae. Los de *Limnodrilus udekemianus* fueron disecados para ambos sitios del arroyo Rodríguez; en R1 su dieta estuvo constituida por detritos (70 %), Fungi (24 %) y Bacillariophyceae (6 %). En el sitio R2 en cambio los detritos constituyeron el 100 % del contenido intestinal de esta especie.

Los especímenes de *Tubifex tubifex* fueron sólo disecados para el sitio R1 y tuvieron sólo detritos como componente de la dieta.

Familia Naididae, Subfamilia Rhyacodrilinae: Los especímenes de sólo fueron disecados para el sitio R1 presentando en su dieta sólo el ítems alimentario detritos.

Opistocystidae: Esta familia sólo fue registrada en el arroyo Carnaval y el único componente de su dieta fueron los detritos.

Megadrilii: Fue disecado sólo un ejemplar en el sitio R2 y presentó 98 % de detritos y un 1% de Fungi.

Enchytraeidae: fueron analizados ejemplares provenientes del arroyo Carnaval y del sitio R1. En el primero de los sitios su dieta estuvo representada principalmente por detritos (83 %) en el sitio R1 se registró además de 99 % de detritos y 0.4 % de Bacillariophyceae.

Polychaeta: Esta categoría taxonómica está integrada, en este estudio, sólo por *Aelosoma sp* antes integrante de los oligoquetos. Los ejemplares analizados provienen del arroyo Carnaval. En su dieta se observó un 86 % de detritos y un 7 % de Bacillariophyceae.

Crustacea

Hyalella curvispina fue la única especie de macroinvertebrados crustáceo diseccionado; la misma pudo ser analizada en el sitio del arroyo Carnaval y el sitio 2 del arroyo Rodríguez.

En el arroyo Carnaval su dieta estuvo constituida por detritos (55 %), Bacillariophyceae (2 %), restos animales (18 %), restos vegetales (12 %), Cyanobacteria (4 %), Chlorophyta (3 %) y Fungi (2 %). En el sitio R1 el principal ítem alimentario fue el de los detritos con un 60 %, seguido de los restos vegetales (22 %), Euglenophytas (6 %), Fungi (2 %), Bacillariophyceae (1 %), 0.8 % de Cyanobacteria y 0.3 % de Chlorophyta.

GRUPOS FUNCIONALES ALIMENTARIOS

Según el análisis de cluster (figura 14) se pueden observar dos grandes grupos A y B. Estos grupos presentaron diferencias significativas ($P=0.0008$; $R=0.529$) según la prueba ANOSIM. Los resultados del análisis SIMPER muestran que el porcentaje de disimilitud entre ambos grupos fue de 51 % siendo los detritos y restos animales los principales ítems que contribuyeron a dicha diferencia (tabla 7). El grupo A se diferenció por poseer un mayor promedio de restos animales. Este grupo está constituido por Dytiscidae, *Desmopachria sp*, *Liodessus sp*, *Suphis sp*, *Suphiselus sp*, Coenagrionidae, *Chaetogaster diastrophus* y *Pomacea canaliculata* todos excepto el molusco fueron asignados a la categoría de grupo funcional depredador. Los taxa pertenecientes al grupo B presentaron un mayor promedio de detritos, restos vegetales y algas en su contenido intestinal. En todos los casos los detritos de este grupo tuvieron una longitud promedio menor a 1000 micras, exceptuando a *Caenis sp* que en algunos momentos del año obtuvo longitudes de detrito que superaron las 2000 micras (tabla 8). Al combinar estos resultados con las observaciones de la morfología bucal los taxa fueron asignados como colectores recolectores y raspadores (tabla 8) y en el caso de *Caenis sp* en algunos casos se comportó como fragmentador. Para aquellos taxa no incluidos en el análisis de cluster debido al bajo número disecado, su dieta puede ser observada en la figura 15; mediante estos datos podemos ver que los odonatos fueron depredadores, mientras que el resto de los taxa presentaron un alto porcentaje de detritos y restos vegetales. Estos resultados en adición a la observación de la morfología bucal permiten

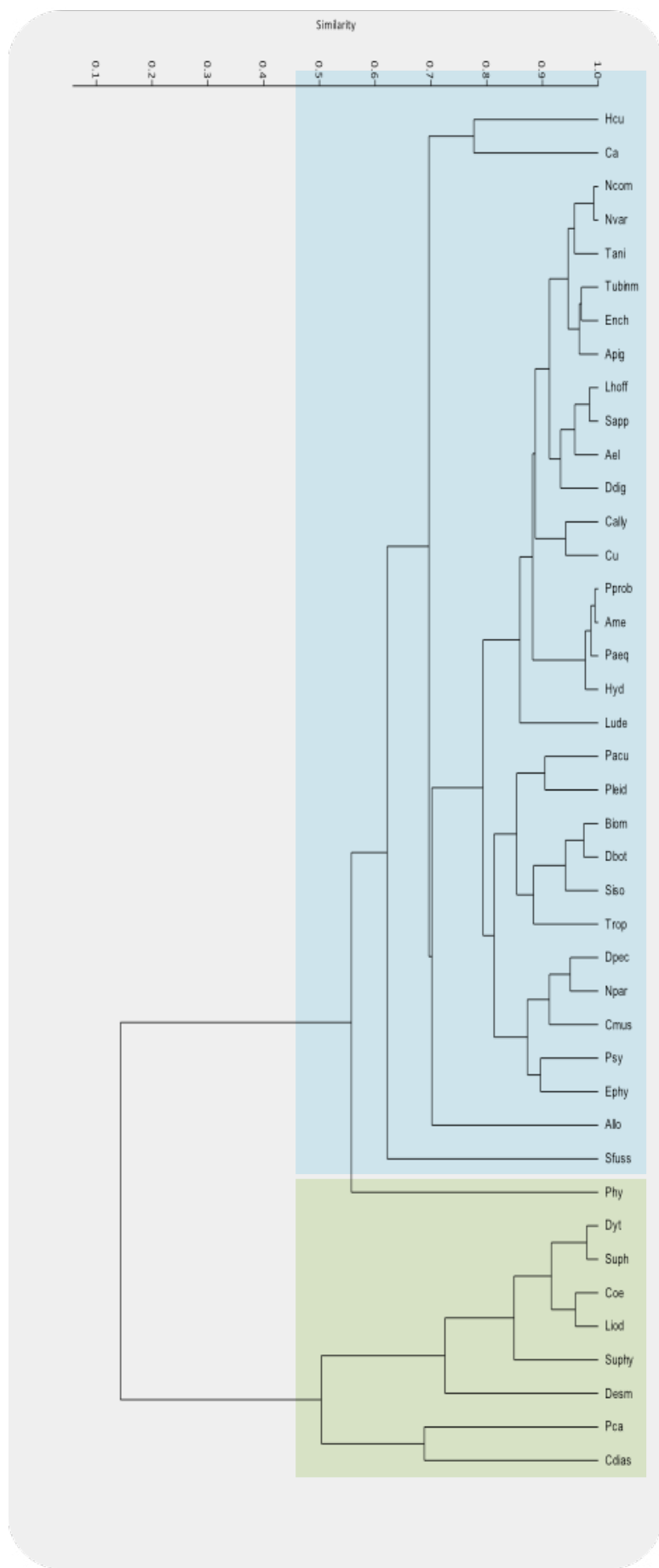
asignar preliminarmente (debido al bajo número analizado) a la categoría de colectores recolectores a los taxa *Ceratopogonidae*, *Megadrilii*, *Paracynus sp*, *Dero (Aulophorus) furcata*, *Allonais lairdi*, *Bratislavia unidentata*, *Tubifex tubifex*, *Botrioneurum americanum*, *Pristina longidentata*, *Stratiomyidae*, *Polypedilum sp*, *Pristina jenkiniae*, *Opystocistidae*, *Dero sawayai*, *Aeolosoma sp*, *Enochrus sp* y al quironómido *Labrundinia sp*.

El grupo funcional alimentario dominante en los tres sitios estudiados fue el de colector recolector (tabla 8).

Tabla 7. Resultados del análisis de significancia para los grupos formados en el análisis de cluster y los porcentajes de contribución de los ítems alimentarios a la disimilitud entre dichos grupos. Abreviaturas en Anexo IV

Análisis estadístico	Parámetro	G1-G2	A-Phy	B-Sfuss
ANOSIM	P	0.0008	0.1808	0.0603
	R	0.529	0.272	0.8078
	% Disimilitud	51.02	27.14%	38.28
SIMPER	% Contribución a la disimilitud			
	Det	38.11	35.29	34.14
	Alg	6.1	13.83	8.112
	Rv	5.483	18.98	5.783
	Ra	40.01	0.574	0.3881
	Fun	1.88	17.17	1.029
	Rm	7.56	12.52	49.43
	Cyb	0.8568	1.64	1.11

Figura 14. Análisis de clúster empleando índice de similitud de Bray Curtis; el recuadro verde (Grupo A) agrupa a los organismos que se alimentan principalmente de restos animales mientras que los organismos agrupados en el rectángulo celeste (Grupo B) se ordenaron en base al mayor consumo de detritos.



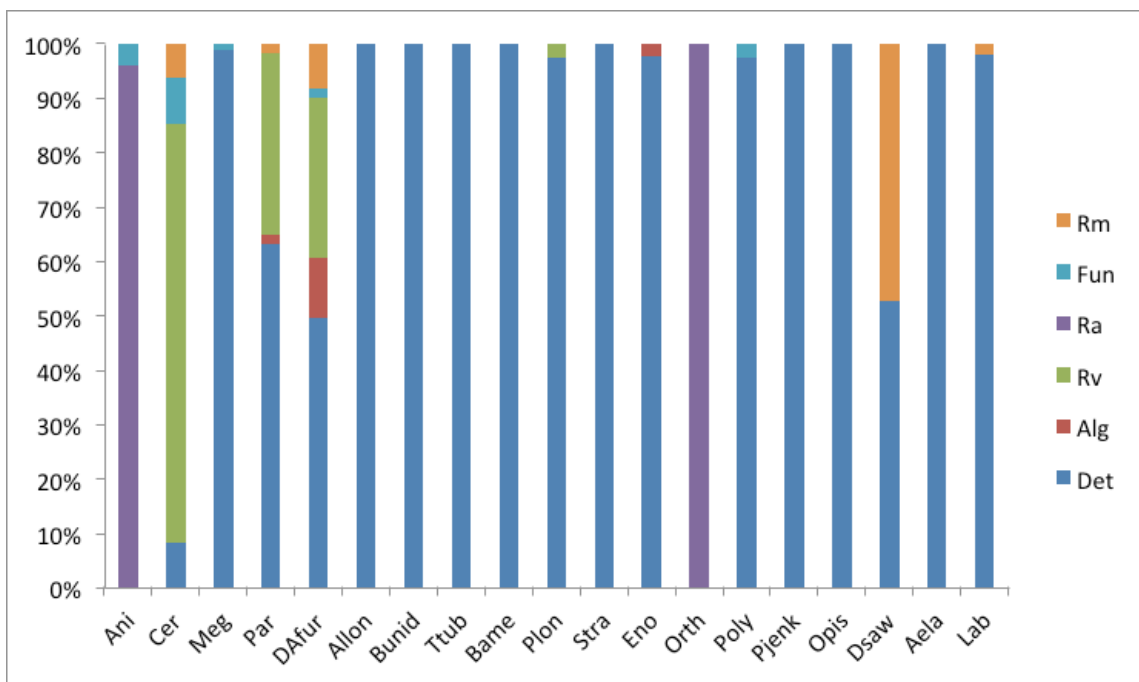


Figura 15. Porcentaje de ítems alimentarios en aquellos organismos que no fueron incluidos en el análisis de clúster debido al bajo número disecado. Abreviaturas en Anexo IV

Tabla 8. Clasificación de los taxa registrados en su correspondiente GFA; en la tabla también se observa el número de taxa analizados, los sitios donde estuvieron presentes y la longitud promedio expresada en micras de los ítems alimentarios mayoritarios (detritos y restos animales) registrados en los contenidos intestinales. R=Raspador; CR=Colector recolector; F=Fragmentador y P=depredadores. Los significados de los acrónimos se detallan en el Anexo IV.

Referencia	Nº	C	R (1)	R (2)	Detrito (µm)	Restos animales (µm)	GFA
Ame	5	X			142 +/-93		CR
Cally	8	X			141 +/-130		CR
Ca	24	x			882 +/-2594		CR-F
Coe	33	X		X	200 +/-272	393 +/-367	P
Ani	1			X		125	P
Orth	2	X				214	P
Psy	11		X	X	133 +/-60		CR
Cu	12		X		309 +/-185		CR
Cer	1			X	58		CR
Chir	1	X			139		CR
Poly	1	X			40		CR
Tani	9	X			213 +/-322		CR
Allo	10	X			73 +/-46		CR

Cmus	99		X	X	143 +/-89		CR
Lab	1	X			154		CR
Stra	2		X		81		CR
Ephy	18		X		219 +/-172		CR
Suph	4	X	X			81 +/-9	P
Suphy	3		X			111 +/-104	P
Dyt	13	X	X	X		1454 +/-1998	P
Desm	18	X	X			103 +/-51	P
Liod	10	X				174 +/-100	P
Hyd	9			X	145 +/-78		CR
Par	2			X	199		CR
Trop	29	X	X	X	188 +/-117		CR
Eno	2	X			104		CR
Hcu	70	X	X		157 +/-183		CR
Cdias	22	X			120 +/-90	186 +/-97	P
Dsaw	1	X			87		CR
Ddig	28	X	X		101 +/-55		CR
Dpec	17	X	X		115 +/-68		CR
Dbot	9	X			129 +/-33		R
DAfur	2	X			210 +/-43		CR
Allon	1	X			159		CR
Ncom	14	X			63 +/-28		CR
Nvar	21	X			96 +/-48		CR
Npar	28	X			90 +/-63		CR
Bunid	1	X			183		CR
Sapp	18	X			61 +/-21		CR
Siso	9	X			89 +/-45		CR
Sfuss	5	X			99 +/-48		R
Pjenk	2	X			123		CR
Paeq	3	X			73 +/-9		CR
Pleid	10	X			129		R
Plon	1		X		249		CR
Pacu	3	X			141 +/-47		CR
Pprob	3	X			152 +/-29		CR
Tubinm	8	X			159 +/-112		CR
Apig	21	X			122 +/-81		CR
Lhoff	27	X	X	X	110 +/-75		CR
Lude	4		X	X	69 +/-15		CR
Ttub	1		X		107		CR
Opis	1	X			192		CR

Ench	18	X	X		70 +/-39		CR
Meg	1			X	472		CR
Ael	8	X			101 +/-78		CR
Bame	1		X		76		CR
Pca	26	X			777 +/-3022		R
Biom	25	X			195 +/-228		R
Phy	24	X		X	170 +/-113		R

RELACIONES TRÓFICAS

Con referencia a las relaciones tróficas de cada sitio estudiado y periodo de muestreo se analizaron un total de 769 organismos agrupados en 60 taxa (la dieta individual puede observarse en el anexo III). En las representaciones de las tramas tróficas fueron graficados como nodos de color negro los items alimentarios consumidos y los organismos disecados, los nodos grises representan aquellos organismos que fueron consumidos por otros, pero debido a que no fue analizada su dieta no fue posible trazar su conexión con los recursos basales. Este fue el caso de los microcrustaceos (Ostracoda, Cladocera, Copepoda, larvas nauplii) y Nematoda.

En los tres sitios considerados se observó un menor número de conexiones para el mes de junio; esta situación se contrapone con la registrada en el mes de diciembre del 2010 en donde aumenta la diversidad y densidad de los organismos como así también el número y complejidad de las conexiones tróficas.

Arroyo Carnaval

En todos los casos se registró la presencia de especies intermedias y basales (ver figuras 16,17,18,19 y 20). Éstas últimas aumentaron su número en marzo (figura 17) y diciembre 2010 (figura 20). Las principales conexiones se registraron con los items detritos, diatomeas y clorofitas (en orden decreciente). El número de especies intermedias (predadoras) fue máximo en diciembre del 2010 (figura 20) con 5 taxa. En promedio en todos los muestreos se pudo analizar un 53 % del total de macroinvertebrados del ensamble bentónico. El 47 % restante corresponde a taxa que debido a poseer hábito suctorial o presentar el tubo digestivo vacío no se pudo realizar la disección.

Los análisis de centralidad nos indican que en todos los muestreos los detritos tuvieron el mayor

valor de entrada, seguido por las diatomeas (anexo V). Los valores de salida fueron máximos para los depredadores (*Coenagrionidae*, *Chaetogaster diastrophus*), los raspadores (*Pomacea canaliculata*) y los colectores recolectores (*Hyalella curvispina*, *Caenis* sp). En el mes de junio no se pudo estudiar la dieta de los depredadores (*Chaetogaster diastrophus* y *Coenagrionidae*) debido a que el tubo digestivo de los ejemplares colectados se encontraba vacío. Los máximos valores de entrada para dicho mes fueron bajos en relación a los otros muestreos y estuvieron representados principalmente por colectores recolectores (*Nais pardalis*, *Tanytarsus* sp).

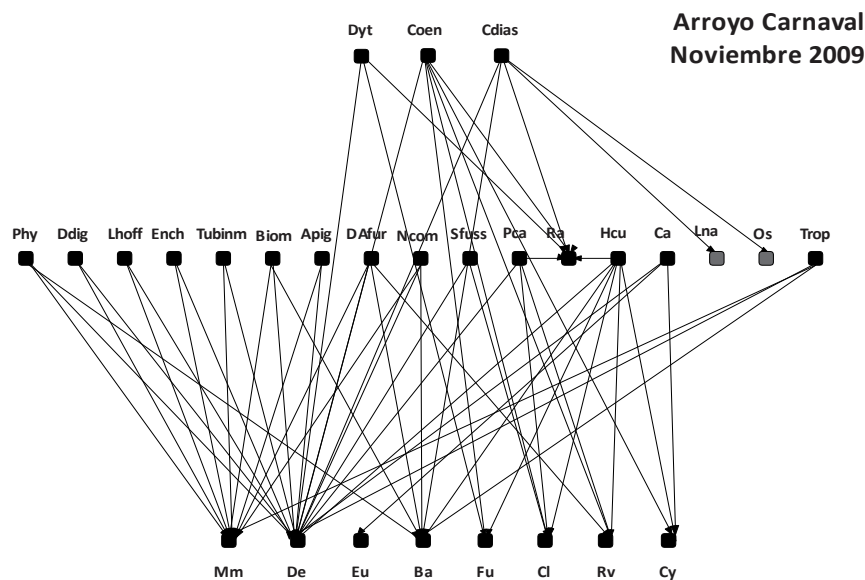


Figura 16. Gráfico de relaciones tróficas entre los macroinvertebrados del arroyo Carnaval. Noviembre 2009. Referencia de las especies ver anexo IV. De=Detrito; Ba= Bacillariophyceae P; Mm Material mineral; Eu=Euglenophyta; Cy= Cyanobacteria; Rv= Restos vegetales; Fu= Fungi; Ra Restos animales; Os= Ostracoda y Cl= Chlorophyta. Los nodos grises corresponden a aquellos taxa que no fueron disecados para el estudio pero sí fueron hallados en el contenido del tubo digestivo de otros taxa.

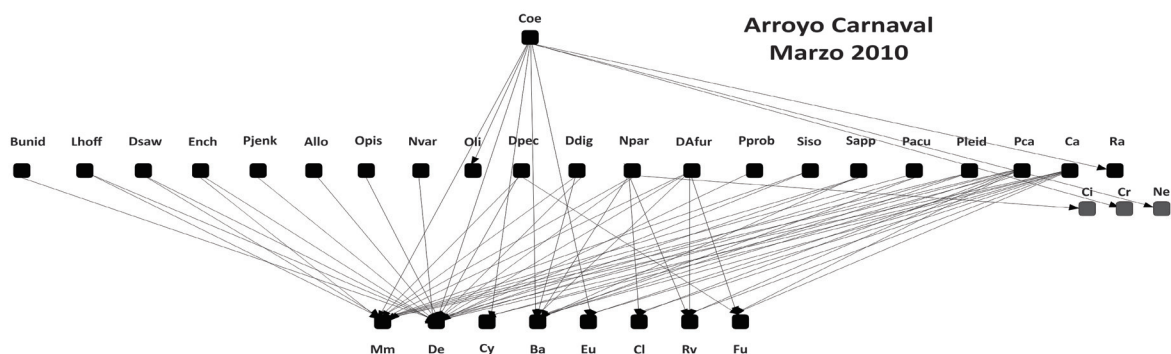


Figura 17. Gráfico de relaciones tróficas. Arroyo Carnaval. Marzo 2010.

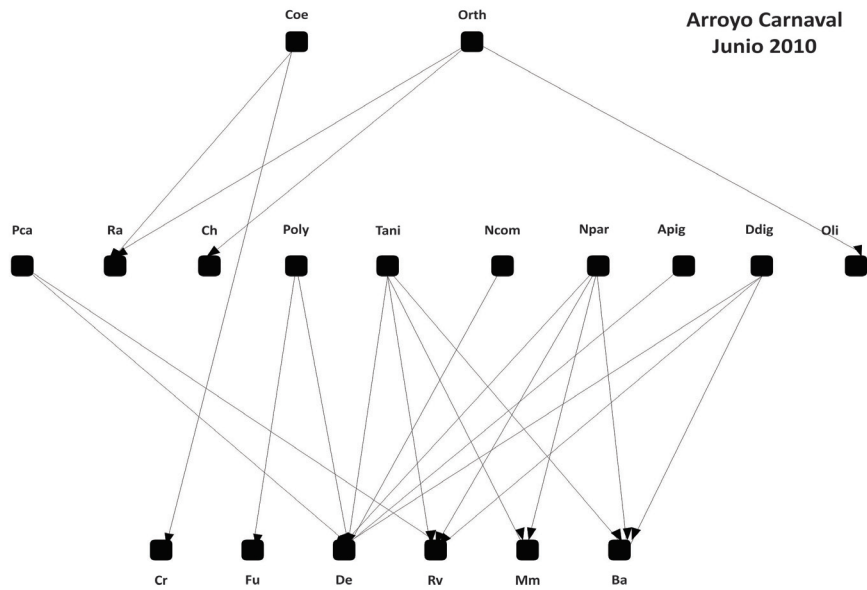


Figura 18. Gráfico de relaciones tróficas. Arroyo Carnaval. Junio 2010.

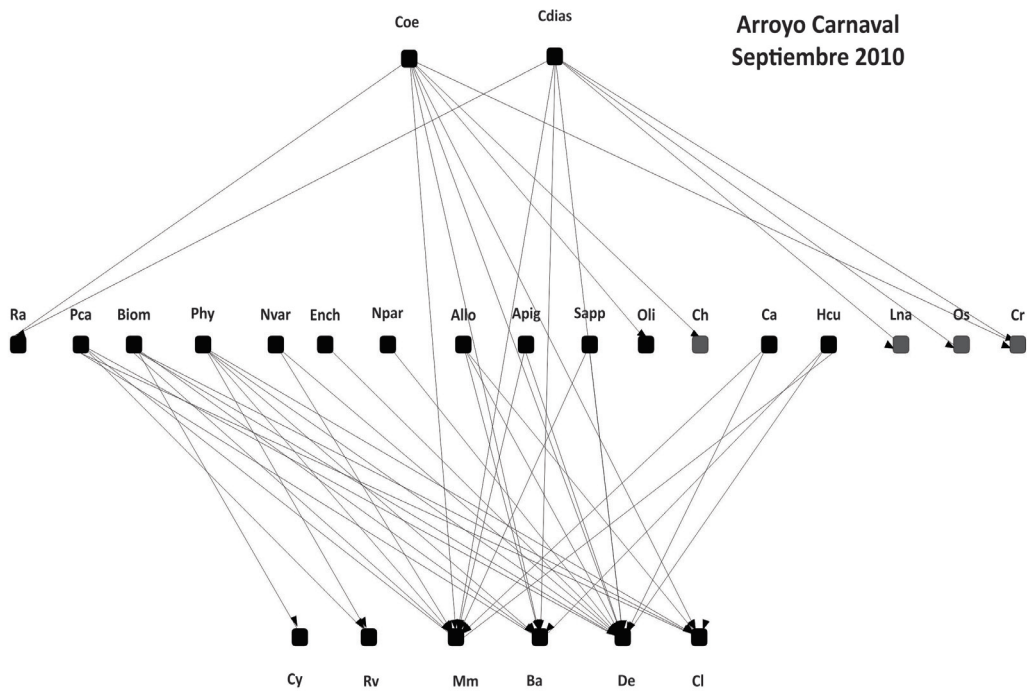


Figura 19. Relaciones tróficas en el arroyo Carnaval. Septiembre 2010.

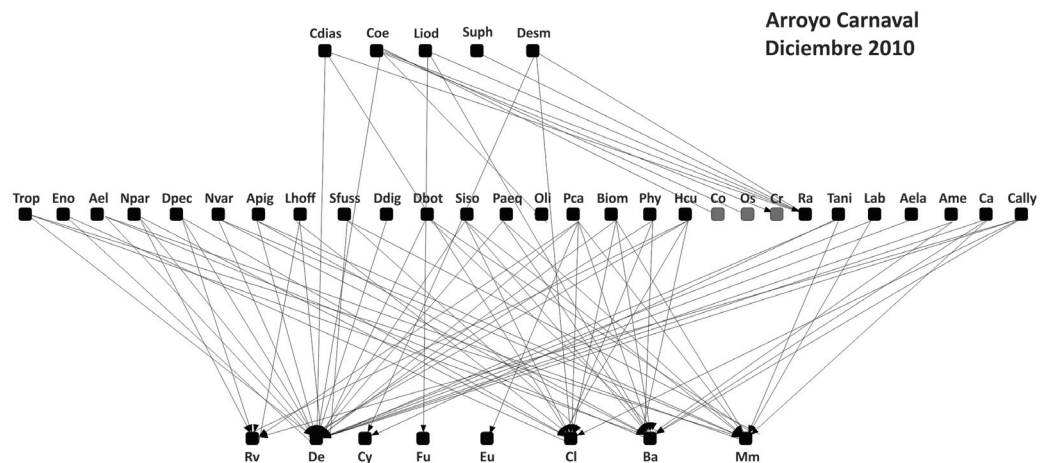


Figura 20. Relaciones tróficas en el arroyo Carnaval. Diciembre 2010.

Arroyo Rodríguez

Sitio 1

En este sitio las especies intermedias correspondieron a los coleópteros de la familia Dytiscidae (*Desmopachria sp*) y Noteridae (*Suphis sp*, *Suphisselus sp*) en donde no se pudo identificar con exactitud a que taxa correspondían los restos animales registrados en su dieta (figura 21,22, 25). En el mes de junio y septiembre 2010 (figura 23 y 24) no se registraron las anteriores familias (ver anexo I). Con respecto a la centralidad el valor máximo de salida fue de 7 para la familia Culicidae en noviembre del 2009 (ver anexo V), sin embargo en el resto de los muestreos los mayores valores se mantuvieron por debajo de dicho número y fueron obtenidos para los colectores recolectores (Culicidae, *Chironomus sp*, Ephydridae).

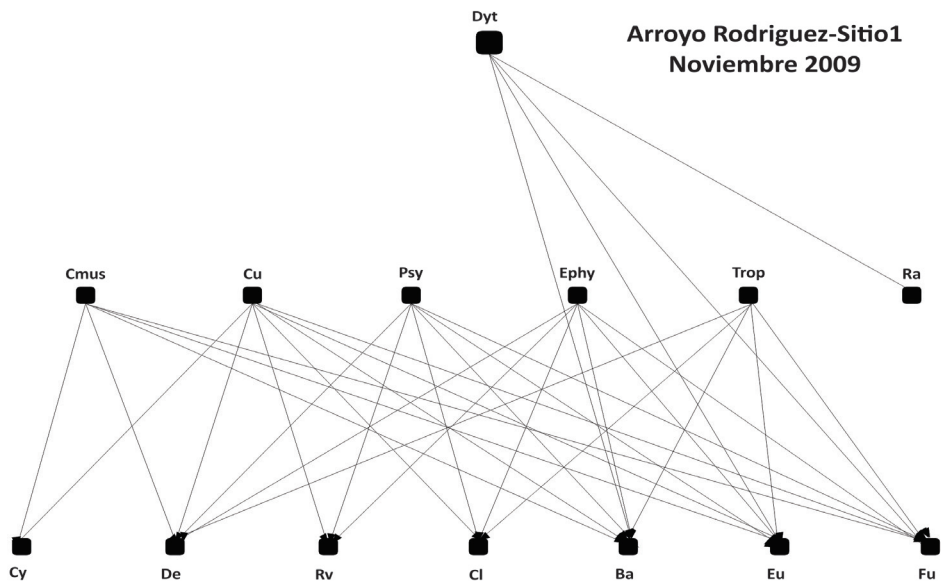


Figura 21. Relaciones tróficas en el arroyo Rodríguez sitio1 Noviembre 2009

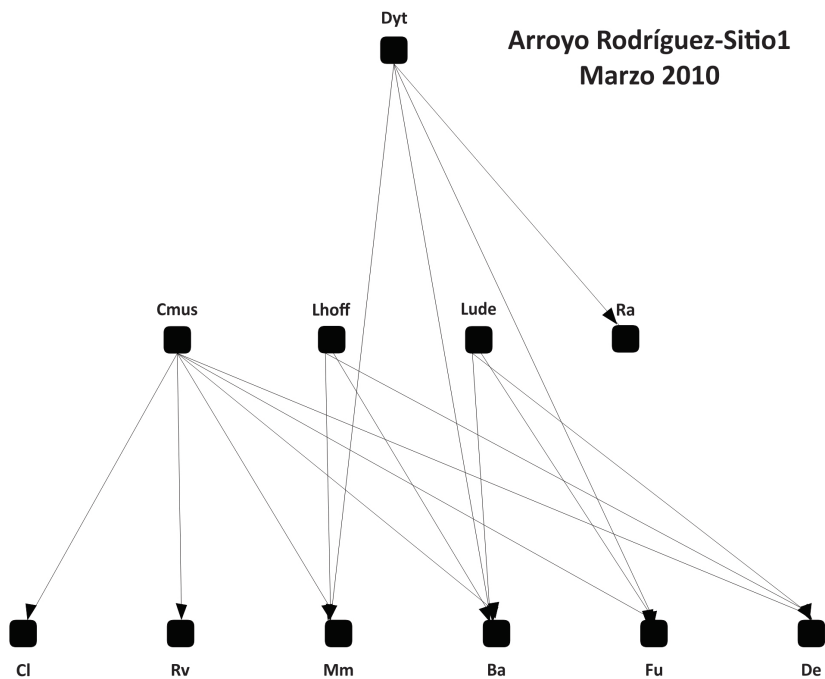


Figura 22. Relaciones tróficas arroyo Rodríguez sitio 1. Marzo 2010.

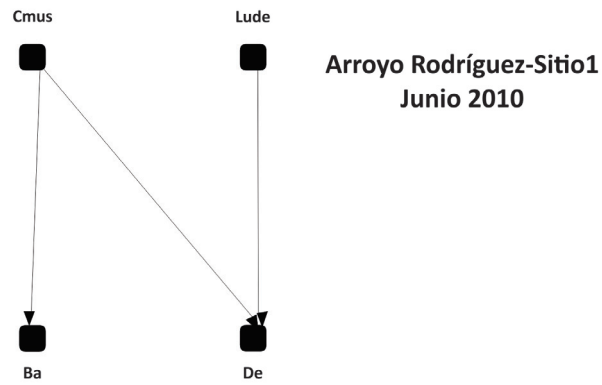


Figura 23. Relaciones tróficas entre los macroinvertebrados del arroyo Rodríguez sitio 1. Junio 2010.

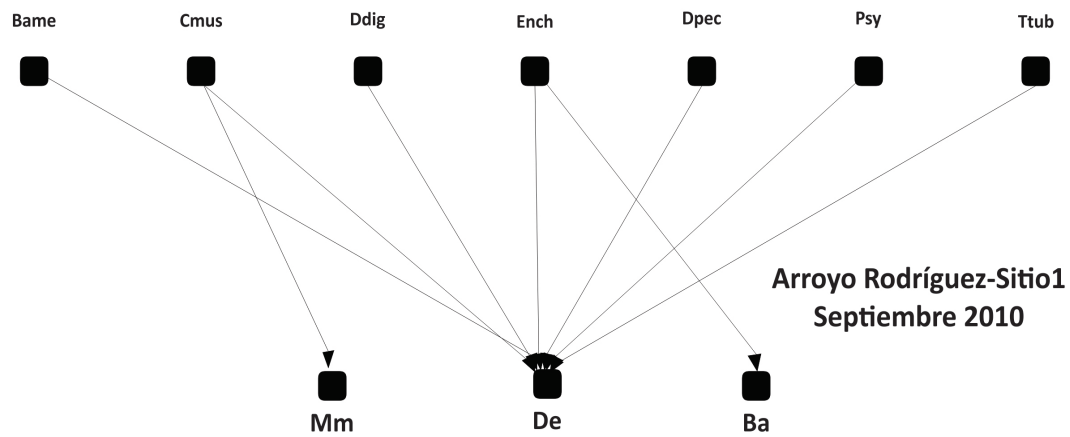


Figura 24. Relaciones tróficas observadas en el arroyo Rodríguez sitio1. Septiembre 2010.

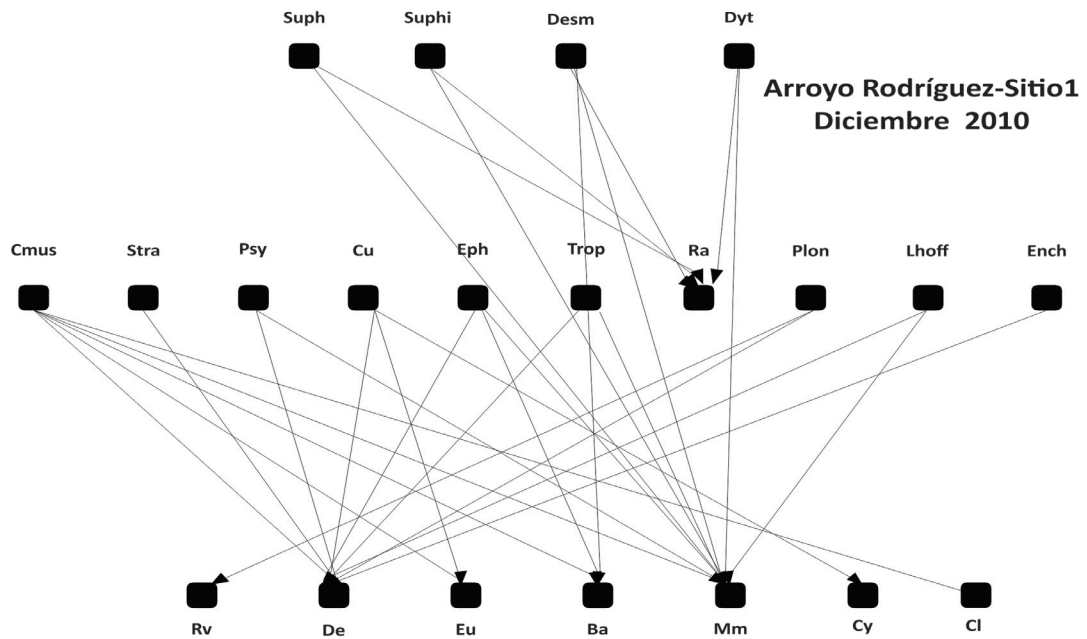


Figura 25. Conexiones tróficas entre los macroinvertebrados del arroyo Rodríguez sitio1. Diciembre 2010.

Sitio 2

En este sitio se observó en los meses de noviembre del 2009, junio 2010 y septiembre del 2010 ejemplares de *Chironomus sp*, *L. hoffmeisteri* y *H. curvispina* (ver figura 26 y 29) en su trama trófica, *Tropisternun sp* sólo fue representado en la trama trófica de noviembre del 2009 (figura 26). La presencia de predadores de la familia Coenagrionidae fue observada en el mes de marzo (figura 27, anexo I). Durante el mes de junio del 2010 fueron disecados ejemplares pero los mismos presentaron sus tubos digestivos estaban vacíos, por lo tanto en la trama graficada sólo pudieron ser representadas las conexiones tróficas de *Chironomus sp* y de *H. curvispina* (ver figura 28). También se registró la presencia de los depredadores de la familia Dityscidae en el mes de diciembre 2010 (figura 30, anexoII). Se pudo estudiar la dieta sólo del 44 % del ensamble bentónico. La explicación del bajo valor analizado se debió a que muchos de los taxa presentaron el tubo digestivo vacío y otros como los hemípteros presentan hábito suctorial por lo cual no puede realizarse la disección. La centralidad nos indica que los valores de salida fueron más elevados para los colectores recolectores llegando a un máximo de 7 en *Chironomus sp*. Los valores observados para los depredadores (Odonata y Dytiscidae) no superaron las 2 entradas (ver anexo V).

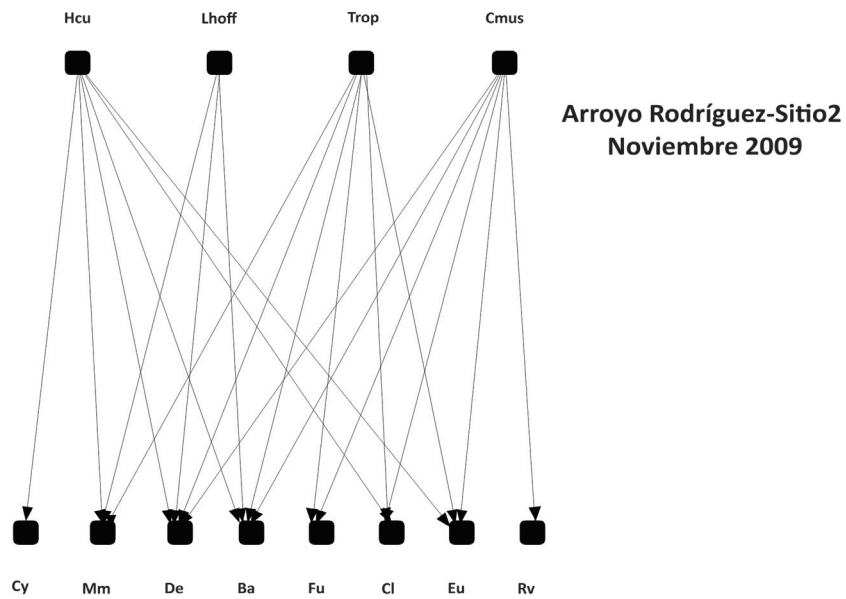


Figura 26. Conexiones tróficas para los macroinvertebrados del arroyo Rodríguez sitio 2. Noviembre 2009.

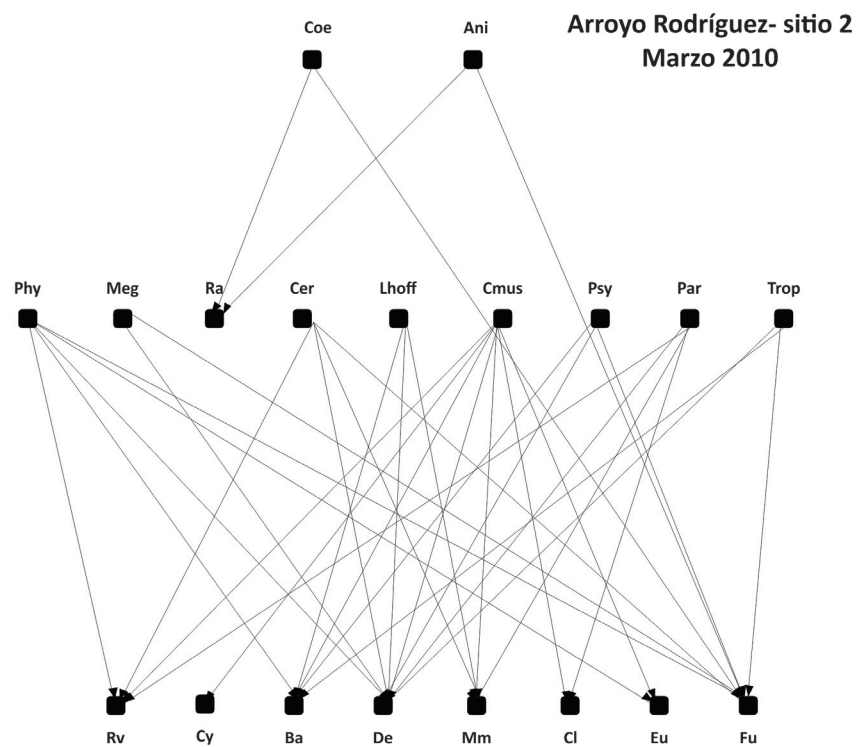


Figura 27. Relaciones tróficas en el arroyo Rodríguez sitio2. Marzo 2010.

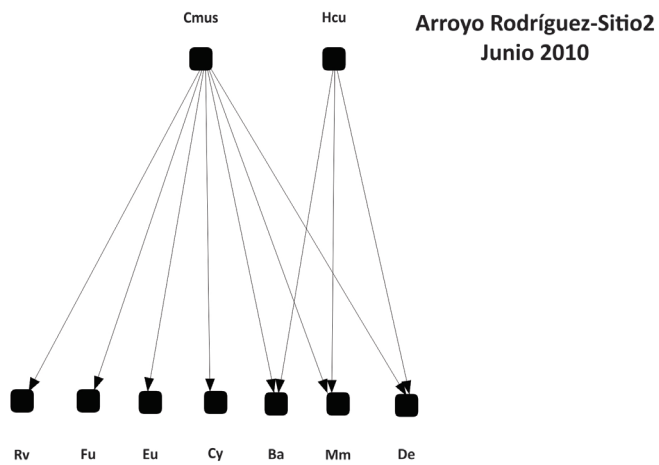


Figura 28. Relaciones tróficas en el arroyo Rodríguez sitio 2. Junio 2010.

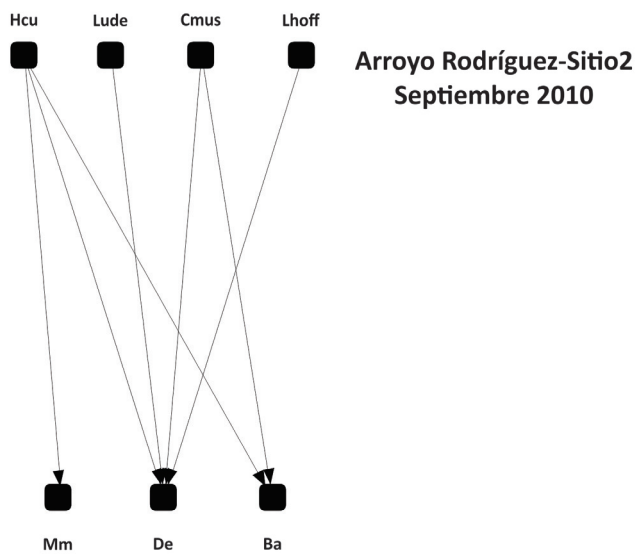


Figura 29. Relaciones tróficas en el arroyo Rodríguez sitio 2. Septiembre 2010.

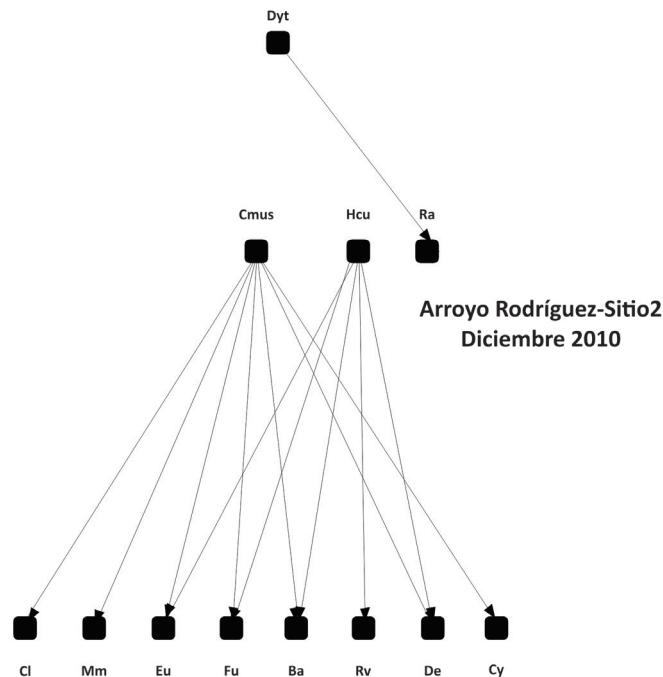


Figura 30. Relaciones tróficas en el arroyo Rodríguez sitio 2. Diciembre 2010.

Relaciones tróficas globales

La trama trófica global para los macroinvertebrados del arroyo Carnaval puede observarse en la figura 31. En este sitio de estudio el número de nodos y conexiones fueron elevados complejizando así las tramas tróficas. Los principales depredadores (especies intermedias) fueron los odonatos, los coleópteros de la familia Dytiscidae y el oligoqueto *Chaetogaster diastrophus*. En los casos en los que los restos animales pudieron ser identificados se observó que los taxa predadores se alimentaron principalmente de oligoquetos, quironómidos y crustáceos. Las especies basales estuvieron constituidas principalmente por oligoquetos, quironómidos, moluscos y efemerópteros. En todos los casos los principales items consumidos fueron los detritos (de), las diatomeas (Ba) y restos vegetales (Rv). En ninguno de los casos se registró la presencia de especies superiores debido a que en este estudio sólo fueron analizados los invertebrados por lo cual se debe tener en cuenta que estas tramas representan una parcialidad de la trama trófica completa de los arroyos estudiados.

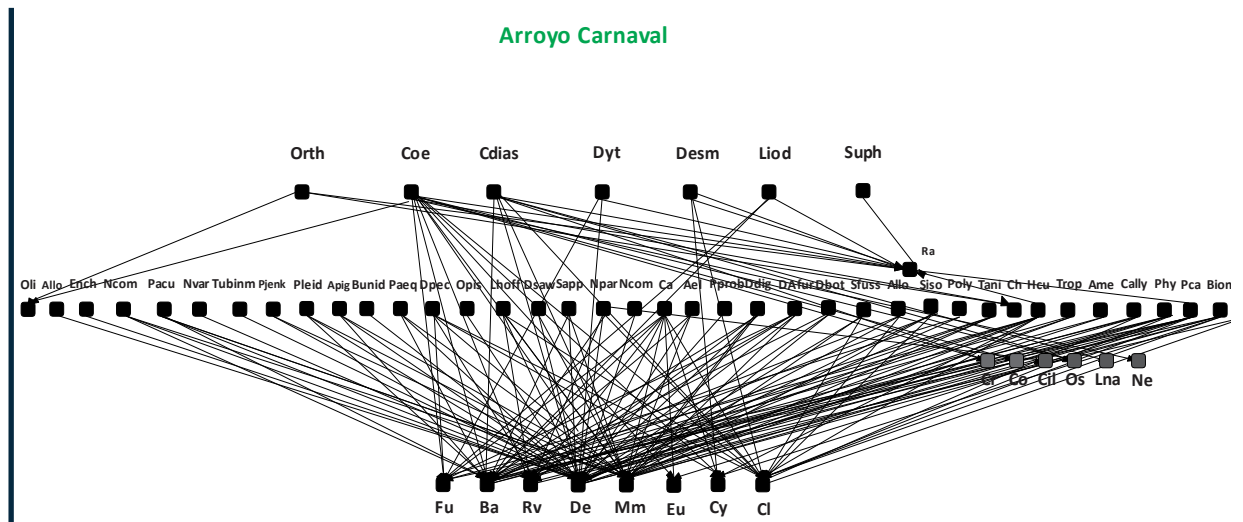


Figura 31. Relaciones tróficas globales de los macroinvertebrados estudiados en el sitio Carnaval construidas a partir de los muestreos realizados durante el 2009 y 2010. Los nodos grises representan los taxa encontrados en la dieta pero que no fueron disecados para el estudio.

En ambos sitios del arroyo Rodríguez (figura 32 y 33) el número de especies intermedias fue bajo y estuvo representado por los predadores de la familia Dytiscidae, Noteridae y el orden Odonata, en los cuales en ninguno de los casos pudieron ser identificados sus restos animales. Las especies basales que se analizaron estuvieron constituidas principalmente por familias de dípteros Psychodidae, Ephydridae, Culicidae, Stratiomyidae y Chironomidae (*Chironomus sp* para esta última familia). Los principales items alimentarios que consumieron dichos taxa fueron los detritos, diatomeas, euglenofitas y hongos.

Arroyo Rodríguez- Sitio1

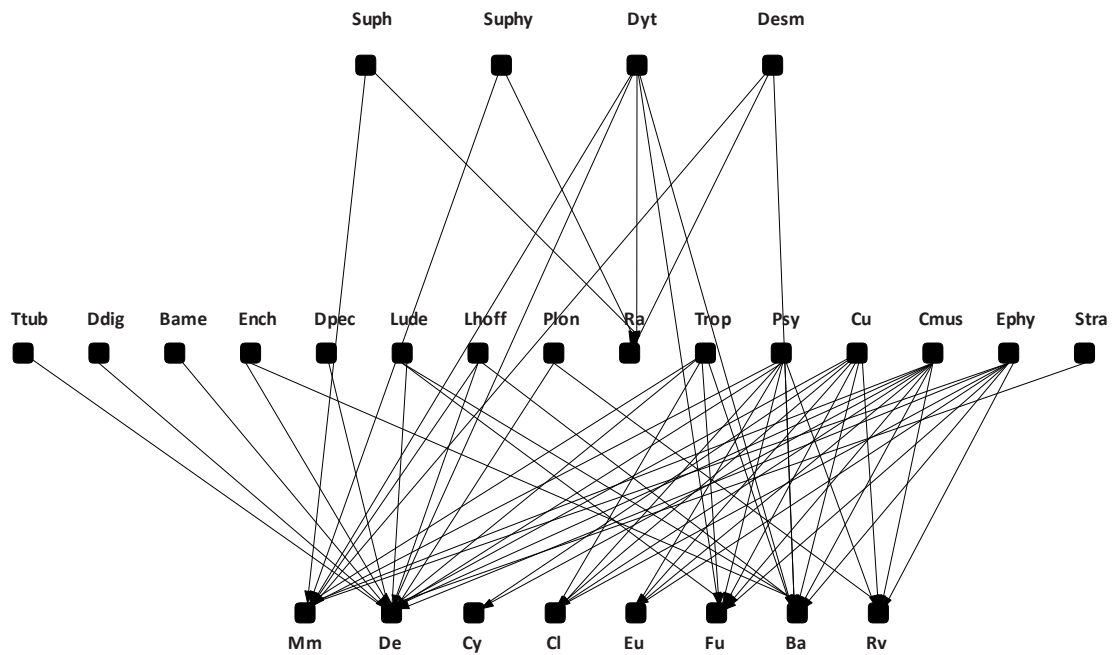


Figura 32. Relaciones tróficas globales de los macroinvertebrados estudiados en el sitio R1 construidas a partir de los muestreos realizados durante los años 2009 y 2010.

Arroyo Rodríguez-Sitio 2

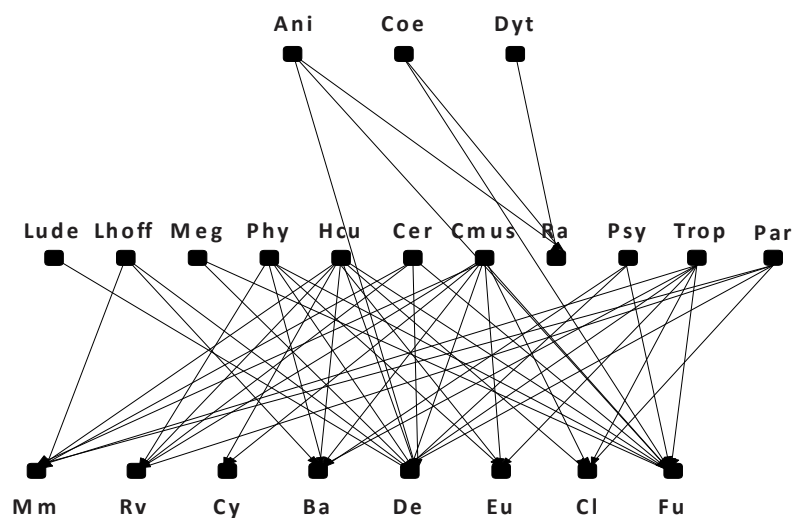
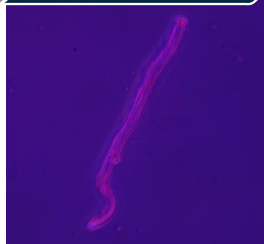


Figura 33. Relaciones tróficas globales de los macroinvertebrados estudiados en el sitio R1 construidas a partir de los muestreos realizados durante los años 2009 y 2010.

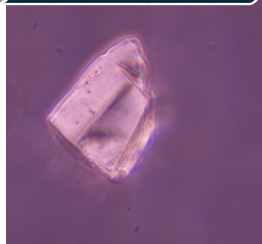
La frecuencia promedio de ítems alimentarios consumidos en cada sitio y período de muestreo pueden observarse en la figura 34 donde fueron consideradas para el cálculo sólo las especies no depredadoras. Se puede observar que los detritos y los restos vegetales constituyeron los principales ítems alimentarios consumidos en los tres sitios estudiados, con un aumento del consumo de detritos en el mes de junio del 2010, en ambos sitios del arroyo Rodríguez. Este aumento también se registró en el mes de septiembre del 2010. Los resultados del ANOVA ($P > 0.05$) muestran que no hubo diferencias significativas entre los valores de consumo de detritos en los tres sitios estudiados, sin embargo los valores promedio del arroyo Rodríguez fueron mayores que en el Carnaval. Este mismo resultado fue observado para los restos vegetales. En el arroyo Carnaval el consumo promedio de detritos (entre los taxa) tuvo frecuencias entre 0.45 y 0.8, mientras que en los restos vegetales la frecuencia de consumo fue menor con valores entre 0.2 y 0.3. El resto de los ítems tuvo frecuencias por debajo de 0.1. En el sitio R1 y R2 se observa una tendencia similar entre sí en el consumo de los recursos basales aunque con algunas variantes (figura 34-a). En el sitio R1 el consumo de detritos se mantuvo constante a través de los muestreos, con valores bajos en noviembre del 2009 y en marzo del 2010, los valores de consumo de éste recurso estuvieron entre 0.64 y 1 (figura 34-b). En el sitio R2 la disminución del consumo de detritos se observó en marzo del 2010 y el rango de los mismos a través de los muestreos estuvo entre 0.45 y 1 (figura 34-c). El consumo de restos vegetales fue muy similar entre ambos sitios con valores que estuvieron entre 0.1 y 0.25. El resto de los recursos basales presentaron consumos con frecuencias menores a 0.1.

ÍTEMS ALIMENTARIOS

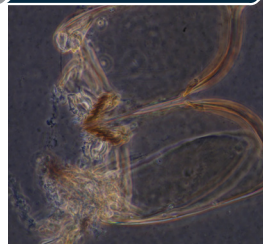
Ne *Nematoda*



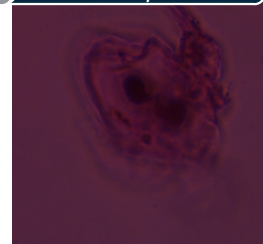
Mm *Material mineral*



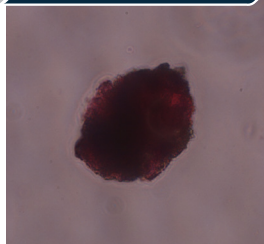
Ch *Chironomidae*



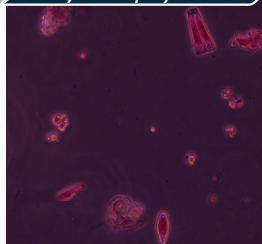
Lna *Larva Nauplii*



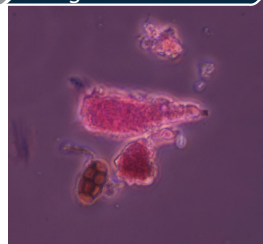
De *Detritos*



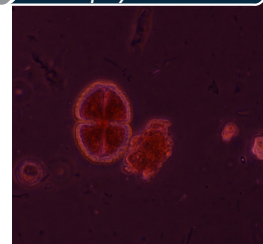
Ba *Bacillariophyceae P*



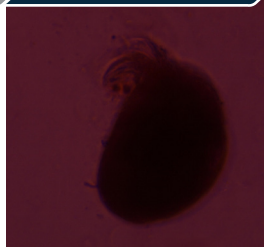
Fu *Fungi*



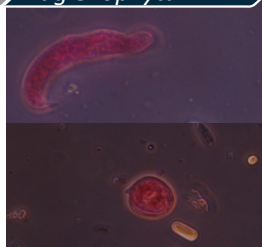
Cl *Clorophyta*



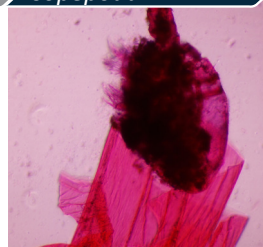
Os *Ostracoda*



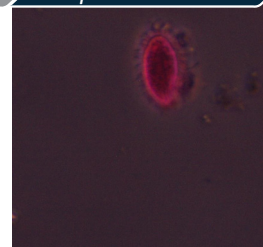
Eu *Euglenophyta*



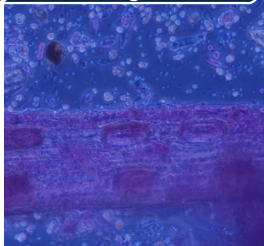
Co *Copepoda*



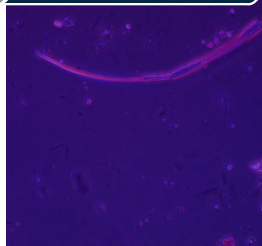
Ci *Ciliophora*



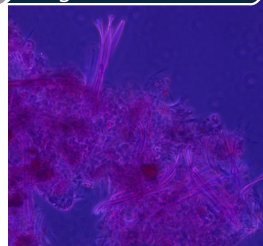
Rv *Restos vegetales*



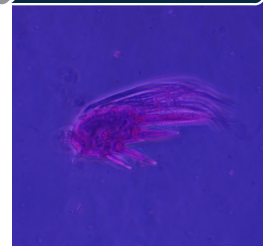
Ra *Restos animales*



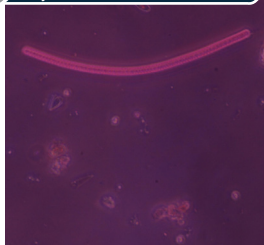
Oli *Oligochaeta*



Cr *Crustacea*



Cy *Cyanobacteria*



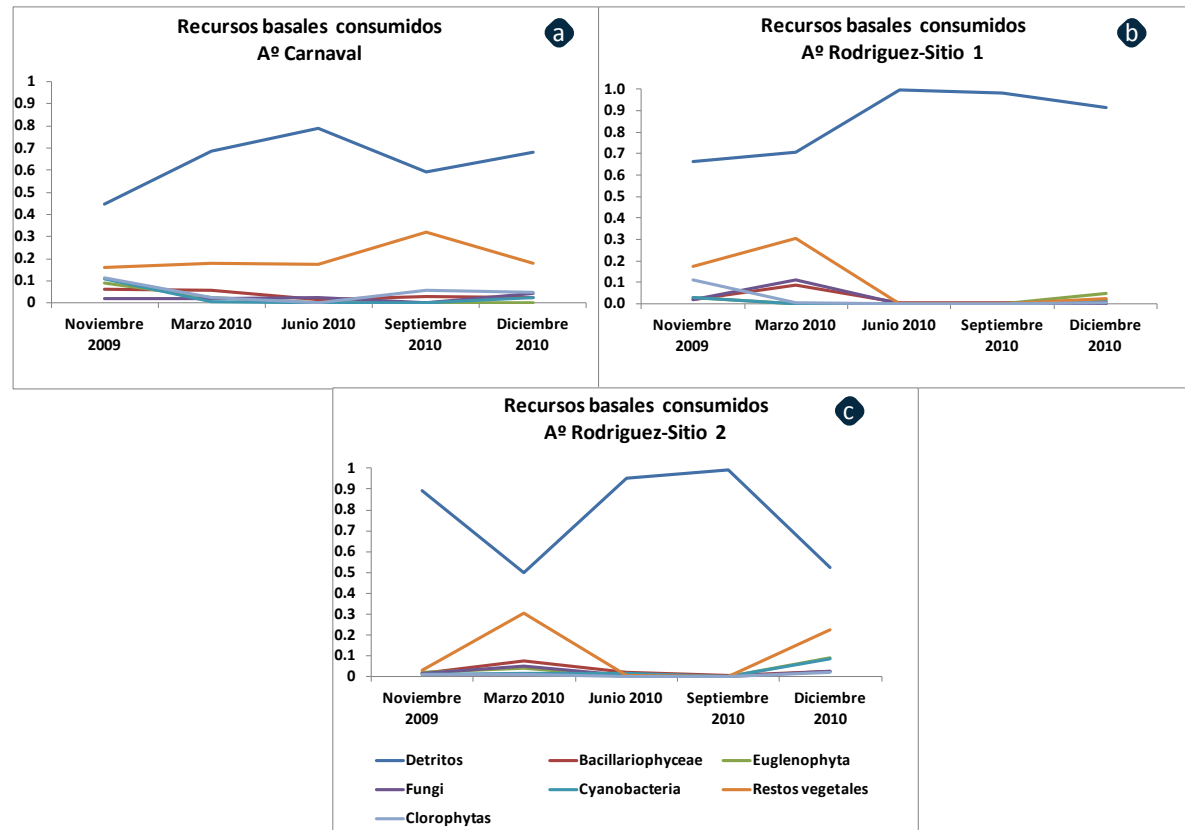


Figura 34. Frecuencia promedio de consumo de los recursos basales para los diferentes sitios y períodos de muestreo. No fueron incluidos los ítems registrados en las especies depredadoras. a) Aº Carnaval b); Aº Rodríguez sitio1; c) Aº Rodríguez sitio 2.

ESTEQUIOMETRÍA

Se calculó la relación de C: N, C: P, N: P de diferentes organismos y GFA para cada sitio estudiado así como de los recursos basales. En la tabla 9 se pueden visualizar los valores de las relaciones obtenidas para cada taxa.

Tabla 9. Valores promedio y desvíos estándar de las relaciones estequiométricas de C:N; C:P y N:P en los principales macroinvertebrados analizados en cada sitio estudiado.

	Sitio	n	C:N	C:P	N:P
<i>Tropisternus sp</i>	C	2	3.70 (+/-0.90)	3.6 (+/-0.85)	0.97 (+/-0.10)
	R1	2	3.98 (+/-0.20)	5.39 (+/-2.67)	1.34(+/-0.60)
	R2	2	4.56 (+/-0.27)	4.32 (+/-1.36)	4.6(+/-0.24)
<i>H. curvispina</i>	C	4	4.07 (+/-0.27)	1.18 (+/-0.11)	0.29(+/-0.03)
	R1	1	3.93	1.38	0.35
	R2	4	4.07 (+/-0.13)	1.01 (+/-0.12)	0.25(+/-0.03)
<i>P. canaliculata</i>	C	4	3.27 +/-0.66)	2.29 (+/-0.42)	0.71(+/-0.07)
<i>Physa sp.</i>	C	2	4.48 (+/- 1.36)	2.09(+/-0.72)	0.46(+/-0.02)
<i>Biomphalaria sp</i>	C	3	6.75 (+/-3.09)	4.25 (+/-2.85)	0.48(+/-0.22)
<i>Chironomus sp</i>	R1	4	3.94 (+/-0.35)	1.88(+/-0.26)	0.48(+/-0.08)
	R2	5	3.92 (+/-0.47)	2.47 (+/-1.16)	0.65(+/-0.034)
<i>Caenis sp</i>	C	1	4.07		
Coenagrionidae	C	5	3.62 (+/-0. 26)	2.33(+/-0.34)	0.63(+/-0.09)
	R2	1	3.60		
<i>Orthemis sp</i>	C	2	3.36 (+/-0.59)	1.82	0.54
<i>Belostoma sp</i>	C	3	3.63 (+/-0.44)	2.81 (+/-0.60)	0.77(+/-0.09)
	R1	4	3.71 (+/-0.32)	2.35 (+/-0.62)	0.63(+/-0.13)
	R2	4	3.75 (+/-0.26)	2.74 (+/-0.95)	0.73(+/-0.27)

El grupo de los depredadores se encuentra integrado por los Odonatos de la familia Coenagrionidae, *Orthemis sp*, *Belostoma sp*, el de los raspadores por *Pomacea canaliculata*, *Physa sp*, *Biomphalaria sp*, y los colectores recolectores por *Hyaella curvispina* y *Tropisternus sp*. Las relaciones estequiométricas para los organismos raspadores en los sitios estudiados se dispusieron en la figura 35-a. La relación de C:N en los organismos raspadores del arroyo Carnaval tuvo valores cercanos a 6. Los valores medios de C:P fueron similares en ambos sitios (Carnaval y Rodríguez sitio 1). El valor promedio de N:P fue menor en el arroyo Carnaval. Las relaciones estequiométricas del grupo colector-recolector (figura 35-b) fueron similares en los tres sitios estudiados destacando que el valor de C:N en los sitios del arroyo Rodríguez fue mayor que en el sitio del arroyo Carnaval y que el valor más elevado de N:P se registró en el sitio 1 del arroyo Rodríguez. El grupo funcional de los depredadores presentó un patrón similar en los tres sitios estudiados con un leve incremento de los valores de C:N y C:P en ambos sitios del arroyo Rodríguez (figura 35-c).

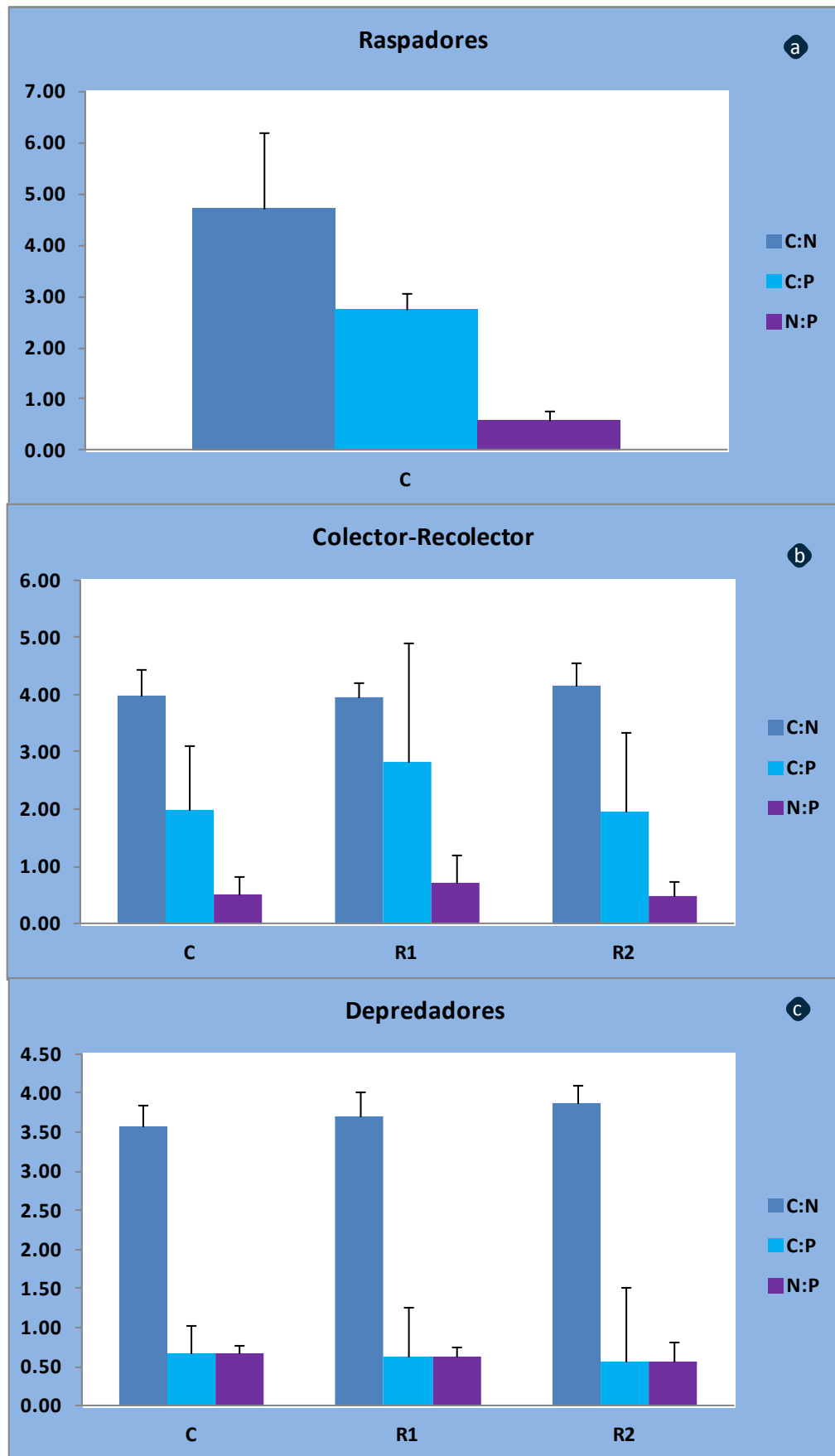


Figura 35 a-c. Valores promedio de las relaciones estequiométricas de a) C:N, C:P y N:P para los diferentes macroinvertebrados clasificados en GFA para los tres sitios estudiados. a) Raspadores ; b) Colector recolector; c) Depredador.

En el compartimento del biofilm, compuesto por epipelon (figura 36-a) y MOP (figura 36-b), se observa el mismo comportamiento en las relaciones estequiométricas, por lo cual se describirán en conjunto. El valor de C:N fue mayor para el arroyo Rodríguez (sitio 1 y 2) en el biofilm y la MOP en el sitio 2. El C:P tuvo su mayor valor en el sitio 1 del arroyo Rodríguez, mientras que el valor más bajo se observó en el arroyo Carnaval. La relación de N:P se incrementó levemente en el sitio 1 del arroyo Rodríguez. El compartimento de las macrófitas acuáticas está integrado por *H. bonariensis* (en ambos sitios), *L. peploides* (A° Carnaval) y *A. filoxeroides* (A° Rodríguez sitio 1); en cambio no se registró la presencia de vegetación en el sitio 2 del arroyo Rodríguez por lo cual no pudo ser contrastado. En dicho compartimento se registró el máximo valor de C:N en el sitio del arroyo Carnaval. La relación de C:P fue similar en ambos sitios mientras que el valor de N:P tuvo un leve incremento en el sitio 1 del arroyo Rodríguez (figura 36-c).

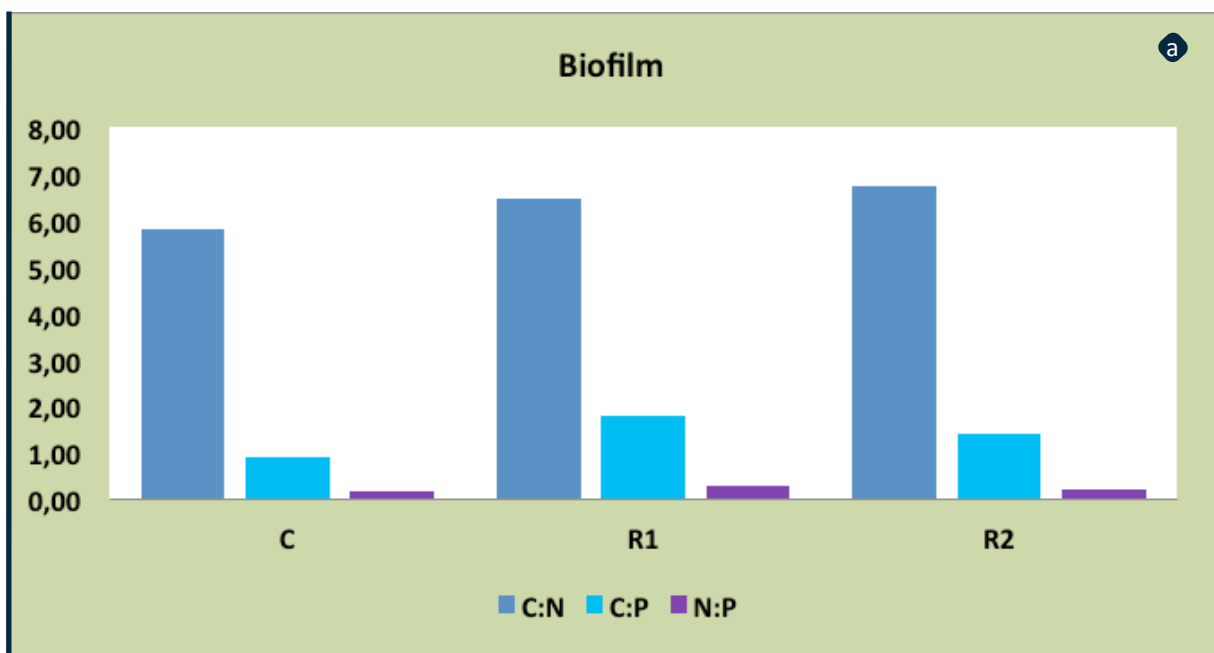


Figura 36 a. Valores promedio de las relaciones estequiométricas de C:N, C:P y N:P para los diferentes recursos disponibles para los tres sitios estudiados.

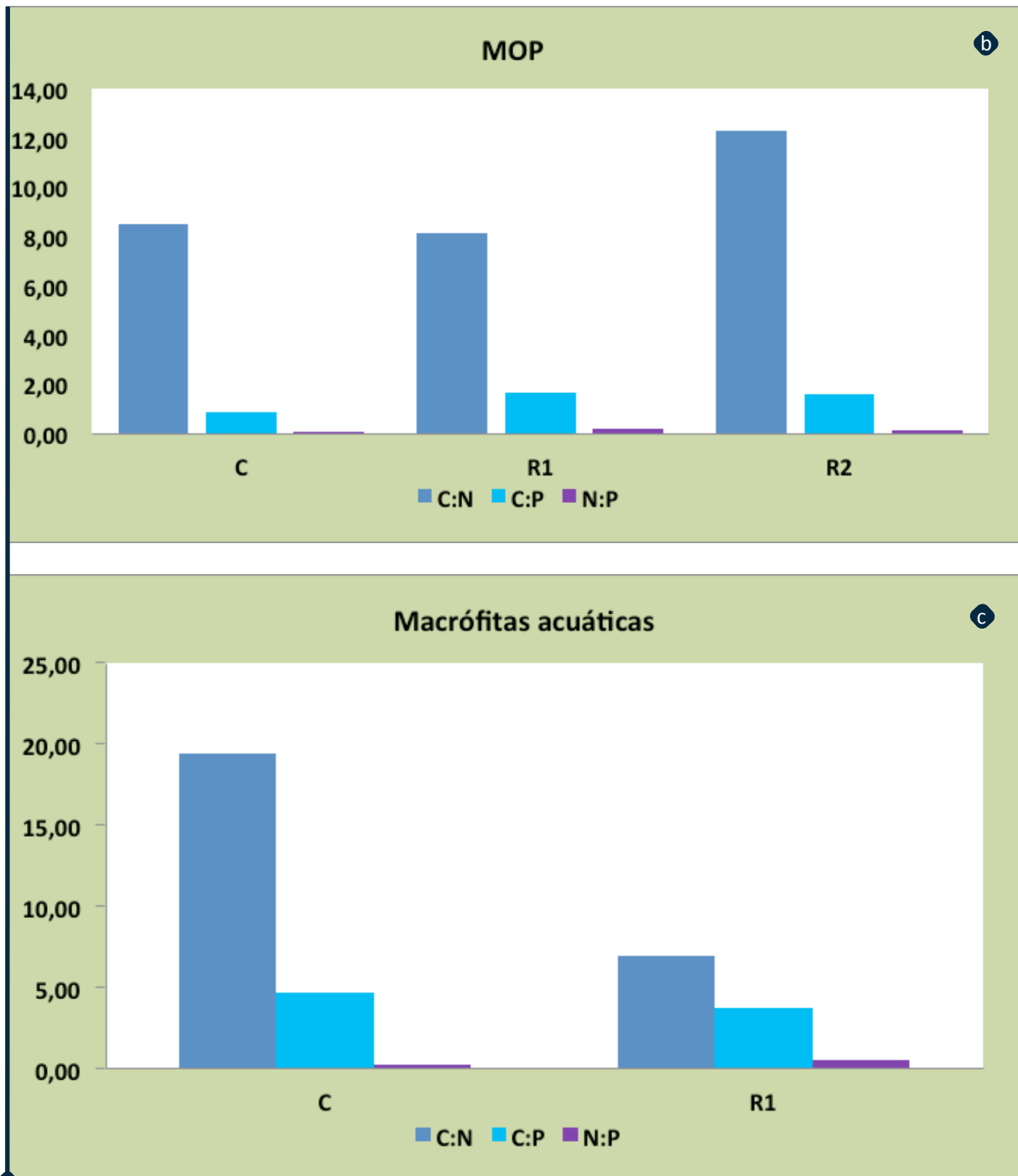


Figura 36 b-c. Valores promedio de las relaciones estequiométricas de C:N, C:P y N:P para los diferentes recursos disponibles para los tres sitios estudiados. b) MOP; c) Macrófitas acuáticas.

La relación C:N analizada para los insectos, moluscos y crustáceos fue similar para los tres sitios estudiados (figura 37-a). Los mayores valores para la relación C:P se registraron en los Insectos y moluscos del arroyo Carnaval). Por otra parte el valor más bajo se obtuvo en los crustáceos del R2 (figura 37-b). El mayor valor de N:P se encontró en los crustáceos del R1, en contraste los valores más bajos se presentaron para los crustáceos en los sitios Carnaval y R2. Los insectos del arroyo Carnaval tuvieron mayor valor de N:P en comparación con ambos sitios del arroyo Rodríguez. (figura 37-c).

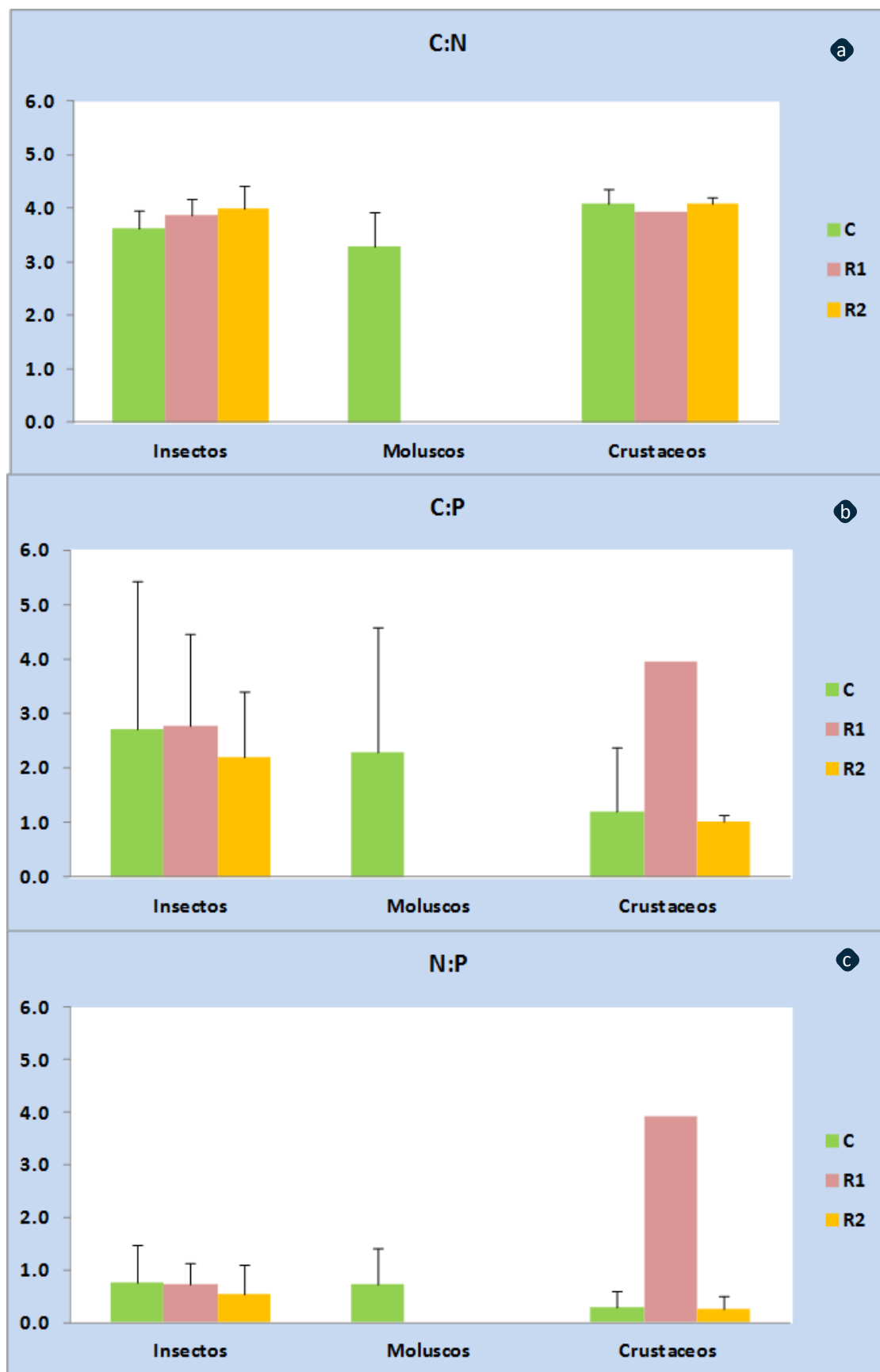


Figura 37 a-c. Valores promedio y desvíos estándar de a) C:N; b) C:P y c) N:P para los taxa agrupados en las categorías taxonómicas.

ISÓTOPOS ESTABLES

El estudio de isótopos estables para los tres sitios estudiados evidenció, en primera instancia en cuanto a los valores de $\delta^{15}\text{N}$ que el arroyo Carnaval presentó un rango más amplio y valores más elevados de este isótopo. Este rango estuvo comprendido para los macroinvertebrados analizados entre 16 y 6 ‰ (figura 38). En cambio en el arroyo Rodríguez en el sitio 1 el rango fue de -1 a 7.5 ‰ (figura 39) mientras que el sitio 2 estuvo entre 0.5 a 8 ‰ (figura 40).

En cuanto a los recursos basales la MOPF y MOPG no registraron diferencias significativas en sus valores de $\delta^{15}\text{N}$ para los tres sitios estudiados. Cabe destacar que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de la materia orgánica en el sitio R1 y R2 fueron más elevados que los de los macroinvertebrados, la situación inversa se observó en el arroyo Carnaval.

Con respecto al epipelon y *H. bonariensis* se obtuvieron diferencias significativas entre los sitios (ANOVA, $P < 0.05$; Test de t, $P < 0.05$ respectivamente). Estas diferencias fueron dadas, en el caso del epipelon, entre ambos sitios del arroyo Rodríguez con respecto al sitio del arroyo Carnaval. En cuanto a *H. bonariensis* la comparación se realizó entre el arroyo Carnaval y el sitio R1 debido a la ausencia de la misma en el sitio R2 durante el muestreo anexo (noviembre del 2011). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ para *L. peploides* en el arroyo Carnaval fueron elevados y estuvieron comprendidos entre 10.2 y 11,2 ‰, en cambio para *A. filoxeroides* del sitio R1 fueron bajos, con un rango comprendido entre -1.09 y 0.27 ‰. El análisis de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de los macroinvertebrados en los tres sitios, indicó que dichos valores tuvieron un rango similar comprendido entre -29 y -18 ‰ (Aº Carnaval); -27 y -18 ‰ (en el sitio R1) y -29 y -19 ‰ (en el sitio R2). No se encontraron diferencias significativas en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ para los recursos basales (MOPF, MOPG, epipelon, *H. bonariensis*). *L. peploides* en el arroyo Carnaval tuvo valores entre -29.4 y -28.44 ‰ mientras que en *A. filoxeroides* del sitio R1 sus valores fueron entre -28.5 y -27.3 ‰.

En la figura 38 se observa que los Coenagrionidae y *Orthemis sp* presentaron los valores más elevados de $\delta^{15}\text{N}$ (cerca de 16 ‰). *Belostoma sp* presentó valores máximos de 12.8 ‰ y mínimos de 7.5 ‰. *Tropisternus sp* exhibió los valores más bajos de $\delta^{15}\text{N}$ entre todos los muestreos (6.5 ‰). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ para *H. curvispina* fluctuaron con un máximo de 11.59 ‰ en noviembre del 2011 y un mínimo de 9.5 ‰ en noviembre del 2009. *P. canaliculata* pre-

sentó valores de $\delta^{15}\text{N}$ comprendidos entre 8.8 y 10.6 ‰ mientras que tanto *Physa sp* como *Biomphalaria sp* tuvieron valores aún más elevados llegando en algunos casos a 14.7 y 13.3 ‰ en septiembre del 2010 respectivamente para ambos taxa. *Caenis sp* también evidenció valores altos de $\delta^{15}\text{N}$ (12.9 ‰).

En cuanto al $\delta^{13}\text{C}$ el rango de carbono de los recursos basales MOPF, la MOPG y el epipelon se corresponde con el de los macroinvertebrados por lo cual dichos recursos podrían considerarse como la fuente carbono de los organismos analizados de la mayoría de los organismos analizados en noviembre del 2011. A su vez, los rangos de Coenagrionidae y *Belostoma sp*, coincidieron con *H. curvispina*, por lo cual podrían ser predadores de dicho crustaceo. *Belostoma sp* presentó coincidencia con el rango de valores de *P. canaliculata* por lo cual estos organismos (entre otros) serían sus fuentes de alimento. A su vez *H. curvispina* y *P. canaliculata* presentaron solapamientos con el $\delta^{13}\text{C}$ de la MOPF.

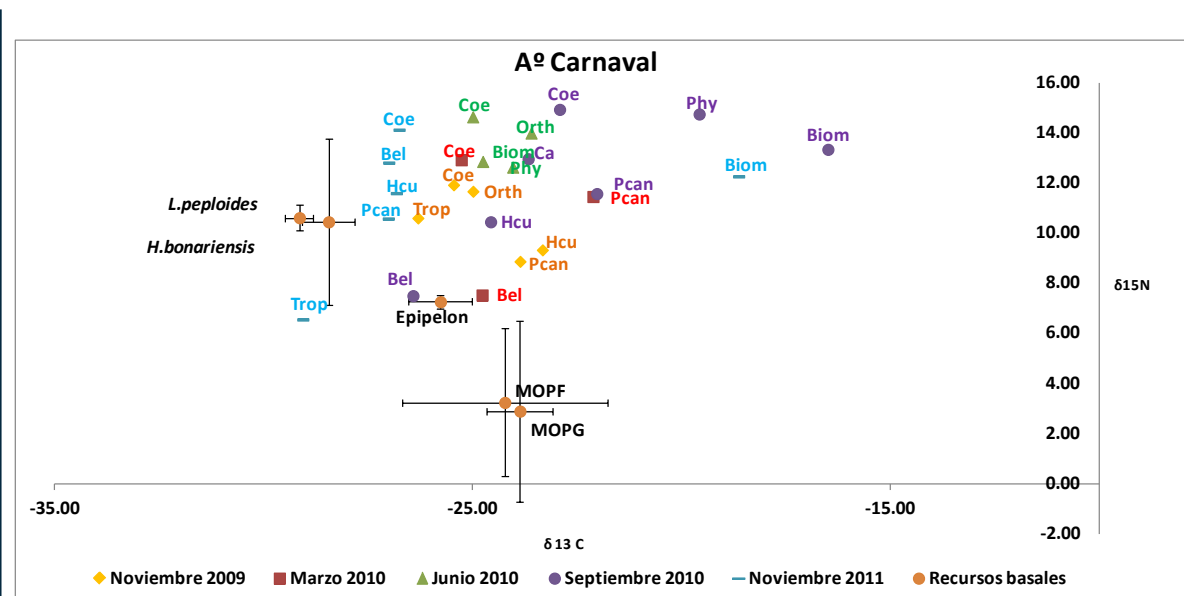


Figura 38. Isótopos estables de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ para el arroyo Carnaval.

El resultado del análisis de los isótopos estables para el sitio 1 del arroyo Rodríguez se graficó en la figura 39. Se observa que los máximos valores de $\delta^{15}\text{N}$ fueron registrados para el hemíptero *Belostoma sp* en el mes de Septiembre 2010, esto coincide con el hábito depredador de dicho taxón, sin embargo también tuvo valores cercanos a 2 ‰ en el muestreo de Noviembre del 2011. *Tropisternus sp*, tuvo variación en sus valores de $\delta^{15}\text{N}$ a lo largo de los muestreos,

con valores mínimos de 3.6 y máximos de 5.6 ‰ para los meses de noviembre del 2009 y noviembre del 2011 respectivamente. *Chironomus sp* presentó valores similares (cerca de 5.4 ‰) durante el mes de noviembre del 2009 y marzo del 2010, en cambio en noviembre del 2011 su valor de $\delta^{15}\text{N}$ disminuyó a 3.3 ‰. *H. curvispina* tuvo el mínimo valor de $\delta^{15}\text{N}$ (-0.72 ‰) en noviembre del 2011. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de *Belostoma sp* coinciden con los de *H. curvispina* y los de ésta última con los del seston y la MOPF. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ para *Tropisternus sp* se solaparon con los valores de $\delta^{13}\text{C}$ del epifiton y de *A. philoxeroides* y por último, el rango de carbono isotópico de *Chironomus sp*, coincidió con el registrado para la MOPF y el seston.

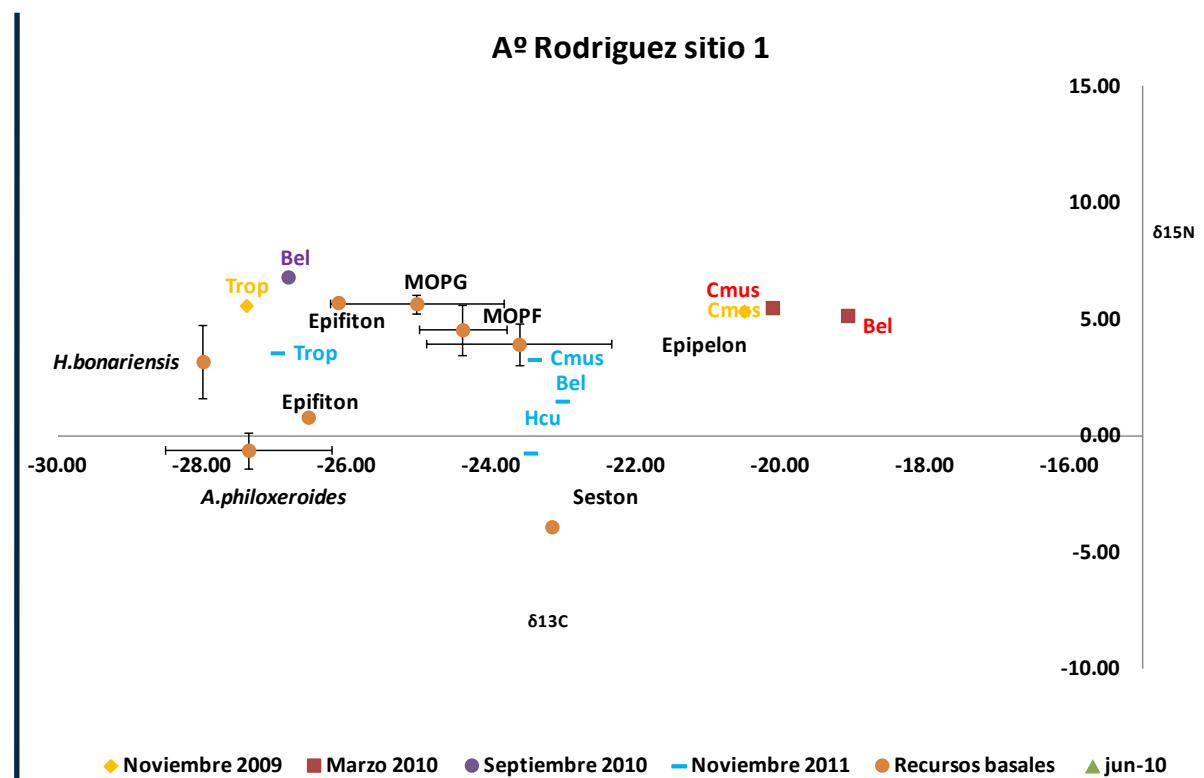
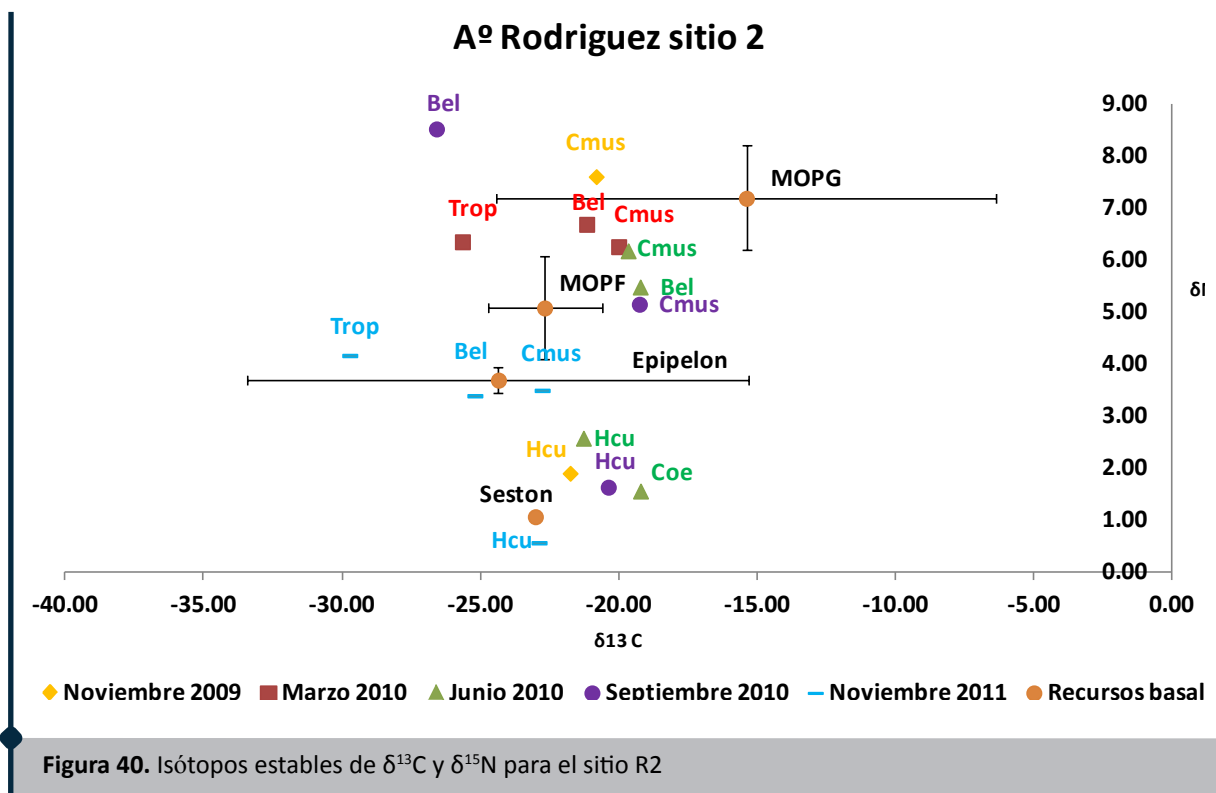


Figura 39. Isótopos estables de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ para macroinvertebrados y recursos basales en el sitio R1.

En el sitio R2 los resultados de isótopos estables (figura 40) indicaron que los odonatos Coenagrionidae presentaron un valor bajo de $\delta^{15}\text{N}$ (1.5 ‰). En este ambiente el máximo valor de $\delta^{15}\text{N}$ correspondió a *Belostoma sp*. Este taxón tuvo un amplio rango de $\delta^{15}\text{N}$ con un máximo de 8.5 ‰ y un mínimo de 3.4 ‰ en los meses de septiembre del 2010 y noviembre del 2011 respectivamente, con valores intermedios en el resto de los muestreos. *Tropisternus sp* tuvo un valor de $\delta^{15}\text{N}$ de 4.2 ‰ en noviembre del 2011 y de 6.4 ‰ en marzo del 2010. *H. curvispina*

tuvo un estrecho rango de variación de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre los muestreos, con un máximo de 2.6 ‰ en noviembre del 2011 y un valor mínimo de 0.56 ‰ en junio del 2010. *Chironomus sp* presentó una progresiva disminución de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ desde noviembre del 2009 hacia noviembre del 2011 con valores máximos de 7.6 ‰ y mínimos de 3.5 ‰ respectivamente. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ para *Tropisternus sp* coincidieron con los obtenidos para el epipelon, así como los valores de *Chironomus sp* con los del seston y epipelon. Los valores de MOPF y MOPG, si bien coinciden con los rangos de carbono de los macroinvertebrados, presentaron un $\delta^{15}\text{N}$ más elevado que los taxa por lo cual no serían sus fuentes de alimento.



Modelo de mezclas (SIAR) Arroyo Carnaval

La figura 40 a-d representa la contribución isotópica de los recursos basales para los taxa *P. canaliculata*; *Biomphalaria sp*; *Tropisternus sp* y *H. curvispina* en los casos analizados la proporción de contribución de cada recurso basal fue menor al 40 %. La distribución de probabilidades (figura 42 a-d) indicó que los valores más frecuentes para todos los recursos analizados estuvieron cercanos a 0.2, excepto para *H. bonariensis* en donde las mayores probabilidades de la distribución estuvieron cercanas a 0 en todos los casos.

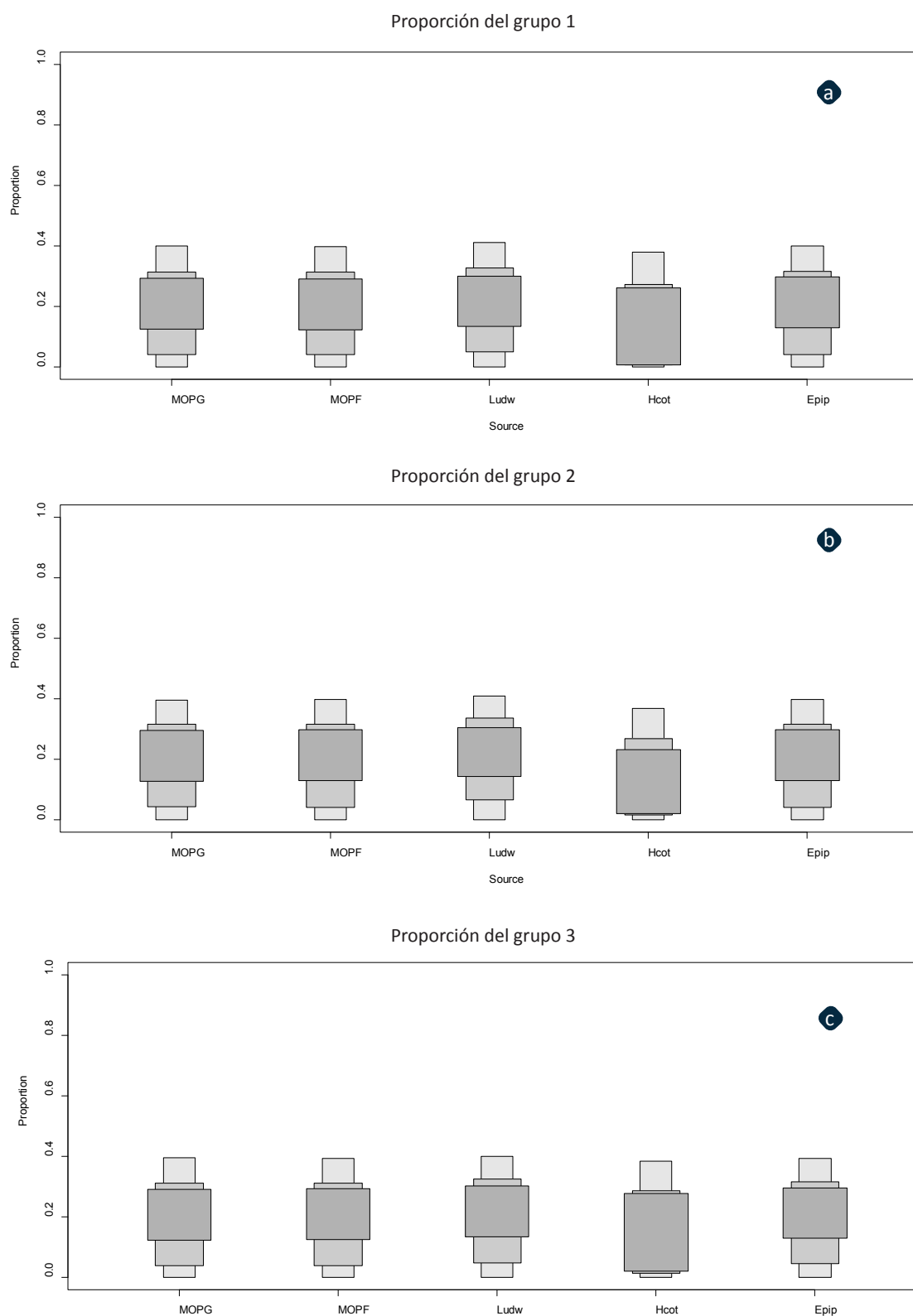


Figura 41 a-c. Proporciones de contribución de los recursos basales a la dieta de los taxa del arroyo Carnaval en el muestreo anexo de noviembre 2011 obtenidas mediante SIAR. **a)** Grupo 1: *Pomacea canaliculata*; **b)** grupo 2: *Biomphalaria sp.*; **c)** grupo 3: *Tropisternus sp.* MOPG: materia orgánica particulada gruesa; MOPF: materia orgánica particulada fina; Ludw: *Ludwigia peploides*; Hcot: *Hydrocotyle bonariensis*; Epip: epipelon.

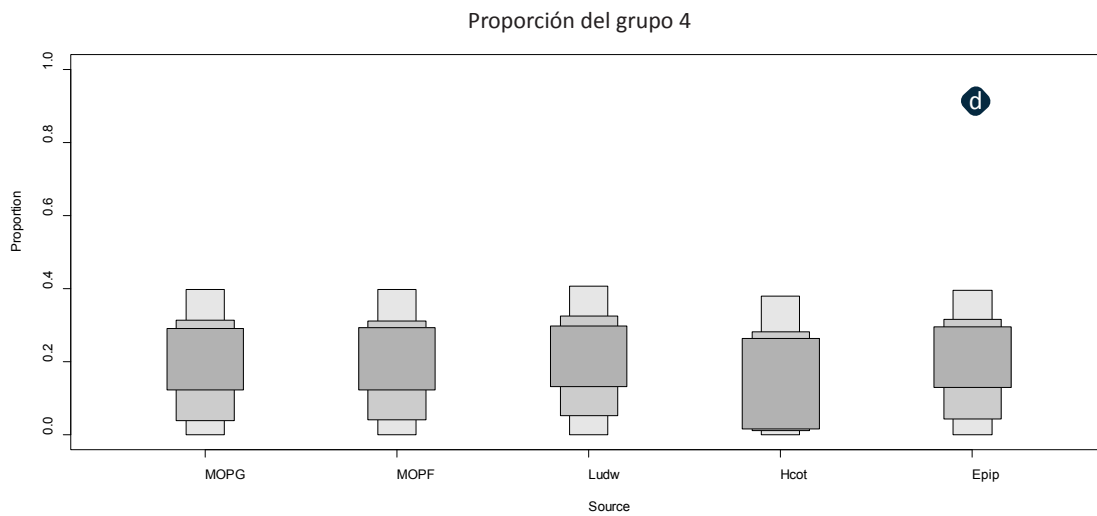
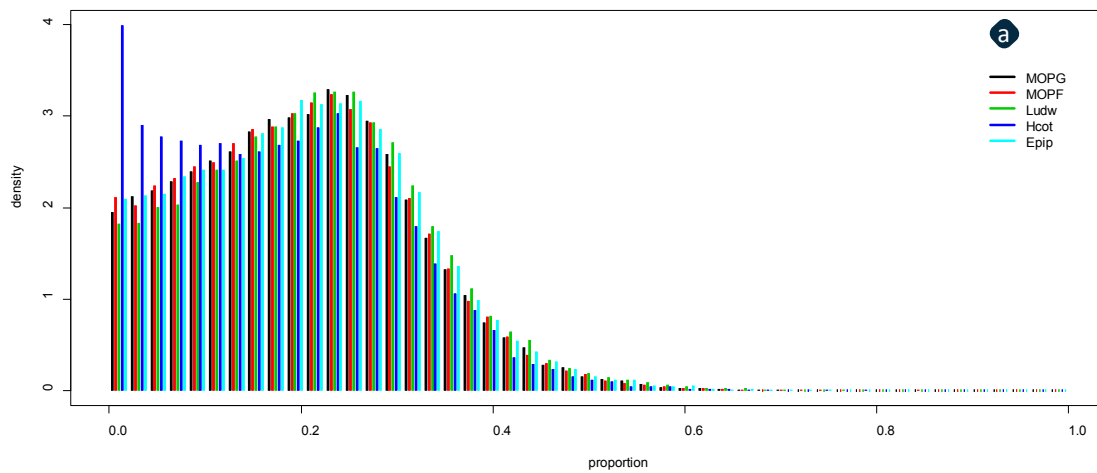
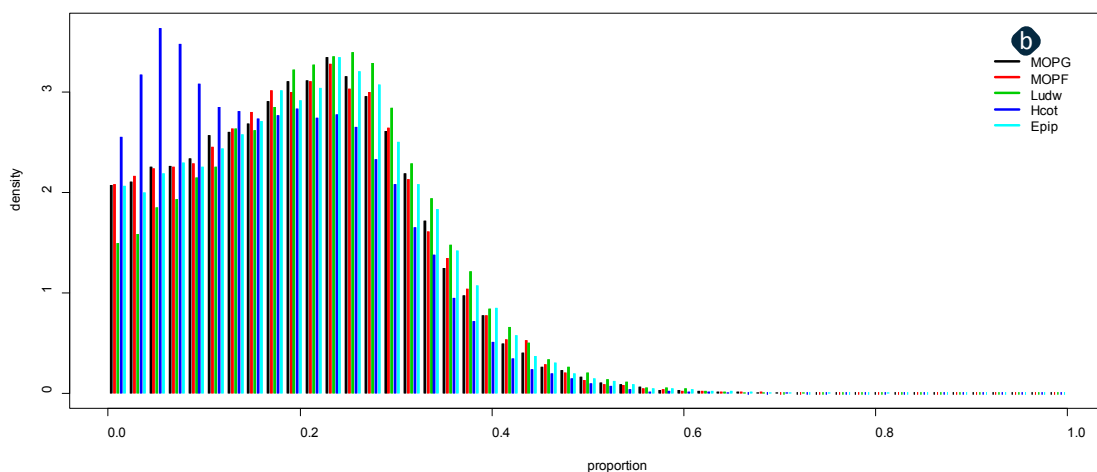


Figura 41 d. Proporciones de contribución de los recursos basales a la dieta de los taxa del arroyo Carnaval en el muestreo anexo de noviembre 2011 obtenidas mediante SIAR. **d)** grupo 4: *Hyalella curvispina*, MOPG: materia orgánica particulada gruesa; MOPF: materia orgánica particulada fina; Ludw: *Ludwigia peploides*; Hcot: *Hydrocotyle bonariensis*; Epip: epipelon.

Proporción de las densidades del grupo 1



Proporción de las densidades del grupo 2



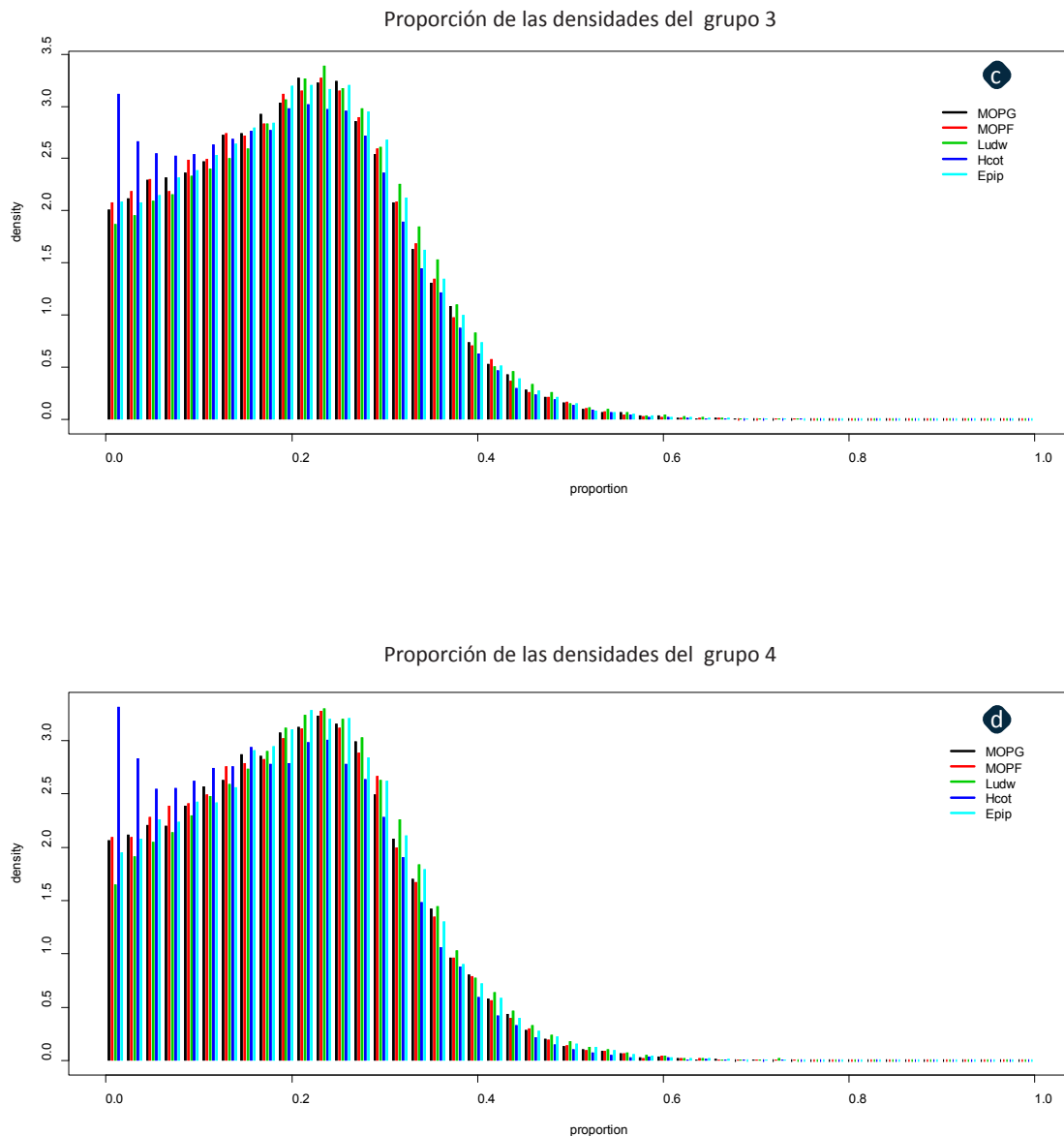


Figura 42 a-d. Densidad de proporciones de contribución de los recursos basales a la dieta de los taxa del arroyo Carnaval en el muestreo anexo de noviembre 2011 obtenidas mediante SIAR. **a)** Grupo 1: *Pomacea canaliculata*; **b)** grupo 2: *Biomphalaria* sp; **c)** grupo 3: *Tropisternus* sp; **d)** grupo 4: *Hyalella curvispina*, MOPG: materia orgánica particulada gruesa; MOPF: materia orgánica particulada fina; Ludw: *Ludwigia peploides*; Hcot: *Hydrocotyle bonariensis*; Epip: epipelon

Arroyo Rodríguez sitio 1.

No pudo aplicarse el modelo de mezcla debido a que el resultado del programa indicó que el número de muestras es insuficiente.

Arroyo Rodríguez sitio 2

Las figuras 43 a-b presentan los resultados del SIAR para los taxa del arroyo Rodríguez sitio 2. En los mismos se puede observar que la proporción de contribución de los recursos basales

fueron similares entre sí con un valor del 60 % para MOPF, MOPG y epipelon en *Chironomus sp* y *Tropisternus sp*. Sin embargo la distribución de probabilidades muestra que los valores más frecuentes serían de 0.4 (ver 44 a-b)

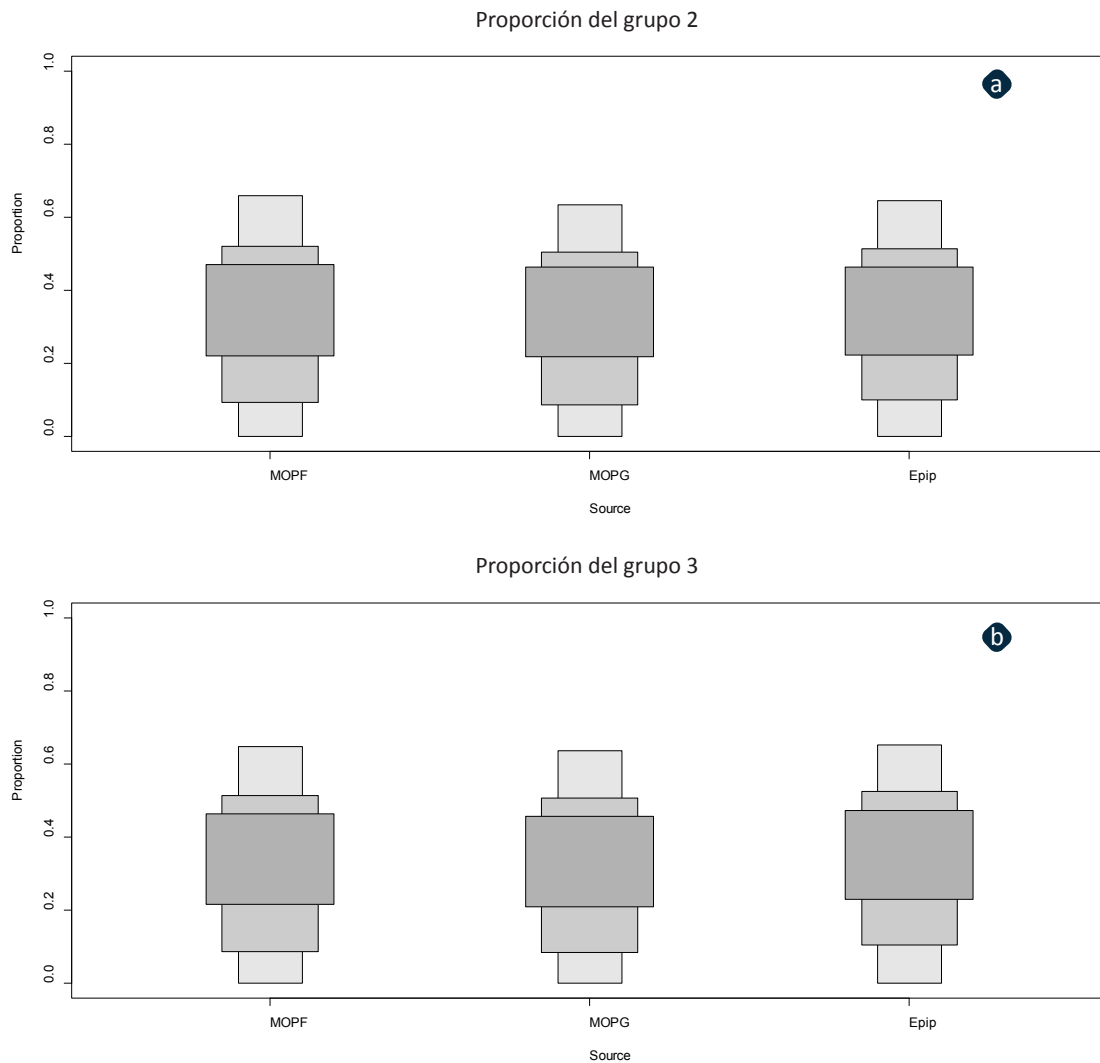


Figura 43 a-b Proporciones de contribución de los recursos basales a la dieta de los taxa del arroyo Rodríguez sitio 2 en el muestreo anexo de noviembre 2011 obtenidas mediante SIAR. **a)** grupo 2: *Chironomus sp* **b)** grupo 3: *Tropisternus sp*; MOPG: materia orgánica particulada gruesa; MOPF: materia orgánica particulada fina; Epip: epipelon.

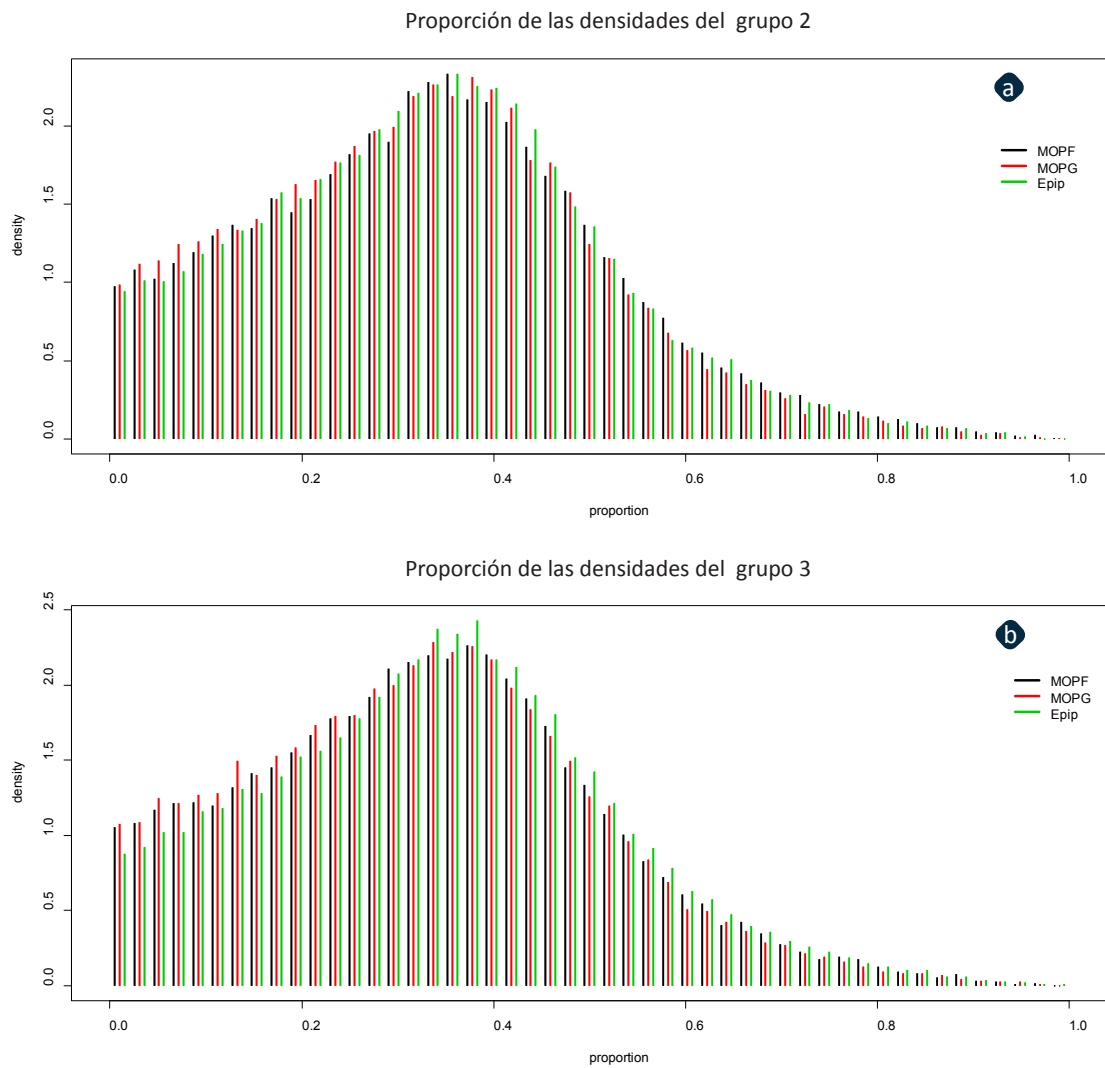


Figura 44 a-b Densidad de la proporciones de contribución de los recursos basales a la dieta de los taxa del arroyo Rodríguez sitio 2 en el muestreo anexo de noviembre 2011 obtenidas mediante SIAR. **a)** grupo 2: *Chironomus sp.* **b)** grupo 3: *Tropisternus sp.*; MOPG: materia orgánica particulada gruesa; MOPF: materia orgánica particulada fina; Epip: epipelon.



CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN



CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN

CALIDAD DE AGUA

Los resultados de las variables fisicoquímicas demuestran un fuerte impacto antropogénico en el arroyo Rodríguez con contaminación principalmente de origen orgánico, aunque también se detectó la presencia de metales pesados por debajo de los valores permitidos para las aguas superficiales. El arroyo Carnaval presentó mejores condiciones de calidad de agua evidenciada por el elevado oxígeno disuelto, la baja conductividad, y los bajos valores de nutrientes, de DBO_5 y de DQO que posee este sitio. Esto se contrapone con la situación de ambos sitios del arroyo Rodríguez en donde el oxígeno disuelto fue bajo y el resto de los parámetros mencionados fueron más elevados. El PCA (figura 1) resume la calidad fisicoquímica de los sitios estudiados pudiéndose observar un gradiente de polución orgánica (asociado a un bajo contenido de OD y elevados nutrientes en el agua) que ordena a ambos sitios del arroyo Rodríguez en el extremo de mayor polución. En el otro extremo se ubica el sitio del arroyo Carnaval asociado principalmente al elevado contenido de oxígeno disuelto y turbidez. Al igual que lo observado por Miguel (2004) los valores de materia orgánica en ambos sitios del arroyo Rodríguez fueron elevados. Dichos valores aumentaron hacia diciembre del 2010 en el arroyo Rodríguez pero no así en el Carnaval, esto podría indicar que el aumento no corresponde a fluctuaciones estacionales sino a un aporte puntual de materia orgánica hacia el arroyo. Desde los primeros estudios realizados en 1977 por Fernández & Schnack hasta el presente estudio se viene registrando un deterioro de la calidad ambiental en el arroyo Rodríguez especialmente desde su tramo medio hacia la desembocadura, aunque en la actualidad los sitios de la cabecera también se encuentran impactados. Durante 1999 Remes Lenicov et al. (2005) reportaron cambios importantes en las propiedades del agua a lo largo del curso del arroyo evidenciados por las variaciones en los parámetros limnológicos (OD, turbidez, profundidad). Según dicho estudio, las variaciones estarían inducidas por las obras hidráulicas realizadas en el arroyo (dragado, formación de un dique contenedor en un barrio privado). En el mismo año Miguel (2004) en su estudio sobre calidad ambiental del arroyo Rodríguez observó que en las estaciones de muestreo 3 y 4 (equivalentes a los sitios R1 y R2 de este estudio) los valores de OD fueron bajos. Así

mismo Bauer et al. (2002) obtuvieron valores de fósforo y nitratos que excedieron los límites permitidos para ecosistemas poco disturbados, también los valores de DQO y DBO₅ lo cual atribuyen al aporte de materia orgánica.

Si bien los tres sitios fueron dragados el impacto parecería ser más reciente en el arroyo Carnaval y el sitio 2 del arroyo Rodríguez. Según Cortelezzi (2010) en los sitios con dicha modificación hidráulica se registran diferencias en la composición granulométrica con un predominio de la fracción gruesa que constituye alrededor de un 70 por ciento de la granulometría. Dicho patrón se observó en estos dos sitios en donde el porcentaje de arena constituyó la principal fracción. En el sitio 1 del arroyo Rodríguez predomina la fracción fina de arcillas, que actúa como soporte adsorbiendo la materia orgánica disuelta en el agua y aumentando así el porcentaje orgánico de los sólidos en suspensión. La presencia de metales pesados en baja cantidad está probablemente asociada a la remoción de sedimentos producto de los dragados del cauce.

Remes Lenicov et al. (2005) estudiaron las comunidades de peces a lo largo del arroyo Rodríguez y observaron que las obras de dragado realizadas inmediatamente aguas arriba del barrio privado favorecen la sedimentación, acumulación y descomposición in situ de la materia orgánica transportada desde las nacientes. Estos autores concluyeron que como consecuencia de esta modificación se producen cambios y restricciones puntuales de la dinámica biológica, física y química del arroyo, entre las cuales la baja concentración de oxígeno disuelto es otra de las variables condicionantes para la comunidad.

El índice biótico de calidad de agua IBPAMP también indica un fuerte impacto en el arroyo Rodríguez con valores promedios bajos (cerca de 3) con respecto al arroyo Carnaval cuyos valores fueron más elevados (exceptuando a marzo y junio del 2010). Miguel (2004) observó resultados similares para los índices bióticos con macroinvertebrados (IMRP, IBPAMP) en donde clasifica a los sitios del arroyo Rodríguez como fuertemente poluídos y atribuye esto a la influencia de los desechos provenientes del frigorífico. En los mismos sitios Bauer et al. (2002) registraron resultados similares para el fitoplancton observando cambios en los grupos taxonómicos de algas en los sitios 2 y 3 de su estudio equivalentes a los sitios R1 y R2.

◆ MACROINVERTEBRADOS Y MEIOFAUNA

La disminución de la diversidad de macroinvertebrados observada en los tres sitios estudiados durante el mes de junio del 2010 coincide con la disminución de la cobertura vegetal en los mismos. Según Giorgi et al. 2005 la vegetación acuática provee heterogeneidad al sustrato y es un recurso utilizado por los macroinvertebrados ya sea como alimento o como refugio. Los autores observan que en los arroyos con baja pendiente, altos niveles de nutrientes y elevada irradiancia las macrófitas acuáticas muestran un “papel estructurante”; esto también fue descrito por Champion & Tanner (2000). Si bien es importante el rol que cumplen las macrófitas acuáticas en los sistemas lóticos pampeanos, en los sitios estudiados la vegetación no superó el 20 % de la cobertura vegetal. Esto es producto de la “limpieza” periódica que se realizan en los arroyos retirando las macrófitas acuáticas para que el agua circule rápidamente ante los episodios de fuertes lluvias. Un claro ejemplo de esta situación se observa en el sitio R1 luego de junio del 2010 en donde no se registra casi cobertura vegetal y por consiguiente la densidad y diversidad de taxa fueron más bajas que en el resto de los sitios. Tal como lo expresado por Kern-Hansen (1978), el desmalezamiento de los arroyos afecta la comunidad de macroinvertebrados incrementando la deriva y disminuyendo la abundancia de estos organismos (Dawson et al., 1991; Monahan & Caffrey, 1996).

Según Cortelezzi (2010) la proporción de los grupos en los mesohábitats sedimento y vegetación varía según las características fisicoquímicas del agua y la calidad del hábitat. Según el autor cuando el sedimento presenta algún tipo de disturbio que afecta la presencia de los organismos, sobreviven aquellos que pueden migrar y protegerse en la vegetación. Esto fue observado en los sitios del arroyo Rodríguez en donde debido a la fuerte contaminación de los sedimentos, las mayores densidades fueron registradas en la vegetación, siempre y cuando la misma estuvo presente. En cambio en el arroyo Carnaval la distribución de los organismos entre ambos hábitats no sigue un patrón claro pudiendo relacionarse con la menor contaminación observada en los sedimentos.

En los casos en los cuales existieron diferencias en las densidades de la vegetación y el sedimento no se observó cambios en el porcentaje de las categorías taxonómicas. Las diferencias se

dieron a nivel de la composición taxonómica del ensamble de macroinvertebrados bentónicos, dado que fue distinta entre el sitio del arroyo Carnaval con respecto a ambos sitios del arroyo Rodríguez. En el sitio del arroyo Carnaval se pudo observar la presencia de organismos sensibles a la contaminación ambiental como los efemerópteros de la familia Baetidae y quironómidos *Polypedilum sp* Fernández & Schnack (1977) durante 1974 y 1975 reportaron resultados similares. Dichos autores estudiaron el arroyo Carnaval (aguas abajo del sitio estudiado en este trabajo) y encontraron la presencia de especies sensibles a la contaminación. En dicho estudio reconocieron en el arroyo Rodríguez (aguas debajo de la descarga del frigorífico) organismos de media a elevada tolerancia así como un elevado número de bacterias coliformes.

En ambos sitios del arroyo Rodríguez (R1 y R2) fue observada una dominancia de dípteros (Chironomidae, Psychodidae, Stratiomyidae) así como elevadas densidades de microcrustáceos (Copepoda, Cladocera) y Nematoda (en algunas épocas del año). Los Chironomidae llegaron a representar entre un 50 % y un 90 % del ensamble de macroinvertebrados. Resultados similares fueron descritos por Tangorra (2004), durante experiencias de descomposición de la hojarasca en donde observó una dominancia de dípteros Chironomidae representando un 70 a 80 % de la comunidad, acompañados de Nematoda y Cyclopoida.

● BIOFILM

En cuanto a la comunidad de biofilm en los tres sitios fueron más abundantes las algas Bacillariophyceae del orden Pennales tanto para el epipelon como el epifiton resultados similares fueron registrados por Giorgi et al. (2005). En el arroyo Rodríguez en ambos sitios fueron también abundantes el grupo de las Cyanobacterias aumentando su densidad en los meses en donde la temperatura fue más elevada, esto podría asociarse con el deterioro de la calidad del agua que posee. Pizzolon, (1996) postula que en ambientes altamente eutrofizados suelen predominar durante la mayor parte del año. El predominio de cianobacterias en muchos lagos mesotróficos y eutróficos hacia el final del verano y en otoño se explicaría por su capacidad para fijar nitrógeno molecular (Margalef, 1983; Pick & Lean, 1987; Paerl, 1988) y por la elevada temperatura. El predominio de las cianobacterias en muchos ecosistemas acuáticos sería una respuesta del ambiente a la eutrofización cultural (Suess 1981; Skulberg et al., 1984; Smith et al., 1987; Pick & Lean, 1987).

● GRUPOS FUNCIONALES ALIMENTARIOS

Según Cummins & Klug (1979) y Merritt et al. (2008) los grupos funcionales alimentarios reflejan los cuatro recursos más importantes hallados en los arroyos: Perifiton (=Biofilm), materia orgánica particulada fina, materia orgánica particulada gruesa y restos animales. En la tabla 1 del presente capítulo se realizó una comparación entre los GFA asignados mediante la observación del contenido intestinal realizada en este trabajo y los GFA asignados normalmente en base a la bibliografía de la dieta en América del Norte. Se observó una coincidencia elevada entre los GFA asignado para los taxa de los arroyos pampeanos y los de sus congéneres de América del Norte. La principal diferencia estuvo dada por la ausencia de organismos netamente fragmentadores, por lo cual en los casos en que para un determinado taxa Merritt & Cummins (2008) plantean la posibilidad de ser asignados a varios grupos funcionales, en este estudio predominó sólo el grupo colector recolector. Sólo *Caenis sp* y *Hyaella curvispina* en dos ocasiones puntuales de muestreo se comportaron como fragmentadores (debido a que el detrito consumido superó las 1000 μm). Esto contrasta con lo establecido por Cummins & Klug, (1979) en donde establece que estos organismos son comúnmente fragmentadores en los arroyos templados. Según Acosta & Pratt, (2011) *Hyaella sp* presenta una gran flexibilidad trófica pudiendo ingerir tanto MOPF como MOPG. *Caenis sp* también puede comportarse tanto como colector recolector o como fragmentador, aunque en los sitios estudiados predominó como el primero. El quironómido *Labrundinia sp* a pesar de ser asignado comúnmente como depredador, en este estudio sólo fueron hallados restos de detritos en su contenido intestinal. Domínguez & Fernández, 2009 indican que *Labrundinia sp* podría adaptarse a ser detritívoro o fitófago según el medio ambiente en donde habita, lo cual podría significar en este caso que esté utilizando el detrito como recurso alimentario principal o complementario en su dieta. Esto último constituiría resultados preliminares debido a que sólo fue analizada la dieta de un ejemplar de dicho taxón.

En resumen, la mayoría de los organismos analizados en este estudio formaron parte del grupo funcional de colectores recolectores. Esto a su vez, destacaría la afinidad que poseen los taxa por el detrito indicando la importancia de este recurso para éste ecosistema lótico pampeano.

Esta observación coincide con lo encontrado por Tomanova et al. (2006) quienes, estudiando la dieta de los macroinvertebrados en un arroyo Neotropical, observaron que la mayoría se alimenta de detritos. La misma observación fue obtenida por López van Oosterom et al. (2013) para otro arroyo de la llanura pampeana, en donde la materia orgánica constituyó un recurso abundante y no limitado con influencia en toda la comunidad biológica.

El estudio de la importancia del detrito orgánico como fuente de alimento ha ido incrementando en los últimos años. El detrito orgánico está compuesto por todos los tipos de material biogénico en diferentes estados de descomposición microbiana (Darnell, 1964). El mismo comprende una mezcla de material vegetal y animal tanto de origen autóctono como alóctono. Una importante cantidad de materia orgánica de origen alóctono que los animales asimilan es derivada de las hojas que entran de la vegetación riparia. En este sentido los arroyos pampeanos poseen algunas diferencias con respecto a los arroyos templados de América del Norte. Estas diferencias se fundamentan en la ausencia de bosques de ribera en las cabeceras de los sistemas lóticos, lo cual reduce la entrada de material alóctono proveniente de los mismos. Esto ocasionaría que los principales recursos basales sean de origen autóctono y estén constituidos por MOPF, algas y macrófitas acuáticas, estas observaciones fueron también registradas para otros arroyos Neotropicales (Rosemond et al., 1998; Mathuriau & Chauvet, 2002; Bojsen & Jacobsen, 2003; Greathouse & Pringle, 2006; Rueda-Delgado et al., 2006, López van Oosterom et al., 2013). Según los resultados obtenidos de los estudios de dieta, se pudo observar un fuerte consumo de detritos, restos vegetales y algas en los taxa no depredadores. En cambio en los taxa depredadores los restos animales (en los casos en que pudieran ser identificados) estuvieron constituidos por quironómidos, oligoquetos y microcrustáceos, todas estas presas forman parte del GFA de los colectores. Esto afirma la idea de que los colectores, debido a su prevalencia y modo de alimentación, jugarían un rol importante en las redes tróficas de los ecosistemas acuáticos en el reciclado de la materia entre los recursos basales y los niveles tróficos superiores (Motta & Uieda, 2004).

Tabla 1. Grupos funcionales alimentarios: según los resultados de este estudio y según la bibliografía.

Referencia	GFA	GFA	Cita
	(según este estudio)	(según bibliografía)	
Ame	Colector-Recolector	Colector-Recolector Fragmentador	Merritt et al., 2008
Cally	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Merritt et al., 2008
Ca	Colector-Recolector Fragmentador	Colector-Recolector Fragmentador	Merritt et al., 2008
Coe	Depredador	Depredador	Merritt et al., 2008
Ani	Depredador	Depredador	Merritt et al., 2008
Orth	Depredador	Depredador	Merritt et al., 2008
Psy	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Merritt et al., 2008
Cu	Colector-Recolector	Colector-Filtrador	Cummins et al., 2005
Cer	Colector-Recolector	Depredadores, Colectores-Recolectores (facultativos) y Fragmentadores	Merritt et al., 2008
Chir	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Merritt et al., 2008
Poly	Colector-Recolector	Colector-Recolector	
Tani	Colector-Recolector	Colector-Filtrador, Colector-Recolector, Fragmentador	Merritt et al., 2008
Allo	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Cortezzi, 2010
Cmus	Colector-Recolector	Colector-Recolector, Fragmentador herbívoro	Merritt et al., 2008
Lab	Colector-Recolector	Depredadores	Merritt et al., 2008
Stra	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Merritt et al., 2008,
Ephy	Colector-Recolector	Colector-Recolector, Fragmentadores herbívoros, Raspadores, Depredadores	Merritt et al., 2008
Suph	Depredador	Depredador	Merritt et al., 2008
Suphy	Depredador	Depredador	Merritt et al., 2008
Dyt	Depredador	Depredador	Merritt et al., 2008
Desm	Depredador	Depredador	Merritt et al., 2008
Liod	Depredador	Depredador	Merritt et al., 2008
Hyd	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Merritt et al., 2008
Par	Colector-Recolector	Perforador herbívoro	Merritt et al., 2008
Trop	Colector-Recolector	Colector-Recolector, Perforador herbívoro	Merritt et al., 2008
Eno	Colector-Recolector	Perforador herbívoro	Merritt et al., 2008
Hcu	Colector-Recolector	Fragmentador	Cummins et al., 2005
Cdias	Depredador	Depredador	Cortezzi, 2010
Dsaw	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Ddig	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Dpec	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999

Dbot	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
DAfur	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Allon	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999; Cortelezzi, 2010
Ncom	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Nvar	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Npar	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Bunid	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Sapp	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Siso	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Sfuss	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Pjenk	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Paeq	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Pleid	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Plon	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Pacu	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Pprob	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Apig	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Lhoff	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Lude	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Ttub	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Opis	Colector-Recolector	Sin referencias	Sin referencias
Ench	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Meg	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Cortelezzi, 2010
Ael	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Barbour et al., 1999
Bame	Colector-Recolector	Colector-Recolector	Cortelezzi, 2010
Pca	Raspador	Raspador	Zilli et al., 2008; Cortelezzi, 2010
Biom	Raspador	Raspador	Zilli et al., 2008; Cortelezzi, 2010
Phy	Raspador	Raspador	Barbour et al., 1999

● RELACIONES TRÓFICAS

En el arroyo Carnaval la densidad de conexiones tróficas fue mayor sobre todo en los meses de elevada temperatura, relaciones tróficas similares fueron observadas en el arroyo La Choza un ambiente típico de la llanura pampeana por López van Oosterom et al., (2013). En cambio durante los meses en donde la temperatura fue menor (junio 2010 y septiembre 2010) y la cobertura vegetal estuvo disminuida o ausente, la densidad de las conexiones tróficas así como su complejidad disminuyó en los tres sitios estudiados. Esto concuerda con lo

establecido por Giorgi et al., (2005) quienes proponen que las macrófitas acuáticas poseen un rol estructural en la comunidad y crean un sistema en donde los componentes presentan complejas interacciones. Según dichos autores ese sistema también podría ser muy vulnerable a la descarga de efluentes o a las modificaciones en la morfología o hidrología. Estos impactos antrópicos se han venido incrementando en la mayoría de los arroyos pampeanos, producto de la mayor actividad industrial y urbanización. Un ejemplo de la vulnerabilidad del sistema ante disturbios lo representa el arroyo Rodríguez en donde se observó una simplificación de las relaciones tróficas producto del fuerte impacto antrópico que presenta. Wetzel (1995) definió el concepto de cadena alimentaria del detrito como “cualquier ruta por la cual la energía química contenida en el carbono orgánico detrítico se pone a disposición de la biota de un ecosistema”. En el arroyo Rodríguez, existió una dominancia de los dípteros Chironomidae así como también de oligoquetos de la subfamilia Tubificinae. Estos taxa, asignados como colectores recolectores, actuarían como nexos en la transferencia de energía entre la materia orgánica (detritos) y los grupos tróficos superiores, produciendo de esta manera un reciclado y aprovechamiento de la materia facilitando así la vía detritívora. En general en el detrito hay bacterias y hongos asociados lo cual permite su consumo por parte de organismos que son de mayor tamaño (Meyer 1994). Los invertebrados que se alimentan de este ensamble son omnívoros en la manera de recibir energía ya que tienen aportes tanto del detrito como de la fauna microbiana, este flujo podría ser significativo y podría regular la energía hacia los niveles tróficos superiores (Hall et al., 1998). A su vez según Mihuc & Minshall (1995) en los arroyos la dieta de los invertebrados puede ser muy variable en relación a su grupo funcional y puede consumir una amplia variedad de partículas. Hall et al., (1998) hallaron fracciones de carbono procedente de las bacterias en todos los invertebrados, independientemente de su grupo funcional. En este estudio, si bien no fueron realizados estudios bacteriológicos, el gran contenido de materia orgánica, la elevada DBO_5 en el arroyo Rodríguez podría indicar que esta comunidad se encuentra muy desarrollada aportando energía hacia los niveles tróficos superiores.

ISÓTOPOS ESTABLES

Los valores de isótopos estables en el arroyo Carnaval fueron elevados en cuanto al $\delta^{15}\text{N}$, estos valores coinciden con los observados por López van Oosterom et al. (2013) en otro arroyo pampeano y podría indicar una condición propia de estos sistemas. Los arroyos pampeanos llegan a condiciones de anoxia en el sedimento (Acuña et al., 2010). En estas condiciones reductoras se ven favorecidos los procesos de desnitrificación, los cuales a su vez debido a la actividad bacteriana producen un mayor fraccionamiento del nitrógeno aumentando el $\delta^{15}\text{N}$ (Michener & Lajtha, 2007). Según Cifuentes et al. (1989) en un lugar determinado el rango de valores isotópicos depende de la nitrificación, la captura algal y la remineralización. Por otra parte, esto podría estar reflejando la dieta omnívora de la mayoría de los macroinvertebrados (López van Oosterom et al., 2013).

Según los resultados obtenidos en el arroyo Carnaval las fuentes de carbono de los taxa son la materia orgánica particulada fina, gruesa y el epipelon. Esto coincide con los resultados de los contenidos digestivos en donde se observó que el detrito constituyó el ítem alimentario más abundante en la gran mayoría de los taxa, así como la presencia constante (aunque en baja proporción) de las diferentes clases de algas, sobre todo de las diatomeas que son un componente abundante en los arroyos pampeanos (Licursi & Gómez, 2003). A su vez, otro ítem alimentario importante en la dieta fue el de los restos vegetales. Sin embargo, no hubo solapamiento del rango de carbono de los invertebrados con el rango de *L. peploides* y *H. bonariensis* lo cual indicaría que los restos observados en los contenidos no provenían de estas macrófitas.

En el arroyo Rodríguez en el sitio 1 y 2 fue más bajo el rango $\delta^{15}\text{N}$ lo cual difiere de lo que esperaríamos en un ambiente fuertemente impactado con actividad antrópica. En la zona se registró actividad de horticultura, lo cual según Bauer et al. (2002) aporta fertilizantes inorgánicos que llegan al cauce por medio de escorrentía. Los fertilizantes inorgánicos sintéticos tienen valores que van de -4 a +4 ‰ lo cual refleja su origen del N_2 atmosférico (Michener & Lajtha, 2007) provocando una disminución de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en el ambiente. Esto podría verse reflejado en los valores negativos o cercanos a 0 ‰ que fueron obtenidos para el seston (entre

-3.8 y 1 ‰) en ambos sitios del arroyo Rodríguez. En cambio la materia orgánica fina y gruesa presentó valores elevados (en un rango comprendido de 3.3 y 10.6 ‰) e incluso mayores que los de sus potenciales consumidores, lo cual es consistente con su origen proveniente de la contaminación orgánica antrópica (Michener & Lajtha, 2007; Aravena et al., 1993).

Si bien en los taxa del sitio 1 del arroyo Rodríguez el principal ítem alimentario registrado fue el detrito, el mismo tiene diferente origen con respecto al del arroyo Carnaval. Según el solapamiento de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre los invertebrados y los recursos basales, la fuente de Carbono para el sitio 1 del arroyo Rodríguez correspondería al seston, epipelon, epifiton y *A. filoxeroides*. Con respecto al sitio 2 de dicho arroyo las fuentes de carbono para los invertebrados fueron similares, epipelon, seston, sin embargo no pudieron ser contrastados ni el epifiton ni las macrófitas acuáticas debido a su ausencia durante el muestreo. Estos resultados podrían indicar que la materia orgánica enriquecida con $\delta^{15}\text{N}$ sea un aporte reciente al cauce por lo cual aún no ha sido incorporada por los organismos.

● ESTEQUIOMETRÍA ECOLÓGICA

En general hubo poca variación entre los sitios y diferentes compartimentos en las relaciones C:N, C:P y N:P. Los que más reflejaron cambios fueron los valores C:N para las macrófitas del arroyo Carnaval los cuales fueron más elevados a diferencia del arroyo Rodríguez sitio 1. En cuanto a los macroinvertebrados, los mismos no presentaron diferencias muy marcadas en sus relaciones C:N, C:P, N:P entre los sitios estudiados. Dang et al. (2009) en un estudio basado en recopilaciones bibliográficas sobre los valores estequiométricos de taxa pertenecientes a América del Norte y Europa encontró que la relación nutriente: C de los invertebrados se incrementa con la tolerancia a la contaminación orgánica. Los taxa estudiados en el presente trabajo fueron clasificados según Cortelezzi (2010) como tolerantes o muy tolerantes a la contaminación (*Chironomus sp*, *Tropisternus sp*, *Belostoma sp*, Coenagrionidae, *Caenis sp*, *Pomacea canaliculata*, *Biomphalaria sp*). Por otra parte los arroyos pampeanos se caracterizan por su elevada concentración de nutrientes (Feijoó et al., 2005), incluso según Feijoó y Lombardo (2007) la condición de eutrofización sería natural de estos sistemas. En este contexto

es esperable que los organismos tolerantes posean mecanismos para regular el exceso de nutrientes y así mantener la homeostasis estequiométrica (Frost et al., 2005). Según Anderson et al. (2005) consideraciones teóricas postulan la existencia de mecanismos pre-absorción y post-absorción. Los mecanismos pre-absorción serían explicados por medio de la plasticidad en la dieta de los organismos, ya que los generalistas podrían cambiar el tipo de alimento que consumen de acuerdo a sus requerimientos fisiológicos. En cambio los mecanismos post-absorción incluirían la regulación de la absorción y excreción durante el metabolismo. Según dicho autor este último mecanismo sería el más efectivo. Los resultados obtenidos concuerdan con estas consideraciones, en cuanto a que no fueron observadas diferencias notables en las relaciones estequiométricas entre los grupos funcionales por lo que podría deberse a que los recursos de los cuales se alimentan en los tres sitios fueron similares y presentaron relaciones estequiométricas también similares. Según lo establecido anteriormente, esto activaría una serie de mecanismos en los taxa para mantener la homeostasis estequiométrica y provocaría que no existan diferencias marcadas en los taxa estudiados, Feijoó et al., 2012 en un estudio en otro arroyo pampeano concuerda que los organismos en estos ambientes son altamente homeostáticos. Estos resultados constituyen las primeras aproximaciones en los arroyos pampeanos en los cuales sería necesario un estudio más profundo de estos procesos.

RESPUESTA A LAS HIPÓTESIS PLANTEADAS:

a- La disminución de la disponibilidad y calidad de los recursos afecta la estructura de las comunidades al simplificar las cadenas tróficas en los ambientes con impacto antropogénico.

Se acepta la hipótesis a en este estudio se observó una simplificación de las relaciones tróficas en los sitios impactados principalmente con contaminación de origen orgánico, facilitando la vía detritívora. El número de conexiones tróficas en el arroyo Carnaval fueron mayores y más complejas que en ambos sitios del arroyo Rodríguez en donde se observó una simplificación de las mismas.

En los ambientes con alto contenido orgánico el impacto se ve reflejado en la disminución de diversidad de los taxa y el consiguiente aumento de la dominancia de ciertos grupos como

los dípteros Chironomidae. Estos taxa clasificados como colectores recolectores actúan como nexos de la transferencia de energía entre la materia orgánica (detritos) y los grupos tróficos superiores produciendo de esta manera un reciclado de la misma.

b- Los cambios en las relaciones estequiométricas de C:N:P en macroinvertebrados son herramientas útiles en la determinación de la calidad del agua en ambientes lóticos pampásicos.

Rechazamos la hipótesis b con algunas aclaraciones. Las relaciones estequiométricas en especial C:N y N:P no mostraron variaciones entre los sitios al estudiarlas entre los diferentes taxa o grupos funcionales a los cuales pertenecen. Sin embargo, el hecho de que no sean observables constituye el resultado más importante. En estos ambientes con elevada concentración de nutrientes los organismos son en su mayoría tolerantes a la polución orgánica lo cual nos hace cuestionar sobre la importancia de los mecanismos de regulación interna que poseen o han desarrollado para mantener la homeostasis estequiométrica y poder sobrevivir en estos ambientes. La estequiometría ecológica tiene sus orígenes en el estudio de los ecosistemas marinos, luego fue extendida hacia los limnótopos con condiciones oligotróficos, estos ambientes están empobrecidos en nutrientes por lo cual cualquier desequilibrio en los mismos es más fácilmente reflejado en las relaciones estequiométricas de los distintos compartimentos (Elser et al., 2000, Stelzer & Lamberti, 2001; Vanni et al., 2002). En los arroyos pampeanos esto no se cumple y los desequilibrios no son fácilmente visibles en las relaciones estequiométricas del organismo, lo cual hace necesario realizar más estudios para dilucidar los procesos que actúan en el ambiente y así comprender el funcionamiento del sistema. La importancia de los estudios estequiométricos estaría en cuantificar los mecanismos de regulación en ambientes naturales y en otros fuertemente impactados.

CONCLUSIONES GENERALES

- El arroyo Rodríguez presentó un mayor impacto antropogénico (contaminación fuerte) principalmente con materia orgánica y fertilizantes inorgánicos. Esto se ve reflejado en los

parámetros fisicoquímicos como por ejemplo el bajo tenor de oxígeno disuelto, elevada conductividad, elevado DBO_5 y DQO, así como también en la disminución de los índices bióticos de diversidad de taxa y de calidad de agua (IBPAMP). Esto coincide con el uso del suelo urbano y agropecuario que posee.

- En el arroyo Carnaval los valores de los parámetros fisicoquímico y de los índices bióticos de diversidad y de calidad de agua indicaron que el sitio presentó menor impacto antropogénico que el arroyo Rodríguez. Con un valor del IBPAMP que ,en la mayoría de los casos, indicó contaminación leve.
- En el arroyo Rodríguez predominaron familias de dípteros tolerantes como los Chironomidae del género *Chironomus sp*, que representaron entre un 50 y 80 % de la comunidad, así como también en algunos meses dominaron los Oligochaeta de la Subfamilia Tubificine. En este ambiente la diversidad de taxa fue menor y la dominancia mayor.
- En el arroyo Carnaval, en algunos meses se registró la dominancia de Oligochaeta de la Subfamilia Naidinae. En este sitio se contabilizaron taxa más sensibles a la contaminación como lo son los Ephemeroptera, así como también bivalvos. En este arroyo la diversidad de taxa fue elevada y la dominancia baja.
- La mayoría de los macroinvertebrados fueron clasificados en el grupo funcional de colectores recolectores, no se registró la presencia de fragmentadores obligados sólo fueron hallados dos taxa facultativos.
- Los principales recurso basales utilizados por los macroinvertebrados fueron los detritos, especialmente (MOPF), seguidos por los restos vegetales y algas.
- En el arroyo Carnaval el número de relaciones en los gráficos de conexiones tróficas fueron mayores y más complejas que en el arroyo Rodríguez en donde la trama se ve simplificada.
- El rango de valores de $\delta^{15}\text{N}$ en el arroyo Rodríguez presentó valores más bajos probablemente por el aporte de fertilizantes provenientes de las huertas aledañas, el mismo se puede ver reflejado en los valores bajos del material sestónico, a su vez los valores para la MO fueron

elevados indicando su origen de desechos cloacales. Las fuentes de carbono para los taxa serían el seston, epipelon, epifiton y *A. filoxeroides*. En el arroyo Carnaval el rango elevado podría corresponder a una condición natural de los arroyos pampeanos en donde debido a las condiciones anóxicas de los sedimentos los mismos se encuentran enriquecidos con $\delta^{15}\text{N}$ respecto a otros ambientes. La fuente de carbono para los taxa en el arroyo Carnaval sería la materia orgánica particulada y el epipelon.

- Los valores de C:N:P de los taxa estudiados no mostraron diferencias muy marcadas entre los sitios estudiados. Esto podría indicar un fuerte mecanismo de regulación en los organismos tolerantes para mantener homeostasis estequiométrica en un ambiente con elevado contenido de nutrientes.

PERSPECTIVAS

En la actualidad si bien existen numerosos estudios en la región sobre contaminación del Río de La Plata poco se sabe aún sobre el funcionamiento de los sistemas lóticos de menor tamaño como lo son los arroyos pampeanos. Estos sistemas debido a la fuerte presión antrópica que presentan se encuentran fuertemente impactados por lo que el conocer la dinámica y funcionamiento de los mismos resulta indispensable para generar herramientas de gestión mayores y mejor orientadas hacia la solución de problemas puntuales del ecosistema. Incluso su importancia se halla desvalorizada debido a no ser atractivos desde el punto de vista estético ya sea por su elevada turbidez o la presencia de numerosas macrófitas acuáticas. Por estos motivos es importante conocer la dinámica de los arroyos la cual involucra el conocimiento de las relaciones entre los diferentes compartimentos del ecosistema. En este trabajo fueron considerados el aporte de recursos basales tales como el biofilm, macrófitas acuáticas, la materia orgánica fina y gruesa y el seston (figura 1) a las relaciones tróficas. Sin embargo en futuras investigaciones habría que incorporar otras fuentes de recursos como por ejemplo la materia orgánica de origen antrópico, la MOPG que proviene de los árboles exóticos (que se plantan muchas veces en las cercanías de los arroyos) así como también la vegetación ribereña. A raíz de este tipo de estudios surgen numerosos interrogantes como por ejemplo:

¿Cuál es el origen del detrito que consumen los macroinvertebrados?, ¿Cuánto es el aporte de materia orgánica de la vegetación ribereña?, ¿Están las redes tróficas de los arroyos pampeanos naturalmente enriquecidas con $\delta^{15}\text{N}$?, ¿Qué tipo de adaptaciones generan los organismos para regular su medio interno y adaptarse a un medio con alto contenido de nutrientes? Por lo que en el futuro se pretenderá dar respuesta a alguno de ellos así como también, en un sentido más amplio, contribuir al conocimiento de descriptores funcionales del complejo bentónico.

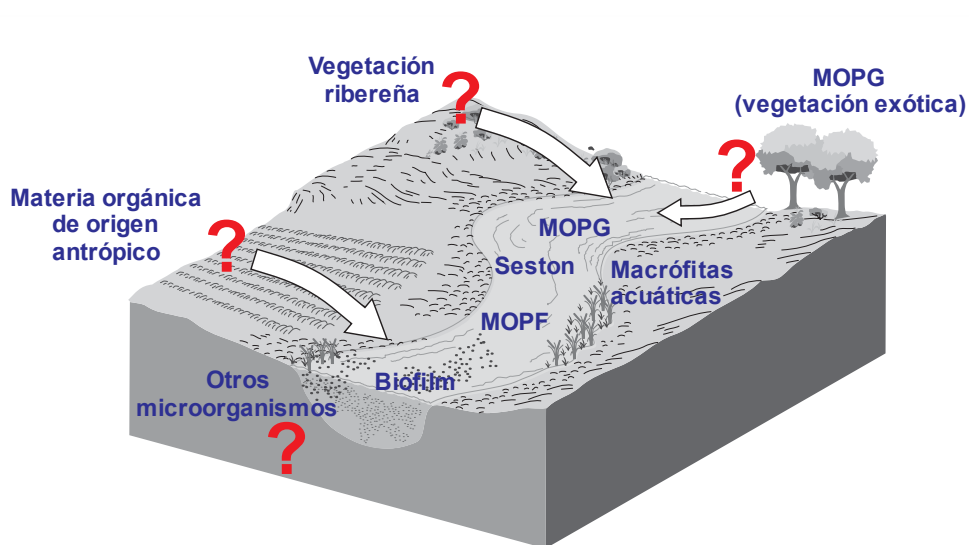


Figura 1. Modificado de Michener & Lajtha, 2007.



BIBLIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFÍA

- AA, AGOSBA, ILPLA, SHIN. (1997). Calidad de las aguas. Franja Costera Sur del Río de la Plata (San Fernando-Magdalena). Consejo Permanente para el Monitoreo de la Calidad de las Aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata, Buenos Aires, Argentina 157pp.
- Acosta, R & Prat, N. (2011). Trophic Ecology of *Hyaella* sp. (Crustacea: Amphipoda) in a High Andes Headwater River with Travertine Deposits. *International Review of Hydrobiology*, 96 (3), 274-285.
- Acuña, V., Vilches, C., & Giorgi, A. (2011). As productive and slow as a stream can be: the metabolism of a pampean stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 30(1), 71-83.
- Albariño, R. J. (1998). Dinámica del procesamiento de la materia orgánica particulada gruesa por el macrozoobentos en arroyos andinos. Universidad Nacional del Comahue. Tesis doctoral, 174 pp.
- Allan, J. D. (1995). *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London, 338 pp.
- Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. Springer, Netherlands, 436 pp.
- Allesina, S., & Pascual, M. (2008). Network structure, predator-prey modules, and stability in large food webs. *Theoretical Ecology*, 1, 55-64.
- American Public Health Association (APHA). (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington D.C., 1325pp.
- Andersen, J. D. (1997). *Pelagic nutrient cycles: grazers as sources and sink*. Springer-Verlag, Berlin.
- Anderson, T. R., Hessen, D. O., Elser, J. J., & Urabe, J. (2005). Metabolic stoichiometry and the fate of excess carbon and nutrients in consumers. *American Naturalist*, 165(1), 1-15.
- Aravena, R., Evans, M. L., & Cherry, J. A. (1993). Stable isotopes of oxygen and nitrogen in sources identification of nitrate from septic systems. *Ground Water*, 31, 180-186.

- Armengol, J. (1998). Efectos ecológicos del dragado y vaciado del embalse de Barasona. *Limnética*, 14, 17-33.
- Atlas Ambiental de Buenos Aires. 2013. <http://www.atlasdebuenosaires.gov.ar>
- Auge, M. P. (1990). Aptitud del agua subterránea en La Plata, Argentina. *Actas del Seminario Latinoamericano de Medio Ambiente y Desarrollo*, 191-201.
- Auge, M. P. (1995). Manejo del agua subterránea en La Plata-Argentina 3, 1-149.
- Auge, M. P., & Hernández, M. A. (1984). Características geohidrológicas de un acuífero semiconfinado (Puelche) en la Llanura Bonaerense: Su implicancia en el ciclo hidrológico de las llanuras dilatadas. *Actas del Coloquio Internacional sobre Hidrología de Grandes Llanuras* (2), 1019-1041.
- Auge, M.P. (1997). Investigación Hidrogeológica de La Plata y Alrededores. Universidad de Buenos Aires, Tesis Doctoral, 165 pp.
- Banda Noriega, R. B., & Ruiz de Galarreta, A. (2002). Riesgo de contaminación hídrica subterránea por la actividad industrial, cuenca de los arroyos Martín y Carnaval, Buenos Aires, Argentina. *Groundwater and Human Development*, 153-162.
- Barbour, M., Gerritsen J., Snyder, B., & Stribling J. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C., 326 pp.
- Bartsch, M. R., Waller, D. L., Cope, W. G., & Gutreuter, S. (2000). Emersion and thermal tolerances of three species of unionid mussels: Survival and behavioral effects. *Journal of Shellfish Research*, 19(1), 233-240.
- Bauer, D. E., Conde, M. E., & Gómez, N. (2002). Phytoplankton of a small lowland stream related to water quality and hydraulic discontinuities. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 153(3), 421-442.
- Beasley, G., & Kneale, P. (2002). Reviewing the impact of metals and PAHs on macroinvertebrates in urban watercourses. *Progress in Physical Geography*, 26(2), 236-270.
- Bechara, J. A. (1993). El papel de los peces en la estructura de las comunidades bentónicas de ecosistemas lóticos. En: Boltovskoy, A. y López, H. L. (eds.). *Conferencias de Limnología*, 143-158.

- Binkley, D., Ice, G. G., Kaye, J., & Williams, C. A. (2004). Nitrogen and phosphorus concentrations in forest streams of the united states. *Journal of the American Water Resources Association*, 40(5), 1277-1291.
- Blakely, T. J., & Harding, J. S. (2005). Longitudinal patterns in benthic communities in an urban stream under restoration. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 39(1), 17-28.
- Bojsen, B. H., & Jacobsen, D. (2003). Effects of deforestation on macroinvertebrate diversity and assemblage structure in ecuadorian amazon streams. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 158(3), 317-342.
- Borgatti, S. P., Everett, M. G., & Freeman, L. C. (2002). *Ucinet 6 for Windows: Software for Social Network Analysis*. Harvard, MA: Analytic Technologies.
- Bosley, K. L., & Wainright, S. C. (1999). Effects of preservatives and acidification on the stable isotope ratios ($^{15}\text{N}:\text{^{14}}\text{N}$, $^{13}\text{C}:\text{^{12}}\text{C}$) of two species of marine animals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(11), 2181-2185.
- Bowman, M. F., Chambers, P. A., & Schindler, D. W. (2005). Changes in stoichiometric constraints on epilithon and benthic macroinvertebrates in response to slight nutrient enrichment of mountain rivers. *Freshwater Biology*, 50(11), 1836-1852.
- Brinkhurst, R. O., & Marchese, M. R. (1989). *Guide to the freshwater aquatic Oligochaeta of South and Central America*. CLIMAX 6, 179 pp.
- Burrell, G. P., & Ledger, M. E. (2003). Growth of a stream-dwelling caddisfly (*olinga feredayi*: Conoesucidae) on surface and hyporheic food resources. *Journal of the North American Benthological Society*, 22(1), 92-104.
- Cabrera, A. (1971). Fitogeografía de América Latina. *Rev. Soc. Arg. de Botánica*, 14, 1-42.
- Cabrera, A., & Willink, A. (1973). *Biogeografía de América Latina*. Serie Biología. Monografía, O. E. A., 13.
- Callisto, M. & Esteves, F. A., 1998. Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita na amazônia central (Brasil). *Oecologia Brasiliensis*, 5, 223-234.

- Canadian Environmental Quality Guidelines (CCME). (2003). A protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Cappannini, D. A. y Mauriño, V. R. (1966). Suelos de la zona litoral estuárica comprendida entre las ciudades de Buenos Aires al norte y La Plata al sur. INTA, 1-45. Buenos Aires.
- Cattin, M. F., Bersler, L. F., Banašek-Richter, C., Baltensperger, R., & Gabriel, J. P. (2004). Phylogenetic constraints and adaptation explain food-web structure. *Nature*, 427(6977), 835-839.
- Champion, P. D., & Tanner, C. C. (2000). Seasonality of macrophytes and interaction with flow in a new zealand lowland stream. *Hydrobiologia*, 441, 1-12.
- Charvet, S., Kosmala, A., & Statzner, B. (1998). Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: Perspectives for a general tool in stream management. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 142(4), 415-432.
- Cifuentes, L.A., Fogel, M.L., Pennock, J.R. & Sharp, J.H. (1989). Biogeochemical factors that influence the stable nitrogen isotope ratio of dissolved ammonium in the Delaware Estuary. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 53, 2713-2721.
- Clarke, K.R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117-143.
- Clarke & Warwick. (2001). *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. (2nd ed.) PRIMER-E, Plymouth, RU.
- Closs, G. P., & Lake, P. S. (1994). Spatial and temporal variation in the structure of an intermittent-stream food web. *Ecological Monographs*, 64(1), 1-21.
- Coffman, W. P., & Ferrington, L. C. (1996). Chironomidae. En: Merritt R.W. & K.W. Cummins (eds.). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, Ed. Kendall-Hunt, Dubuque, Iowa, 635-754.
- Cohen, J. E. (1978). Food webs and niche space. *Monographs in Population Biology*, (11), 1-189.
- Cohen, J. E., Beaver, R. A., Cousins, S.H., DeAngelis, D. L., Goldwasser, L., Heong, K. L., Holt, R. D., Kohn, A. J., Lawton, J. H., Martinez, N. D., O'Malley, R., Page, L. M., Patten, B. C.,

- Pimm, S. L., Polis, G. A., Rejmánek, M., Schoener, T. W., Schoenly, K., Sprules, W. G., Teal, J. M., Ulanowicz, R. E., Warren, P. H, Wilbur, H. M., & Yodzis, P. (1993). Improving food webs. *Ecology*, 74, 252-258.
- Corigliano, M. C. (1999). Índices bióticos: aplicaciones y alcances. *Rev. Soc. Entomol. Arg*, 58: 193-201.
 - Cortelezzi, A. (2010). Hábitat funcionales y macroinvertebrados en cauces modificados de arroyos de la llanura pampeana: su impacto sobre la calidad ecológica. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata, 154 pp.
 - Cortelezzi, A., Armendáriz, L. C., van Oosterom, M. V. L., Cepeda, R., & Capítulo, A. R. (2011). Different levels of taxonomic resolution in bioassessment: A case study of oligochaeta in lowland streams. Diferentes níveis de resolução taxonômica em biomonitoramento: Um estudo de caso de oligoquetados em rios de planícies. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(4), 412-425.
 - Cross, W. F., Benstead, J. P., Frost, P. C., & Thomas, S. A. (2005). Ecological stoichiometry in freshwater benthic systems: Recent progress and perspectives. *Freshwater Biology*, 50(11), 1895-1912.
 - Cross, W. F., Benstead, J. P., Rosemond, A. D., & Wallace, J. B. (2003). Consumer-resource stoichiometry in detritus-based streams. *Ecology Letters*, 6(8), 721-732.
 - Cummins, K.W., Wilzbach, M.A. (1985). Field procedures for the analysis of functional feeding groups in stream ecosystems. Appalachian Environmental Laboratory, University of Maryland, Frostburg, Maryland.
 - Cummins, K. W. & Merritt R. W. (1996). Ecology and distribution of aquatic insects. In: An introduction to the aquatic insects of North America. Merritt, R.W. & Cummins, K.W. (eds.). Ed. Kendall-Hunt, Dubuque, Iowa, 74-86.
 - Cummins, K. W. (1973). Trophic relations of aquatic insects. *Annu Rev Entomol*, 18, 183-206.
 - Cummins, K. W., & Klug M. J. (1979). Feeding ecology of stream invertebrate. *Ann. Rev. Ecol. Syst*, 10, 147-172.
 - Cummins, K. W., Merritt, R. W., & Andrade, P. C. N. (2005). The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south

Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40(1), 69-89.

- Cummins, KW. (1974). Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, 24, 631-641.
- Dahm, C. N., Grimm, N. B., Marmonier, P., Valett, H. M., & Vervier, P. (1998). Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters. *Freshwater Biology*, 40(3), 427-451.
- Darnell, R. (1964). Organic detritus in relation to secondary production in aquatic communities. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 15, 462-470.
- Dawson, F. H., Clinton, E. M. F. & Ladle, M. (1991). Invertebrates on cut weed removed during weed-cutting operations along an English river, the River Frome. *Aquac Fish Management*, 22, 113-121.
- De Lange, H. J., De Jonge, J., Den Besten, P. J., Oosterbaan, J., & Peeters, E. T. H. M. (2004). Sediment pollution and predation affect structure and production of benthic macroinvertebrate communities in the rhine-meuse delta, the netherlands. *Journal of the North American Benthological Society*, 23(3), 557-579.
- DeMott, W. R., & Gulati, R. D. (1999). Phosphorus limitation in daphnia: Evidence from a long term study of three hypereutrophic dutch lakes. *Limnology and Oceanography*, 44(6), 1557-1564.
- DeNiro, M., & Epstein, S. (1978). Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica, Acta*, 42, 495-506.
- DeNiro, M., Epstein, S. (1981). Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 45, 341-351.
- Díaz Villanueva, V., & Albariño, R. (1999). Feeding habit of *Notoperla archiplatae* (Plecoptera) larvae in a North Patagonia Andean stream, Argentina. *Hydrobiologia* 412, 43-52.
- Dodds, W. K. (2007). Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. *Trends in Ecology and Evolution*, 22(12), 669-676.
- Domínguez, E. & Fernández, H. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos, *Sistemática y Biología*. Domínguez, E. & Fernández, H. (eds.). Ed. Fundacion Miguel Lillo, Tucumán, 656 pp.

- Elser, J. J., & Urabe, J. (1999). The stoichiometry of consumer-driven nutrient recycling: Theory, observations, and consequences. *Ecology*, 80(3), 735-751.
- Elser, J. J., Sterner, R. W., Galford, A. E., Chrzanowski, T. H., Findlay, D. L., Mills, K. H., Schindler, D. W. (2000). Pelagic C:N:P stoichiometry in a eutrophied lake: Responses to a whole-lake food-web manipulation. *Ecosystems*, 3(3), 293-307.
- Feijoó C. S.; Rigacci, L & Doyle, S. (2005). Ecological regionalization of pampean streams in Argentina. *Verh Internat Verein Limnol*, 29(2), 748-753.
- Feijoó, C. S., & Lombardo, R. J. (2007). Baseline water quality and macrophyte assemblages in pampean streams: A regional approach. *Water Research*, 41(7), 1399-1410.
- Feijoó, C., Leggieri L., Ocon C., Rodrigues Capítulo A., Giorgi A., Colautti D., Muñoz I., Ferreiro N., Licursi M., Gómez N., Sabater S. (2012). Moderate phosphorus enrichment maintains homeostatic response of food web stoichiometry in a nutrient-rich Pampean stream. XVI Congreso de la Asociación Ibérica de Limnología. Guimaraes, Minho, Portugal.
- Fellows, C. S; J. W. Udy; J. E. Clapcott; B. D. Harch, S. E. Bunn & P. M. Davies. 2003. Benthic metabolism as an indicator of streams ecosystem health. NABS Annual meeting, Georgia.
- Fernández, L., & Schnack J. A. (1977). Estudio preliminar de la fauna bentónica en tramos poluídos de los arroyos Rodríguez y Carnaval (Provincia de Buenos Aires). *ECOSUR*, 4(8), 103-115.
- Finlay, J. C., Power, M. E., & Cabana, G. (1999). Effects of water velocity on algal carbon isotope ratios: Implications for river food web studies. *Limnology and Oceanography*, 44(5), 1198-1203.
- Folk, R.L. 1974. Petrology of sedimentary rocks. Hemphill Pub. Co., Austin, 399 Texas. 182 pp.
- Frost, P. C., Evans-White, M. A., Finkel, Z. V., Jensen, T. C., & Matzek, V. (2005). Are you what you eat? physiological constraints on organismal stoichiometry in an elementally imbalanced world. *Oikos*, 109(1), 18-28.
- Frost, P. C., Stelzer, R. S., Lamberti, G. A., & Elser, J. J. (2002). Ecological stoichiometry of trophic interactions in the benthos: Understanding the role of C:N:P ratios in lentic and lotic habitats. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(4), 515-528.

- Fry, B. (1991). Stable isotope diagrams of freshwater foodwebs. *Ecology*, 72, 2293-2297.
- Gannes, L. Z., O'Brien, D. M., & Del Rio, C. M. (1997). Stable isotopes in animal ecology: Assumptions, caveats, and a call for more laboratory experiments. *Ecology*, 78(4), 1271-1276.
- Giorgi, A., Feijoó, C., & Tell, G. (2005). Primary producers in a pampean stream: Temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation*, 14(7), 1699-1718.
- Gómez, N., & Licursi, M. (2001). The pampean diatom index (IDP) for assessment of rivers and streams in argentina. *Aquatic Ecology*, 35(2), 173-181.
- Gómez, N., Sierra, M. V, Cochero, J., Licursi, M., & Bauer, D. E. (2011). Epipellic biofilms as indicators of environmental changes in lowland fluvial systems. In: *Biofilms: Formation, Development and Properties* William C. Bailey (Ed) 259-290.
- Gómez, N., Sierra, M. V., Cortelezzi, A., & Rodrigues Capítulo, A. (2008). Effects of discharges from the textile industry on the biotic integrity of benthic assemblages. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69(3), 472-479.
- Graça, M. A. S., Rodrigues-Capítulo, A., Ocón, C., & Gómez, N. (2002). In situ tests for water quality assessment: A case study in pampean rivers. *Water Research*, 36(16), 4033-4040.
- Grasshoff, K., Ehrhardt, M., & Kremling, K. (1983). *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie, Weinheim, Germany, 419 pp.
- Greathouse, E. A., & Pringle, C. M. (2006). Does the river continuum concept apply on a tropical island? longitudinal variation in a Puerto Rican stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(1), 134-152.
- Guerra, M. E. (2003). Estructura de la comunidad de macroinvertebrados en un río mediterráneo (Fuirosos): redes tróficas y efecto de la fertilización. Tesis de maestría. Universidad de Barcelona, 63 pp.
- Hall Jr., R. O., & Meyer, J. L. (1998). The trophic significance of bacteria in a detritus-based stream food web. *Ecology*, 79(6), 1995-2012.
- Hall, S. J., & Raffaelli, D. G. (1993). Food webs: Theory and reality. *Advances in Ecological Research*, 24: 187-239.

- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). Past: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), XIX-XX. <http://folk.uio.no/ohammer/past>.
- Heaton, T. H. E. (1986). Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: A review. *Chemical Geology*, 59(1), 87-102.
- Hurtado, M. A., Giménez, J. E., & Cabral, M., G. (2006). Análisis ambiental del partido de La Plata: Aportes al ordenamiento territorial. Hurtado, M. A., Giménez, J. E., & Cabral, M., G. (eds.). Consejo Federal de Inversiones, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, 134 pp.
- Hynes, H. B. N. (1976). *The ecology of running waters*. University of Totonto Press. 555 pp.
- Jaarsma, N. G., De Boer, S. M., Townsend, C. R., Thompson, R. M., & Edwards, E. D. (1998). Characterising food-webs in two New Zealand streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 32(2), 271-286.
- Kern-Hansen. U., Dawson, F.H. (1978). The standing crop of aquatic plants of lowland streams in Denmark and the inter-relationships of nutrients in plant, sediment and water. En: *Proceedings of the European Weed Research Society. 5th International Symposium on Aquatic Weeds*, Amsterdam, 143-150.
- Licursi, M., & Gomez, N. (2003). Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana argentina a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática*, 21, 31-49.
- Licursi, M., & Gomez, N. (2009). Effects of dredging on benthic diatom assemblages in a lowland stream. *Journal of Environment Management*, 90, 973-982.
- Likens, G. E., & Bormann, F. H. (1985). An ecosystem approach. In: *An ecosystem approach to aquatic ecology*. Likens, G. E. (ed). Springer, New York, 1-8.
- López van Oosterom, M. V., Ocon, C.S., Bracolini, F., Maroñas, M., Sendra, E. & Rodrigues Capitulo, A. (2013). Trophic relationships between macroinvertebrates and fish in a pampean lowland stream (Argentina). *Iheringia. Serie Zoologia* .Porto Alegre: Fundacao Zoobotanica Rio Grande Sul, 03(1), 57-65.
- Lopretto, E. C., & Tell, G. (1995). *Ecosistemas de aguas continentales, Metodología para su estudio*. Ed. Sur, Argentina, 1401 pp.

- Lowe, R., & Laliberti, G. D. (1996). Benthic stream algae: distribution and structure. In: Stream Ecology. Hauer, R., Lamberti, G.A. (eds.). Academic Press, California, 269-293.
- MacDonald, N. (1979). Simple aspects of foodweb complexity. *Journal of Theoretical Biology*, 80(4), 577-588.
- Margalef R. 1983. *Limnología*. Omega. España, Barcelona. 1001 pp
- Mathuriau, C., & Chauvet, E. (2002). Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(3), 384-396.
- Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (1996a). An introduction to the aquatic insects of North America. Dubuque, Iowa, Kendall-Hunt, 862 pp.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W. (1996b). Trophic relations of macroinvertebrates. In: *Methods in stream ecology*. Hauer, F.R., Lamberti, G.A. (eds.). Academic Press, San Diego, 453-474.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W. & Berg, M. B. (2008). An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall-Hunt. Dubuque, Iowa, 1214 pp.
- Meyer, J.L. (1994). The microbial loop in flowing waters. *Microbial Ecology*, 28 (2), 195-199.
- Michener, R., & Lajtha, K. (2007). *Stable Isotopes*. Blackwell publishing, Australia. 566 pp.
- Miguel, T. (2004). Calidad ambiental del arroyo Rodríguez (L.P.-Bs.As.) en base a los meso y macroinvertebrados del bentos y asociados a macrófitas. Tesis de grado. Universidad CAECE, 71 pp.
- Mihuc, T. B., & Minshall, G. W. (1995). Trophic generalists vs. trophic specialists: Implications for food web dynamics in post-fire streams. *Ecology*, 76(8), 2361-2372.
- Minagawa, M., & Wada, E. (1984). Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: Further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 48(5), 1135-1140.
- Miserendino, M. L. (2001). Macroinvertebrate assemblages in andean patagonian rivers and streams: Environmental relationships. *Hydrobiologia*, 444, 147-158.
- Monahan, C. & Caffrey, J. M. (1996). The effect of weed control practices on macroinvertebrate communities in Irish Canals. *Hydrobiologia*, 340, 205-211.

- Monedutti, Beatriz E. (1987). Caracterización y variación espacial del zooplancton del arroyo Rodríguez (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 18(1), 61-78.
- Motta, R. L., & Uieda, V. S. (2004). Diet and trophic groups of an aquatic insect community in a tropical stream. *Brazilian Journal of Biology*, 64(4), 809-817.
- Muñoz I., Romaní A., Rodríguez Capítulo A., González Esteban, J., & García-Berthou, E. (2009). Relaciones tróficas en el ecosistema fluvial. En: *Conceptos y técnicas para el estudio de la ecología de ríos*. Elosegui, A. & Sabater, S. (eds.). Fundación BBVA, Barcelona, 359-362.
- Murphy, J., & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27(C), 31-36.
- Naiman, R. J., Holland M. M., Décamps, H., Risser, P. G. (1988). A new UNESCO programme: research and management of land/inland water ecotone. *A New look at Ecotones. Special Issue of Biology International*, 17, 107-136.
- Ocon, C. S., & Rodríguez Capítulo, A. (2004). Presence and abundance of Ephemeroptera and other sensitive macroinvertebrates in relation with habitat conditions in pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Archiv Fur Hydrobiologie*, 159(4), 473-487.
- Paerl, H. W. (1988). Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnology & Oceanography*, 33(4), 823-847.
- Parnell, A. C., Inger, R., Bearhop, S., & Jackson, A. L. (2010). Source partitioning using stable isotopes: Coping with too much variation. *PLoS ONE*, 5(3)e9672. doi:10.1371/journal.pone.0009672.
- Pascoe, D., Wenzel, A., Janssen, C., Girling, A. E., Jüttner, I., Fliedner, A., Blockwell, S., Maund, S., Taylor, E., Diedrich, M., Persoone, G., Verhelst, P., Stephenson, R., Crossland, N., Mitchell, G., Pearson, N., Tattersfield, L., Lay, J., Peither, A., Neumeier B. & Velletti, A. (2000). The development of toxicity tests for freshwater pollutants and their validation in stream and pond mesocosms. *Water Research*, 34(8), 2323-2329.
- Pavé, P. J., & Marchese, M. (2005). Benthic invertebrates as indicators of water quality in urban rivers (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina)*. *Ecologia Austral*, 15(2), 183-197.

- Pereyra, F. X. (2004). Urban geology of the buenos aires metropolitan area and its influence on environmental problems. *Geología urbana del área metropolitana bonaerense y su influencia en la problemática ambiental. Revista De La Asociacion Geologica Argentina*, 59(3), 394-410.
- Peterson, B. J., & Fry, B. (1987). Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*. Vol. 18, 293-320.
- Pick, F. R., & Lean, D. R. S. (1987). The role of macronutrients (C, N, P) in controlling cyanobacterial dominance in temperate lakes. *New Zealand Journal of Marine & Freshwater Research*, 21(3), 425-434.
- Pielou, E. C. (1975). *Ecological diversity*. Wiley-Intersci. New York. 165 pp.
- Pimm, S. L. (1982). *Food webs*. Springer, Netherlands, 1-11.
- Pizzolon, L. (1996). Importancia de las cianobacterias como factor de toxicidad en las aguas continentales. *Interciencia*, 21(6), 239-245.
- Príncipe, R. E., Gualdoni, C. M., Oberto, A. M., Raffaini, G. B., & Corigliano, M. C. (2010). Spatial-temporal patterns of functional feeding groups in mountain streams of Córdoba, Argentina. *Ecologia Austral*, 20(3), 257-268.
- Pringle, C. M., Naiman, R. J., Bretschko, G., Karr, J. R., Owwood, 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.
- Remes Lenicov, M., Colautti, D. C., & López, H. L. (2005). Ictiofauna de un Ambiente Lótico Suburbano: El Arroyo Rodríguez (Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática*, 22, 223-230.
- Rodrigues Capítulo, A. (1999). Los macroinvertebrados como indicadores de la calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Rev. Soc. Entomol. Argent*, 58, 208-217.
- Rodrigues Capítulo, A., Tangorra, M., & Ocon C. (2001). Use of benthic macroinvertebrates to assess the ecological status of pampean rivers (Argentina). *Aquatic Ecology*, 35, 109-119.
- Rodrigues Capítulo, A., Paggi, A. C. & Ocón, C.S. (2002). Zoobenthic Communities In Relation With The Slope, Substrate Heterogeneity And Urban Disturbs On Pampean Hills Streams (Argentina). *Verh. internat. Verein. Limnol. (Stuttgart)*, 28: 1267-1273.

- Rodrigues Capítulo, A., Gómez, N., Giorgi, A., Feijoó C. (2010). Global changes in pampean lowland streams (Argentina): implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiología*, 70, 657-653.
- Rosemond, A. D., Pringle, C. M., & Ramírez, A. (1998). Macroconsumer effects on insect detritivores and detritus processing in a tropical stream. *Freshwater Biology*, 39(3), 515-523.
- Rounick, J. S., & Winterbourn, M. J. (1986). Stable carbon isotopes and carbon flow in ecosystems. *Bioscience*, 36, 171-177.
- Rublee, P. A., & Partusch-Talley, A. (1995). Microfaunal response to fertilization of an arctic tundra stream. *Freshwater Biology*, 34(1), 81-90.
- Rueda-Delgado, G., Wantzen, K. M., & Tolosa, M. B. (2006). Leaf-litter decomposition in an amazonian floodplain stream: Effects of seasonal hydrological changes. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(1), 233-249.
- Sampons, M. R. (1989). Oligoquetos bentónicos del arroyo Rodríguez (Provincia de Buenos Aires). *Neotrópica*, 35(94), 101-102.
- Skulberg, O.M., G.A. Codd y W.W. Carmichael (1984). Toxic blue-green algal blooms in Europe: a growing problem. *Ambio*, 11 (4), 244-247.
- Smith, V.H., E. Willin y B. Karlsson (1987). Predicting the summer peak biomass of four species of blue-green algae (Cyanophyta/Cyanobacteria) in Swedish lakes. *Water Research Bulletin*, 23, 39 -402
- Stevenson, R. J., & Bahls, L. (1999). Periphyton protocols. In: *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., Stribling, J. B. (eds.). Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C., 326 pp.
- Shannon, C. E, & Wiener, W. (1963). *The Mathematical Theory of communication*. Univ. Illinois Press, Urbana, 125pp.
- Statzner, B., Hildrew, A. G., & Resh, V. H. (2001). Species traits and environmental constraints: Entomological research and the history of ecological theory. *Annual Review of Entomology*, 46, 291-316.
- Stelzer, R. S., & Lamberti, G. A. (2001). Effects of N : P ratio and total nutrient concentration on

stream periphyton community structure, biomass, and elemental composition. *Limnology and Oceanography*, 46(2), 356-367.

- Sterner, R. W., & Elser, J. J. (2002). *Ecological stoichiometry: the biology of elements from molecules to the biosphere*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey, 330 pp.
- Sterner, R. W., Elser, J. J., Fee, E. J., Guildford, S. J., & Chrzanowski, T. H. (1997). The light: Nutrient ratio in lakes: The balance of energy and materials affects ecosystem structure and process. *American Naturalist*, 150(6), 663-684.
- Stouffer, D. B., Camacho, J., & Nunes Amaral, L. A. (2006). A robust measure of food web intervality. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103(50), 19015-19020.
- Suess, M.J. (1981): Health aspects of Eutrophication. *Water Quality Bulletin*, 6(3), 5942 pp.
- Tangorra, M. (2005). Colonización y descomposición de especies vegetales por invertebrados en sistemas lóticos pampásicos. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, 118 pp .
- Ter Braak, C. J., & Verdonschot, P. F. (1995). Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences*, 57(3), 255-289.
- Tomanova, S., Goitia, E., & Helešic, J. (2006). Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556(1), 251-264.
- Townsend, C. R. (1996). Invasion biology and ecological impacts of brown trout *salmo trutta* in new zealand. *Biological Conservation*, 78(1-2), 13-22.
- Vanni, M. J., Flecker, A. S., Hood, J. M., & Headworth, J. L. (2002). Stoichiometry of nutrient recycling by vertebrates in a tropical stream: Linking species identity and ecosystem processes. *Ecology Letters*, 5(2), 285-293.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130-137.
- Vilches, C., & Giorgi, A. (2010). Metabolism in a macrophyte-rich stream exposed to flooding. *Hydrobiologia*, 654(1), 57-65.
- Voelz, N. J., Zuellig, R. E., Shieh, S., & Ward, J. V. (2005). The effects of urban areas on

benthic macroinvertebrates in two Colorado plains rivers. *Environmental Monitoring and Assessment*, 101(1-3), 175-202.

- Wetzel, R. G. (1995). Death, detritus, and energy flow in aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, 33, 83-89.
- Winemiller, K. O., & Polis, G. A. (1996). Food webs: what can they tell us about the world?. In: *Food webs: integration of patterns and dynamics*. Polis G. A. & Winemiller K. O. (eds.). Chapman & Hall, New York, 1-22.
- Winterbourn, M. J., Cowie, B., & Rounick, J. S. (1984). Food resources and ingestion patterns of insects along a west coast, south island, river system. *New Zealand Journal of Marine & Freshwater Research*, 18(3), 379-388.
- Zilli, F. L., Montalto, L., & Marchese, M. R. (2008). Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the paraná river floodplain (argentina). *Limnologica*, 38(2), 159-171.



ANEXO I. Abundancias relativas porcentuales para cada tipo de hábitat, sitio y período de muestreo. Los porcentajes para macroinvertebrados y meiofauna se encuentran juntos en la tabla pero sus porcentajes fueron calculados por separado.

Arroyo Carnaval	nov-09		mar-10			jun-10		sep-10		dic-10	
	Bentos	<i>A. filoxeroides</i>	Bentos	<i>A. filoxeroides</i>	<i>S. montevidensis</i>	Bentos	Bentos	<i>H. bonariensis</i>	Bentos	<i>H. bonariensis</i>	
Macroinvertebrados											
Cnidaria											
Hydroidea											
<i>Hydra sp</i>				0.2				0.2			
Platyhelmintha											
Tricladida Dugesiidae			2.9	0.4		1.9	13.6	8.4	0.2	23.9	
Temnocephala										0.7	
Oligochaeta											
Naididae Naidinae											
<i>Chaetogaster diasteoplus</i>	2.0		0.3			0.8	2.6	0.2		0.1	
<i>Dero (Dero) digitata</i>		0.5	2.9	2.9	62.7	2.5	0.9			3.7	
<i>Dero (Aulophorus) furcatus</i>		0.3	0.3	2.7	8.7				2.5		
<i>Dero (Dero) pectinata</i>			2.9	3.4	3.2	1.4			19.6	1.8	
<i>Dero (Dero) sawayai</i>				2.2							
<i>Dero (Dero) botrytis</i>										0.7	
<i>Slavinia appendiculata</i>			3.7	4.3		0.7	8.6	6.3	0.4		
<i>Slavinia isochaeta</i>	1.0			1.6			0.2		5.1	0.6	
<i>Stylaria fussolaris</i>	1.0	0.3	0.3	0.4		0.1			0.4	0.4	
<i>Nais communis</i>	2.0	7.7				0.5			36.4		
<i>Nais pardalis</i>			57.6			6.4	0.5			1.2	
<i>Nais variabilis</i>			2.9				1.5	15.5		2.6	

<i>Allonais lairdi</i>				0.3						
<i>Bratislavia unidentata</i>			0.6							0.3
Naididae Pristininae										
<i>Pristina americana</i>		0.3								
<i>Pristina longidentata</i>		1.5		8.9				0.2		
<i>Pristina aequiseta</i>				0.2	4.8			0.9		
<i>Pristina acuminata</i>				0.4				1.3		
<i>Pristina proboscidea</i>				8.9						
<i>Pristina leidyi</i>				37.3						
<i>Pristina jenkiniae</i>			0.3	2.2		2.1				
Naididae Tubificinae										
Tubificinae inmaduro	7.3	6.9	3.4		3.2	1.2	3.4	0.4	5.1	1.1
<i>Aulodrilus pigueti</i>	1.2	1.4	4.8	1.8		2.2	2.8	0.5		4.6
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>		0.3	0.9	0.4		0.2	0.2		1.1	0.3
Enchytraeidae	1.2	0.5		0.2			1.9	0.4		0.3
Opistocystidae				0.9						
Polychaeta										
Aeolosomatidae										
<i>Aeolosoma sp</i>			0.3		0.1	0.4		0.2		2.7
Hirudinea	2.8	0.8	0.6	1.1		0.2	1.6	5.3	1.7	4.2
Mollusca										
Gastropoda										
Gastropoda juvenil			2.6	0.2						4.8
Ampullariidae										
<i>Pomacea canaliculata</i>	2.0		0.4	0.2						0.1
Ancylidae										

<i>Hebetancylus moricandi</i>			3.1	4.3		0.2	1.0	0.7
Hydrobiidae								
<i>Heleobia sp</i>					0.1			1.3
Physidae								
<i>Physa sp</i>	10	2.2		0.2	0.1	0.9	3.2	0.1
Planorbidae								
<i>Drepanotrema sp</i>								1.0
<i>Biomphalaria sp</i>		0.3		0.4		0.5	0.2	0.2
Bivalvia								
Sphaeriidae								
<i>Pisidium sterkianum</i>			0.3		0.4	0.2		7.8
<i>Pisidium vile</i>							17.8	
Malacostraca								
Hyaellidae								
<i>Hyaella curvispina</i>	48.5	45.3				4.3	1.6	1.8
<i>Palaemonetes sp.</i>							0.2	
Insecta								
Collembola								
Sminthuridae		2.5						
Entomobryidae		0.8					0.2	
Isotomidae				2.7				0.3
Poduridae						0.5	0.5	
Ephemeroptera								
Caenidae								
<i>Caenis sp</i>	0.2	0.3	2.6	0.4	1.6	0.5	0.6	7.9
Baetidae								

<i>Americabaetis sp</i>			0.4					1.1	1.9
Odonata									
Zygoptera									
Coenagrionidae	0.5	2.2	2.5	12.7	0.1				2.5
Anisoptera									
Libellulidae									
<i>Orthemis sp</i>						0.1			
Hemiptera			0.9						
Corixidae		0.3				0.2	0.2		
Veliidae		4.6							
Hebridae								0.2	
Pleidae								0.7	0.3
Belostomatidae									
<i>Belostoma sp</i>									0.5
Coleoptera									
Hydrophilidae									
Hydrophilidae (larva)	0.51	0.5							0.5
Hydrophilidae (adulto)									
<i>Enochrus sp</i> (adulto)									0.7
Tropisternus sp (adulto)	0.96	1.5							1.8
Dytiscidae									
<i>Thermonectus sp</i> (larva)		0.3						0.8	1.3
<i>Desmopachria sp</i> (adulto)									0.2
<i>Liodessus sp</i> (adulto)									0.9
<i>Laccophilus sp</i> (adulto)									0.3
Noteridae									

<i>Suphis sp</i> (adulto)										0.1
<i>Suphiselus sp</i> (adulto)	1.0									
Diptera										
Chironomidae										
Chironomidae (larva)	17.3		7.1	8.9	1.6	76.5	43.5	52.2		6.8
Chironomidae (pupa)			0.6	0.2		0.4	2.8	2.4	3.8	0.1
Tanypodinae (larva)										0.8
Ceratopogonidae (larva)	1.0	17.5	0.6			0.4	0.8	0.2	0.6	0.2
Ephydridae (larva)		1.4					0.2			
Dolichopodidae (larva)								0.2		
Tabanidae (larva)									1.5	0.3
Stratiomyidae (larva)										0.1
Acari										
Hydrachnidae		2.2			1.6	0.7		0.8		
Meiofauna										
Taxa										
Tardigrada			0.4		4.5					
Nematoda	14.6	5.3	17.4	2.7	86.5	21.6	64.5	4.3	2.5	31.8
Nematomorpha						0.5				
Crustacea										
Maxilopoda										
Ostracoda	29.5	37.8	1.8	9.2	6.7	36.6	22.3	4.9		67.5
Cladocera										
Macrothricidae	1.8	2.4	18.3	27.6					62.5	
Moinidae	25.4								35.3	
Daphnidae		23.1						1.2		0.7

<i>Simocephalus sp</i>	0.2								
<i>Ceriodaphnia sp</i>	0.2								
Chydoridae		6.9							
Copepoda									
Harpacticoida	0.8	0.2		1.0		1.9			
Cyclopoida	27.6	24.8	62.2	42.1	2.3	39.4	13.6	89.7	

Aº Rodríguez-Sitio1	nov-09			mar-10		jun-10		sep-10		dic-10	
	Bentos	<i>A. filoxeroi-des</i>	<i>H. bona-riensis</i>	Bentos	<i>A. filoxeroi-des</i>	Bentos	<i>A. filoxeroi-des</i>	Bentos	<i>L. peplodes</i>	Bentos	<i>H.bonariensis</i>
Oligochaeta											
Naididae Tubificinae											
Tubificinae inmaduro	0.8		0.2	27.6	0.9	4.6	0.4	13.5	1.4	0.8	0.4
<i>Tubifex tubifex</i>	15.1							2.7			
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>				8.4				2.7	0.4	0.3	0.2
<i>Limnodrilus udekemianus</i>				1.9		2.4			1.9		
Naididae Pristininae											
Pristina logidentata											0.2
Pristina aequiseta									0.4		
Naididae Naidinae											
Chaetogaster diastrophus									0.4		
<i>Dero (Dero) digitata</i>									0.4		
<i>Dero (Dero) pectinata</i>						2.4			0.7		
<i>Botrioneurum americanum</i>								2.7			
Enchytraeidae	3.7							75.7	16.3		0.5
Polichaeta											

Aeolosomatidae											
<i>Aeolosoma sp</i>			0.6								0.2
Insecta											
Collembola											
Sminthuridae									0.4		
Entomobryidae			4.4						5.8		
Isotomidae				0.2		2.6					
Poduridae			2.2	0.1		1.7			2.9		
Odonata											
Zygoptera											
Coenagrionidae										0.8	
Hemiptera											
Veliidae			3.7								
Belostomatidae											
<i>Belostoma sp</i>				0.2		0.1	2.7		0.4		0.2
Coleoptera											
Curculionidae (larva)	0.8	0.8									0.2
Hydrophilidae											
<i>Enochrus sp</i> (adulto)				0.8							
<i>Tropisternus sp</i> (adulto)		3.6								0.6	0.5
Dytiscidae											
Dytiscidae (larva)									0.3		0.2
Dytiscidae (adulto)	0.8			0.2					3.1		0.2
<i>Desmopachria sp</i> (adulto)											2.4
Noteridae											
<i>Suphiselus sp</i> (adulto)	0.8								0.1		0.2
<i>Suphis sp</i> (adulto)											0.5
Chrysomelidae (larva)				0.4							
Diptera											
Chironomidae (larva)	21.8	93.4	3.7	6.3	97.2	71.7	57.7		6.9	73.0	92.5

Chironomidae (pupa)	8.8			1.9	1.6	16.8	0.2		0.7	1.4	1.3
Ceratopogonidae (pupa)											0.2
Ceratopogonidae (larva)										1.3	
Empididae (larva)	6.5	0.8	9.1								
Ephydriidae (pupa)					0.4					0.1	
Ephydriidae (larva)	2.0							0.4	0.3	0.2	
Culicidae (larva)	15.1	2.1	42.4								0.2
Culicidae (pupa)	2.8		1.6								0.2
Tabanidae (pupa)											
Stratiomyidae (larva)	3.7							0.4	7.4	0.1	
Stratiomyidae (pupa)	2.0										
Psychodidae (larva)	5.7		3.3						1.9	0.6	0.2
Psychodidae (pupa)	4.8							0.4			
Sciomyzidae (pupa)										0.9	
Muscidae (larva)										0.1	
Tabanidae (larva)										0.1	
Acari											
Hydrachnidae	4.8		4.4			2.4	37.8			0.6	0.3
Meiofauna											
Nematoda	94.4	99.1	82.7	81.7	99.8	87.9	74.6	1.0	99.1	36.2	41.4
Crustacea											
Maxilopoda											
Ostracoda			0.2							21.3	3.9
Copepoda											
Harpacticoida	0.7						2.7		0.6		
Cyclopoida	4.9	0.9	16.9	4.2	0.3	12.7	22.8		0.2	42.6	54.7
Cladocera											
Chydoridae			0.3								
Moinidae				14.1	0.1						
Macrothricidae					0.9						
Bosminidae							0.5				

Aº Rodríguez-Sitio2	nov-09			mar-10		jun-10	sep-10	dic-10
	Bentos	<i>A. filoxeroides</i>	<i>H. bonariensis</i>	Bentos	<i>A. filoxeroides</i>	Bentos	Bentos	Bentos
Macroinvertebrados								
Platyhelmintha								
Tricladida Dugesiidae					0.2			
Oligochaeta								
Naididae Tubificinae								
Tubificinae (inmaduros)		8.1	2.3	69.6	0.3	0.9	59.7	
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	0.8	2.8	0.6	3.4		1.0	0.2	
<i>Limnodrilus udekemianus</i>		0.1		0.3			0.4	
<i>Limnodrilus claparedianus</i>		0.6		0.7				
Naididae Naidinae								
<i>Dero (Aulophorus)sp</i>		0.6						
Enchytraeidae		0.5	0.9				6.9	
Megadrili					0.2			
Polychaeta								
Aeolosomatidae								
<i>Aeolosoma sp</i>					0.2			
Hirudinea			0.3	5.1	0.2	1.6		
Crustacea								
Hyalellidae								
<i>Hyalella curvispina</i>	0.9	0.5	9.8	0.7	0.9	4.3	1.2	61.6
Mollusca								
Gastropoda								
Physidae								
Physa sp				1.3	0.2			
Bivalvia								
Sphaeriidae								
<i>Pisidium sterkianum</i>							1.2	
Insecta								

Collembola								
Entomobryidae		0.3	0.3					
Isotomidae		0.3		0.3	0.8	1.0		
Poduridae		0.8	1.6	0.9	0.2	0.5		
Odonata								
Zygoptera								
Coenagrionidae				0.1	0.3	0.5		
Anisoptera					0.5			
Coleoptera								
Hydrophilidae								
Hydrophilidae (larva)					0.5			
<i>Paracymus sp</i> (adulto)					0.5			
<i>Tropisternus sp</i> (adulto)			0.6		0.7			
Dytiscidae								
Dytiscidae (adulto)								0.3
Diptera								
Chironomidae (larva)	89.4	85.7	83.8	13.1	7.5	81.8	3.4	29.6
Chironomidae (pupa)	8.9	0.4	1.3	2.0	1.9	1.6		5.6
Ceratopogonidae (larva)				0.8				1.5
Ephydriidae (larva)		0.3	0.1					
Ephydriidae (pupa)		0.3						
Culicidae (larva)		0.3	0.3					
Culicidae (pupa)			0.6		0.5			
Stratiomyidae (larva)		0.3						
Psychodidae (larva)				0.4			1.2	
Muscidae (larva)		0.8						
Acari								
Hydrachnidae		0.8	0.1	1.4	23.6			1.4
Meiofauna								
Nematoda	72.5	95.0	94.7	88.0	9.8	83.7	96.9	4.3

Crustacea								
Maxilopoda								
Ostracoda	0.5	0.2	2.2		0.2	2.2	1.5	55.3
Copepoda								
Harpacticoida		0.8				1.5		
Cyclopoida	27.0	5.6	2.7	11.8	9.2	12.7	1.5	4.5
Cladocera								
Daphnidae			0.2					
Chydoridae					0.4	0.2		
Moinidae			0.2	0.2	0.6			
Macrothricidae						0.4		

ANEXO II. Valores promedio para los datos fisicoquímicos por cada sitio y período de muestreo.

Parámetros fisicoquímicos	Noviembre			Marzo			Junio			Septiembre			Diciembre			Noviembre		
	2009			2010			2010			2010			2010			2011		
	C	R1	R2	C	R1	R2	C	R1	R2	C	R1	R2	C	R1	R2	C	R1	R2
Temperatura (Tº)	26.35	25.18	22.61	19.94	22.36	16.04	13.41	10.82	12.71	15.01	15.88	14.80	23.67	22.97	22.97	25.87	21.05	18.92
pH	8.92	7.76	7.84	7.85	8.07	7.95	9.14	7.55	8.62	7.75	7.25	6.91	8.44	7.67	7.67	8.52	7.90	7.98
Conductividad (µS/cm)	723	1782	1396	168	1498	1365	418	1257	1227	134	261	540	269	745	744	750	1373	1290
Turbidez	75	85	45	168	14	10	105	57	31	88	105	118	82	25	25	161	77	48
OD (mg O ₂ /l)	9.13	4.61	3.79	9.61	7.54	5.51	3.91	1.83	1.834	12.17	9.06	8.72	9.58	4.78	4.78	7.95	3.23	3.79
DBO (mg O ₂ /l)	3.00	24.67	17.00	9.33	22.49	41.25	6.67	8.67	11.67	8.67	13.33	14.33	13.33	36.67	22.67	9.33	20.00	23.67
DQO (mg O ₂ /l)	7.67	30.00	19.33	36.00	123.04	100.81	10.67	24.33	20.33	24.33	34.00	31.00	51.67	97.67	63.00	13.00	33.00	37.67
P-PO ₄ (mg P/l)	0.20	2.42	2.59	0.67	2.72	2.74	0.47	2.29	2.39	0.62	1.74	1.16	0.56	2.38	2.10	0.58	1.87	1.98
N-NO ₃ (mg N/l)	0.28	0.52	0.82	0.91	0.29	0.24	0.22	0.13	0.21	1.05	0.84	1.68	0.63	1.15	1.33	0.03	0.36	1.26
N-NO ₂ (mg N/l)	0.01	0.01	0.09	0.05	0.05	0.12	0.03	0.05	0.15	0.03	0.07	0.16	0.01	0.18	0.22	0.01	0.13	0.34
N-NH ₄ (mg N/l)	0.20	3.41	4.33	0.14	1.36	1.53	0.02	1.10	1.26	0.05	5.01	4.51	0.02	3.20	3.26	0.09	0.20	0.28

ANEXO III frecuencia relativa de los ítems alimentarios registrados por taxón en cada sitio de muestreo

Aº Carnaval	De	Ba	Eu	Fu	Ra	Ol	Ne	Cr	Co	Os	Ch	Lna	Cy	Rv	Cl	M	Ci	Nº ejemplar
Oligochaeta																		
Familia Naididae Naidinae																		
<i>Chaetogaster diastrophus</i>	0.372	0.003			0.341			0.050		0.079		0.099			0.030	0.026		22
<i>Dero (Dero) digitata</i>	0.653	0.068												0.121		0.158		27
<i>Dero (Aulophorus) furcatus</i>	0.502	0.109		0.017										0.299		0.083		2
<i>Dero (Dero) pectinata</i>	0.418			0.037										0.263	0.066	0.215		16
<i>Dero (Dero) sawayai</i>	0.529															0.471		1
<i>Dero (Dero) botrytis</i>	0.780	0.087														0.133		9
<i>Slavinia appendiculata</i>	0.811	0.081														0.108		18
<i>Slavinia isochaeta</i>	0.725	0.003													0.135	0.136		9
<i>Stylaria fossularis</i>	0.546														0.007	0.448		5
<i>Nais communis</i>	0.804	0.079														0.118		10
<i>Nais pardalis</i>	0.723	0.058												0.130	0.009	0.075	0.005	28
<i>Nais variabilis</i>	0.791	0.075														0.134		19
<i>Allonais lairdi</i>	1.000																	1
<i>Bratislavia unidentata</i>	1.000																	1
Familia Naididae Pristininae																		
<i>Pristina aequiseta</i>	0.994	0.009														0.017		3
<i>Pristina acuminata</i>	0.697	0.037														0.265		3
<i>Pristina proboscidea</i>	1.000																	
<i>Pristina leidyi</i>	0.640	0.133														0.227		10

<i>Pristina jenkiniae</i>	1.000																	
Familia Naididae Tubificinae																		
Tubificinae inmaduro	0.943													0.115			8	
<i>Aulodrilus pigueti</i>	0.880	0.009												0.111			21	
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	0.787												0.015	0.002	0.196		4	
Enchytraeidae	0.827														0.173		6	
Opistocystidae	1.000																1	
Polychaeta																		
Aeolosomatidae																		
<i>Aeolosoma sp</i>	0.857	0.067													0.077		8	
Mollusca																		
Gastropoda																		
Ampullariidae																		
<i>Pomacea canaliculata</i>	0.288	0.025	0.001	0.001	0.341									0.233	0.066	0.044	26	
Physidae																		
<i>Physa sp</i>	0.588	0.031												0.346	0.003	0.032	19	
Planorbidae																		
<i>Biomphalaria sp</i>	0.765	0.050												0.002	0.025	0.157	25	
Crustacea																		
Hyaellidae																		
<i>Hyaella curvispina</i>	0.547	0.020		0.022	0.184									0.041	0.119	0.034	0.033	30
Ephemeroptera																		
Caenidae																		
<i>Caenis sp</i>	0.611	0.005	0.058	0.002										0.167	0.083	0.046	0.028	24
Baetidae																		

<i>Americabaetis sp</i>	0.998	0.010															5
<i>Callibaetis sp</i>	0.892	0.005											0.071	0.032			8
Odonata																	
Zygoptera																	
Coenagrionidae	0.038	0.009	0.041		0.374	0.200	0.003	0.077	0.138	0.063	0.041		0.001		0.010	0.005	30
Anisoptera																	
Libellulidae																	
<i>Orthemis sp</i>					0.707	0.018					0.275						2
Coleoptera																	
Hydrophilidae																	
<i>Enochrus sp</i> (adulto)	0.989													0.022			2
<i>Tropisternus sp</i> (adulto)	0.827	0.087													0.086		12
Dytiscidae	0.363			0.018	0.619												4
<i>Desmopachria sp</i> (adulto)	0.146			0.031	0.268								0.011	0.234	0.310		8
<i>Liodessus sp</i> (adulto)	0.910	0.043		0.048													10
Noteridae																	
<i>Suphis sp</i> (adulto)	1.000																2
Diptera																	
Chironomidae																	
<i>Tanytarsus sp</i>	0.870	0.014											0.034	0.015	0.028	0.038	17
<i>Polypedilum sp</i>	0.976			0.025													1
<i>Allocladius sp</i>	0.646	0.104													0.250		10
<i>Apedilum elaschistum</i>	1.000																1
<i>Labrundinia sp</i>	0.998														0.002		1

Aº Rodríguez-Sitio 1	De	Ba	Eu	Fu	Ra	OI	Ne	Cr	Co	Os	Ch	Lna	Cy	Rv	Cl	M	Ci	Nº ejem- plar
Naididae Tubificinae																		
Tubificinae																		
inmaduro																		
<i>Tubifex tubifex</i>	1																	1
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	0.772	0.206														0.022		5
<i>Limnodrilus udeke- mianus</i>	0.695	0.062		0.243														2
Naididae Pristininae																		
Pristina logidentata	0.975													0.025				1
Naididae Naidinae																		
<i>Dero (Dero) digitata</i>	1																	1
<i>Dero (Dero) pectinata</i>	1																	1
<i>Botrioneurum ameri- canum</i>	1																	1
Enchytraeidae	0.996	0.004																12
Hydrophilidae																		
<i>Tropisternus sp</i> (adulto)	0.813	0.004		0.065											0.102	0.016		15
Dytiscidae	0.453	0.014		0.016	0.499											0.018		8
<i>Desmopachria sp</i> (adulto)		0.001			0.991											0.024		10
Noteridae																		

<i>Suphiselus sp</i> (adulto)					0.998												0.004		2
<i>Suphis sp</i> (adulto)					0.847												0.153		3
Diptera																			
Chironomidae																			
<i>Chironomus sp</i>	0.692	0.009	0.034	0.01										0.023	0.198	0.004	0.031		49
Ephydriidae (larva)	0.688	0.014	0.022	0.004											0.111	0.133	0.028		18
Culicidae (larva)	0.844	0.005	0.045	0.001										0.018	0.06	0.026			12
Stratiomyidae (larva)	1																		2
Psychodidae (larva)	0.5	0.044	0.034	0.014											0.224	0.098	0.085		10

Aº Rodríguez-Sitio2	Taxa	De	Ba	Eu	Fu	Ra	Ol	Ne	Cr	Co	Os	Ch	Lna	Cy	Rv	Cl	M	Ci	Nº ejemplar
Oligochaeta																			
Naididae Tubificinae																			
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	0.895	0.047														0.058		18	
<i>Limnodrilus udeke-mianus</i>	1																	2	
Megadrili	0.988			0.012														1	
Crustacea																			
Hyalellidae																			
<i>Hyalella curvispina</i>	0.597	0.013	0.065	0.027									0.008	0.222	0.003	0.066		40	
Odonata																			
Coenagrionidae				0.051	0.949													3	
Anisoptera				0.039	0.968													1	

Mollusca																		
Gastropoda																		
Physidae																		
Physa sp	0.336	0.038	0.089	0.015								0.523					5	
Coleoptera																		
Hydrophilidae																		
Hydrophilidae (adulto)	0.98	0.015	0.001	0.001									0.008	0.015			9	
<i>Paracymus sp</i> (adulto)	0.648											0.342	0.016	0.018			2	
<i>Tropisternus sp</i> (adulto)	0.794	0.164		0.083													2	
Dytiscidae																		
Dytiscidae (adulto)					1												1	
Diptera																		
<i>Chironomus sp</i> (larva)	0.754	0.046	0.037	0.023	0.033							0.044	0.014	0.018	0.03		50	
Ceratopogonidae (larva)	0.084			0.084									0.77		0.063		1	
Psychodidae (larva)	0.779	0.052		0.17													1	

ANEXO IV. Tabla con las abreviaturas de los taxa y de los ítems consumidos utilizadas para los gráficos.

Acrónimo	Taxa
Ame	<i>Americabaetis sp</i>
Calli	<i>Callibaetis sp</i>
Ca	<i>Caenis sp</i>
Coe	<i>Coenagrionidae</i>
Ani	Anisoptera
Orth	<i>Orthemis sp</i>
Psy	Psychodidae
Cu	Culicidae
Cer	Ceratopogonidae
Chir	<i>Apedilum elaschistum</i>
Poly	<i>Polypedilum sp</i>
Tani	<i>Tanytarsus sp</i>
Allo	<i>Allocladius sp</i>
Cmus	Chironomus sp
Lab	Labrundinia sp
Stra	Stratiomyidae
Ephy	Ephyridae
Suph	Suphis sp
Suphi	Suphiselus sp
Dyt	Dytiscidae
Desm	Desmopachria sp
Liod	Liodessus sp
Hyd	Hydrophilidae
Par	Paracymus sp
Trop	Tropisternus sp
Eno	Enochrus sp
Hcu	<i>Hyaella curvispina</i>
Cdias	<i>Chaetogaster diastrophus</i>
Dsaw	<i>Dero sawayai</i>
Ddig	<i>Dero digitata</i>
Dpec	<i>Dero pectinata</i>
Dbot	<i>Dero botrytis</i>
DAfur	<i>Dero (Aulophorus) furcata</i>
Allon	<i>Allonais lairdi</i>
Ncom	<i>Nais communis</i>
Nvar	<i>Nais variabilis</i>

Npar	<i>Nais pardalis</i>
Bunid	<i>Bratislavia unidentata</i>
Sapp	<i>Slavinia appendiculata</i>
Siso	<i>Slavinia isochaeta</i>
Sfuss	<i>Stylaria fussularis</i>
Pjenk	<i>Pristina jenkiniae</i>
Paeq	Pristina aequiseta
Pleid	<i>Pristina leidy</i>
Plon	Pristina longidentata
Pacu	<i>Pristina acuminata</i>
Pprob	<i>Pristina proboscidae</i>
Tubinm	Tubificidae inmaduro
Apig	<i>Aulodrilus pigueti</i>
Lhoff	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>
Lude	<i>Limnodrilus udekemianus</i>
Ttub	<i>Tubifex tubifex</i>
Opis	Opistocystidae
Ench	Enchytraeidae
Meg	Megadrilii
Ael	Aelosoma
Bame	<i>Botrioneurum americanum</i>
Pca	<i>Pomacea canaliculata</i>
Biom	<i>Biomphalaria sp</i>
Phy	<i>Physa sp</i>
De	Detritos
Ba	Bacillariophyceae P
Eu	Euglenophyta
Fu	Fungi
Ra	Restos animales
Oli	Oligochaeta
Cr	Crustacea
Co	Copepoda
Os	Ostracoda
Cy	Cyanobacteria
Rv	Restos vegetales
Cl	Clorophyta
Mm	Material mineral
Lna	Larva Nauplii
Ne	Nematoda

ANEXO V. Valores de centralidad (grados de entrada y salida) para los tres sitios estudiados en cada período de muestreo.

Aº Carnaval	Centralidad	
	Grados de salida	Grados de entrada
Noviembre		
2009		
De	0	18
Ba	0	8
Eu	0	1
Fu	0	3
Ra	0	5
Os	0	1
Lna	0	1
Cy	0	3
Rv	0	4
Cl	0	4
Mm	0	10
Ca	3	0
Pca	4	0
Dyt	3	0
Hcu	7	0
Ncom	3	0
Sfuss	2	0
Cdias	5	0
Phy	3	0
Biom	3	0
Coe	6	0
Trop	3	0
Lhoff	2	0
Ddig	2	0
DAfur	4	0
Tubinm	2	0
Ench	2	0
Apig	2	0

Aº Carnaval Marzo 2010	Centralidad	
	Grados de salida	Grados de entrada
De	0	20
Ba	0	9
Eu	0	3
Fu	0	4
Ra	0	1
Oli	0	1
Ne	0	1
Cr	0	1
Cy	0	3
Rv	0	4
Cl	0	3
Mm	0	14
Ci	0	1
DAfur	5	0
Allo	1	0
Bunid	1	0
Ddig	3	0
Dsaw	2	0
Dpec	3	0
Ench	2	0
Lhoff	2	0
Nvar	1	0
Opis	1	0
Pacu	3	0
Pjenk	1	0
Pprob	1	0
Siso	2	0
Pleid	3	0
Sapp	3	0
Npar	6	0
Pca	8	0
Ca	8	0
Coe	9	0

Aº Carnaval	Centralidad	
	Grados de salida	Grados de entrada
Junio 2010		
De	0	7
Ba	0	3
Eu	0	0
Fu	0	1
Ra	0	2
Oli	0	1
Cr	0	1
Ch	0	1
Lna	0	0
Cy	0	0
Rv	0	4
Cl	0	0
Mm	0	2
Apig	1	0
Ddig	3	0
Ncom	1	0
Npar	4	0
Coe	2	0
Orth	3	0
Pca	2	0
Poly	2	0
Tani	4	0

Aº Carnaval Septiembre 2010	Centralidad	
	Grados de salida	Grados de entrada
De	0	13
Ba	0	7
Ra	0	2
Oli	0	1
Cr	0	2
Os	0	1
Ch	0	1
Lna	0	1
Cy	0	1
Rv	0	2
Cl	0	6
Mm	0	10
Apig	2	0
Ench	1	0
Sapp	2	0
Nvar	2	0
Npar	1	0
Cdias	7	0
Hcu	4	0
Ca	2	0
Coe	8	0
Allo	3	0
Biom	5	0
Phy	5	0
Pca	5	0

Aº Carnaval Diciembre 2010	Centralidad	
	Grados de salida	Grados de entrada
De	0	25
Ba	0	15
Eu	0	1
Fu	0	1
Ra	0	5
Oli	0	1
Cr	0	1
Co	0	1
Os	0	1
Cy	0	2
Rv	0	6
Cl	0	13
Mm	0	13
Ael	3	0
Ame	2	0
Hcu	4	0
Apig	3	0
Biom	4	0
Ca	3	0
Cally	4	0
Cdias	3	0
Coe	6	0
Ddig	1	0
Dpec	3	0
Desm	3	0
Eno	2	0
Lhoff	3	0
Npar	3	0
Paeq	3	0
Pca	6	0
Siso	4	0
Sfuss	3	0
Suph	1	0
Trop	3	0
Phy	3	0
Liod	3	0
Dbot	3	0
Nvar	3	0
Aela	1	0
Tani	3	0
Lab	2	0

Aº Rodríguez (sitio 1)		Centralidad	
Noviembre 2009	Grados de salida	Grados de entrada	
De	0	5	
Ba	0	5	
Eu	0	6	
Fu	0	6	
Ra	0	1	
Cy	0	2	
Rv	0	3	
Cl	0	4	
Psy	6	0	
Ephy	6	0	
Cu	7	0	
Cmus	5	0	
Trop	5	0	
Dyt	4	0	

Aº Rodríguez (sitio 1)		Centralidad	
Marzo 10	Grados de salida	Grados de entrada	
De	0	3	
Ba	0	4	
Fu	0	3	
Ra	0	1	
Rv	0	1	
Cl	0	1	
Mm	0	3	
Cmus	6	0	
Dyt	4	0	
Lhoff	3	0	
Lude	3	0	

Aº Rodríguez (sitio 1)		Centralidad	
Junio 2010	Grados de salida	Grados de entrada	
De	0	1	
Ba	0	2	
Lude	2	2	
Cmus	1	1	

Aº Rodríguez (sitio 1)		Centralidad	
Septiembre 2010	Grados de salida	Grados de entrada	
De	0	7	
Ba	0	1	
Mm	0	1	
Psy	1	0	
Ench	2	0	
Ttub	1	0	
Dpec	1	0	
Ddig	1	0	
Bame	1	0	
Cmus	2	0	

Aº Rodríguez (sitio 1)		Centralidad	
Diciembre 2010	Grados de salida	Grados de entrada	
De	0	9	
Ba	0	3	
Eu	0	2	
Ra	0	4	
Cy	0	1	
Rv	0	1	
Cl	0	1	
Mm	0	9	
Cu	3	0	
Desm	3	0	
Dyt	2	0	
Ench	1	0	
Eph	3	0	
Lhoff	2	0	
Plon	2	0	
Psy	2	0	
Stra	1	0	
Suph	2	0	
Suphi	2	0	
Trop	2	0	
Cmus	5	0	

Aº Rodríguez (sitio 2)		Centralidad	
Noviembre 2009	Grados de salida	Grados de entrada	
De	0	4	
Ba	0	4	
Eu	0	3	
Fu	0	2	
Cy	0	1	
Rv	0	1	
Cl	0	3	
Mm	0	3	
Cmus	6	0	
Hcu	6	0	
Hyd	6	0	
Lhoff	3	0	

Aº Rodríguez (sitio2)		Centralidad	
Marzo 10	Grados de salida	Grados de entrada	
De	0	9	
Ba	0	6	
Eu	0	3	
Fu	0	8	
Ra	0	2	
Cy	0	1	
Rv	0	5	
Cl	0	2	
Mm	0	4	
Ani	2	0	
Cer	4	0	
Cmus	7	0	
Trop	3	0	
Meg	2	0	
Lhoff	3	0	
Par	4	0	
Phy	5	0	
Psy	3	0	
Coe	2	0	
Hcu	5	0	

Aº Rodríguez (sitio 2)		Centralidad	
Junio 2010	Grados de salida	Grados de entrada	
De	0	2	
Ba	0	2	
Eu	0	1	
Fu	0	1	
Cy	0	1	
Rv	0	1	
Mm	0	2	
Hcu	3	0	
Cmus	7	0	

Aº Rodríguez (sitio 2)		Centralidad	
Septiembre 2010	Grados de salida	Grados de entrada	
De	0	4	
Ba	0	2	
Mm	0	1	
Lude	1	0	
Lhoff	1	0	
Cmus	2	0	
Hcu	3	0	

Aº Rodríguez (sitio 2)		Centralidad	
Diciembre 2010	Grados de salida	Grados de entrada	
De	0	2	
Ba	0	2	
Eu	0	2	
Fu	0	2	
Cy	0	1	
Ra	0	1	
Rv	0	1	
Cl	0	1	
Mm	0	1	
Dyt	1	0	
Hcu	5	0	
Cmus	7	0	

ANEXO VI. Resultados de los eigen vectores para las variables fisicoquímicas del análisis de PCA

Variables	Factor 1	Factor 2
1 SST	0,9153	0,4027
2 % Orgánico de SST	-0,9999	-0,0125
3 % MO	-0,9994	0,0358
4 pH	0	0
5 Conductividad	-0,9997	-0,0256
6 Turbidez	0,9556	-0,2948
7 OD	0,9774	-0,2113
8 DBO5	-0,9984	0,0567
9 DQO	-0,9619	-0,2733
10 P-PO 4-	-0,9984	0,0567
11 N-NO 3-	-0,4501	0,893
12 N-NO 2-	-0,8363	0,5483
13 N-NH 4+	-0,9913	0,1315



"RELACIONES TRÓFICAS DE LOS PRINCIPALES MACROINVERTEBRADOS EN SISTEMAS LÓTICOS DE LA LLANURA PAMPEANA: SU RELACIÓN CON LA CALIDAD DEL AGUA"

