



Universidad Nacional de Rosario
Facultad de Ciencias Agrarias
Licenciatura en Recursos Naturales

Diversidad de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca baja del arroyo Saladillo

Alumna: Agustina Murgia

Director: Dr. Pablo G. Rimoldi

Co-directora: Dra. Graciela N. Klekailo

Facultad de Ciencias Agrarias

2021

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	3
RESUMEN	4
ABSTRACT	5
INTRODUCCIÓN	6
Modificaciones del paisaje en el sur santafesino	6
Cuencas hidrográficas del sur santafesino	8
Actividades antrópicas y sistemas acuáticos	9
Macroinvertebrados bentónicos	11
Biomonitoreo con macroinvertebrados bentónicos	12
OBJETIVOS	17
Objetivo General	17
Objetivos Específicos	17
HIPÓTESIS Y PREDICCIONES	17
Hipótesis	17
Predicciones	17
MATERIALES Y MÉTODOS	18
Área de estudio	18
Criterio para la selección de estaciones de muestreo	20
Muestreo	20
Procesamiento de las muestras	23
Grupos Funcionales	23
Diversidad	24
Índices de calidad de agua	25
Análisis de datos	27
RESULTADOS	29
Grupos funcionales	36

Diversidad.....	42
DISCUSIÓN	48
CONCLUSIONES.....	57
BIBLIOGRAFÍA	59
ANEXOS	74
Anexo I. Sensibilidad de morfoespecies de macroinvertebrados bentónicos	74
Anexo II: Imágenes a la lupa de macroinvertebrados bentónicos encontrados en los sitios de muestreo	76

AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Ciencias Agrarias y su cuerpo docente, por formarme no sólo como profesional sino también como persona.

A mis directores, Pablo y Gra, por dedicarme su tiempo y estar siempre dispuestos a ayudarme. Por su paciencia infinita y por su alegría, que me ayudaron a disfrutar enormemente esta etapa.

A las evaluadoras de esta tesina, la Doctora Susana Feldman y las Licenciadas María José Molina y Caterina Barisón, por brindarme sus sugerencias que permitieron mejorar la calidad de este trabajo.

A César Massi, por acompañarnos a realizar los muestreos y brindarnos su conocimiento.

A Eugenio Alvarez Arnesi y Patricia Torres, por su colaboración con los análisis estadísticos e informáticos.

A mi familia, por ser siempre alegre sostén y por alentarme a seguir mis sueños. A mis abuelos, por su cariño incondicional.

A Lisandro, por acompañarme y estar siempre a mi lado.

A todas aquellas personas que, de una forma u otra, ayudaron a que esto sea posible.

¡Gracias!

RESUMEN

Las actividades antrópicas afectan a los sistemas lóticos de diversas maneras, ya sea por el vertido de contaminantes o por el cambio de uso de suelo. La cuenca baja del arroyo Saladillo atraviesa el sur de la provincia de Santa Fe y está inmersa en dos matrices diferentes: agropecuaria y urbana. Con el fin de caracterizar el ensamble de macroinvertebrados bentónicos presentes, en 6 sitios se recolectaron muestras de bentos, se caracterizó el ambiente abiótico y se calcularon los índices de diversidad y de calidad de agua. Los organismos fueron clasificados dentro de los grupos funcionales alimenticios. Se recolectaron 43.608 individuos, distribuidos en 11 clases, 17 órdenes y 33 morfoespecies. La morfoespecie Chydoridae fue la más abundante, seguida de Chironomidae, Nematoda, Naididae y Daphniidae, que estuvieron presentes en todos los sitios de muestreo y son especies tolerantes a la contaminación. En relación a los grupos funcionales, los colectores-recolectores fueron los más abundantes, seguidos de los generalistas y los filtradores-colectores. Los raspadores, fragmentadores y predadores presentaron abundancias muy bajas. La conductividad y el pH afectan la abundancia total. Los parámetros fisicoquímicos afectan diferencialmente a la abundancia de cada grupo funcional, con excepción de los raspadores, a los que ningún parámetro ambiental afectó. Los índices de diversidad mostraron un recambio alto de especies entre sitios, por lo cual se trata de un sistema muy heterogéneo. Las diferencias en el ensamble de los macroinvertebrados bentónicos en la cuenca baja del arroyo Saladillo pueden deberse al uso del suelo de la matriz en que está inmerso. Los resultados de esta tesina aportan al conocimiento de ensambles de macroinvertebrados bentónicos en sistemas lóticos pampeanos en la provincia de Santa Fe, ya que hasta el momento no hay estudios que los describan.

Palabras clave: macroinvertebrados bentónicos, ensambles de artrópodos, grupos funcionales alimenticios, arroyos pampeanos, diversidad

ABSTRACT

Lotic systems are affected by anthropic activities in several ways, either by the discharge of pollutants or by changes in land use. The lower basin of the arroyo Saladillo crosses the south of the province of Santa Fe and is immersed in two different arrays: agricultural and urban. In order to characterize the present benthic macroinvertebrate assemblage, benthic samples were collected at 6 sites and the abiotic environment was characterized. Diversity and water quality indexes were calculated. The organisms were classified within functional feeding groups. 43.608 individuals were collected, classified in 11 classes, 17 orders and 33 morphospecies. The Chydoridae morphospecie was the most abundant, followed by Chironomidae, Nematoda, Naididae and Daphniidae. These species were found in all sampling sites and are pollution tolerant species. According to functional feeding groups, gathering-collectors were the most abundant, followed by generalists and filtering-collectors. Scrapers, shredders, and predators have low abundances. Total abundance was affected by conductivity and pH. The abundance of each functional group was differentially affected by the physical-chemical parameters, with the exception of the scrapers that were not affected by any environmental parameter. The diversity indexes showed a high turnover of species between sites, indicating that it is a very heterogeneous system. The differences in the assembly of benthic macroinvertebrates in the lower basin of arroyo Saladillo may be due to the use of soil in the matrix in which it is immersed. The results of this thesis contribute to the knowledge of benthic macroinvertebrate assemblages in Pampean lotic systems in the Santa Fe province, since so far there are no studies that describe them.

Key words: Benthic macroinvertebrates, arthropod assemblage, functional feeding groups, Pampean streams, diversity

INTRODUCCIÓN

Modificaciones del paisaje en el sur santafesino

La provincia de Santa Fe se encuentra ubicada en la región biogeográfica Neotropical. Esta región se divide en dos dominios y cuatro provincias biogeográficas: Dominio Amazónico (Provincia Paranaense) y Dominio Chaqueño (Provincias Chaqueña, del Espinal y Pampeana) (Cabrera, 1994). El sur santafesino se ubica en la provincia biogeográfica Pampeana. El tipo de vegetación dominante es la estepa gramínea, alternada con praderas gramíneas, estepas sammófilas, estepas halófilas, pajonales, juncales y matorrales (Cabrera, 1994). El sudeste santafesino presentaba comunidades donde se observa la presencia abundante de flechillares de *Stipa* (*S. hialina*, *S. neesiana* y *S. papposa*). Estas especies son acompañadas por diversas herbáceas como *S. brachychaeta*, *Bothriochloa laguroides*, *Paspalum dilatatum*, *Sporolobus indicus* y *Carex bonariensis*. Los flechillares constituyen las comunidades más complejas de la región, ya que están ubicadas sobre los suelos más desarrollados y poseen una alta diversidad. También hay comunidades donde no se observan ejemplares de *Stipa* y la especie dominante es *Sporolobus indicus*, acompañada de varias especies de halófitas. Este conjunto es considerado una comunidad de transición entre los flechillares y las comunidades halófilas (Lewis et al., 1984).

Los pastizales naturales son biomas que contribuyen a la sostenibilidad biofísica del ambiente en que se encuentran. Los servicios ecosistémicos de los pastizales, son todos aquellos beneficios (incluyendo productos, recursos y ambiente) provistos por la biodiversidad y por la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas, y sirven para satisfacer las necesidades de supervivencia y bienestar humano. Además de fibra, alimentos, energía y otros productos con un valor económico directo, los pastizales colaboran en el control de la erosión, regulación del clima y actúan como reservorio genético, aspecto que cobra gran importancia en función de la pérdida de biodiversidad que sufren estos ecosistemas (Sala y Paruelo, 1997; Zhao et al., 2020). Además, contribuyen al secuestro de carbono, que, aunque menor que en los bosques, es importante en virtud de la extensión de pastizales a nivel mundial, y a la provisión de agua dulce al mantener la integridad de las cuencas que los atraviesan (Zhao et al., 2020). Dentro de los servicios culturales que brindan los pastizales, se pueden mencionar el avistaje de aves y el ecoturismo (Zhao et al., 2020).

La vegetación propia de la zona se ha visto en gran medida reemplazada por especies exóticas (Biasatti et al., 2016; Modernel et al., 2016). Cuanto mayor sea la modificación de la cobertura vegetal original, menor es la capacidad de cumplir sus funciones ecológicas. Esta transformación modifica la biomasa, los intercambios de materia y energía y la abundancia de especies e individuos. Si bien estas modificaciones permitieron que el sistema brinde nuevos servicios ecosistémicos (i.e. alimentos a partir de la agricultura y la ganadería) (Rositano et al., 2012), se alteró la capacidad del ecosistema de brindar otros, como la regulación de los ciclos climáticos e hidrológicos (Márquez, 2000). Hoy en día, se estima que más del 80% los pastizales del Río de la Plata fueron reemplazados por una matriz de pasturas implantadas para ganadería y por cultivos anuales (Barberis et al., 2011, Modernel et al., 2016).

El sector sur de la provincia de Santa Fe posee condiciones climáticas favorables y suelos con gran aptitud para la producción agrícola, particularmente cultivos de trigo, maíz, soja, girasol y pasturas de calidad (Biasatti et al., 2016). Se puede afirmar, por consiguiente, que la principal actividad económica está basada en la producción agropecuaria, lo que permitió el desarrollo de la actividad industrial (INDEC, 2019; Gobierno de Santa Fe, 2020).

Las comunidades humanas que habitaban la región pampeana en tiempos pre-coloniales se dedicaban a la caza, la pesca y la recolección, no eran pueblos cultivadores (Biasatti et al., 2016). La llegada de los europeos comenzó a cambiar las formas de uso de la tierra (Viglizzo et al., 1992). La ocupación de las tierras pampeanas que se dio por grupos de inmigrantes significó un crecimiento económico para la región. Muchos de estos inmigrantes eran europeos, y comenzaron a trabajar la tierra usando herramientas y tecnologías propias de sus lugares de origen como el arado de reja y vertedera, aunque después comenzaron a desarrollar nuevas herramientas y tecnologías. Los principales cultivos de la época fueron trigo, cebada, alfalfa, que son especies exóticas (Biasatti et al., 2016). La ganadería, y las diversas labores agrícolas fueron moldeando la vegetación natural, favoreciendo también la diseminación de especies exóticas que, desde un punto de vista agronómico, se consideraron malezas: cardos (*Cardus* sp., *Cirsium vulgare*), sorgo de Alepo (*Sorghum halepense*) y gramón (*Cynodon dactylon*) entre otras (Modernel et al., 2016).

Hacia fines del siglo XX, la introducción del cultivo de soja y las innovaciones en tecnología agrícola (maquinaria, fitosanitarios, semillas, fertilizantes) permitieron un

uso más intensivo del suelo, incrementando el área asignada a cultivos anuales. Esto generó cambios significativos en la organización del paisaje (Díaz Röner, 2005).

El sur de Santa Fe se constituyó como el epicentro de la agricultura en el país, junto con el norte de Buenos Aires y el sureste de Córdoba. El cambio de uso de suelo que se dio en la región pampeana fue de la mano del reemplazo de los pastizales nativos por áreas de cultivos (Manuel-Navarrete et al., 2005; Montico y Di Leo, 2007). Aunque en menor medida, la ganadería intensiva y extensiva que se practica en la región también implicó un cambio de uso de suelo dado por el reemplazo de pastizales nativos por pasturas (Modernel et al., 2016). Esto incluye el uso de insumos externos (fertilizantes, pesticidas y alimento para ganado) y prácticas de manejo asociadas al pastoreo (Modernel et al., 2016).

Entre los efectos causados por estos impactos podemos mencionar la pérdida de biodiversidad (Altesor et al., 2005; Isacch et al., 2005; Codesido et al., 2011; Medan et al., 2011; Loydi, 2012), la pérdida de protección del suelo (Barral y Maceira, 2012), la alteración en el ciclado de nutrientes (Sala y Paruelo, 1997; Díaz-Zorita et al., 2002; Garibaldi et al., 2007) y contaminación directa y difusa de cursos de agua por el uso de agroquímicos (Solis, 2016; Solis et al., 2016; Marrochi, 2018; Arias, 2019).

Cuencas hidrográficas del sur santafesino

La provincia cuenta con varios cuerpos de agua superficiales, de tipo léntico y lótico. Los cuerpos de agua lénticos son aquellos que no presentan corriente. Sin embargo, el agua no está inmóvil: circula horizontal y verticalmente como resultado del viento y de los cambios de temperatura (Lewis, 1995). Estas cuencas se concentran hacia el sur-oeste de la provincia y suelen ser de aguas salobres. Entre ellas podemos mencionar las Cuencas de la laguna Melincué, La Picasa, etc. y muchas otras cuencas menores (Biasatti et al., 2016).

Los sistemas lóticos son aquellos cursos de agua que presentan corriente. En nuestra provincia son vías de escurrimiento superficiales típicas de llanura, y en muchos tramos tiene carácter meandroso. En ocasiones están asociadas a cuerpos lénticos y discurren principalmente en sentido oeste-este, desembocando en el río Paraná. Las principales cuencas hidrográficas son la Cuenca del río Carcarañá, la del arroyo San Lorenzo, la del arroyo Ludueña, la del arroyo Saladillo, la del arroyo Seco y la cuenca del arroyo Sauce-Pavón. Muchos de estos cuerpos de agua se

encuentran actualmente modificados por actividades antrópicas, como canalizaciones y rectificaciones de cursos (O'Farrel, 1992; Biasatti et al., 2016).

La Cuenca del arroyo Saladillo se desarrolla enteramente en territorio provincial. Su curso principal, el arroyo Saladillo, nace en el área nor-noreste de Venado Tuerto y al oeste de Firmat, conocida como Bajo de los Leones y posee una dirección OSO (oeste – sudoeste) a ENE (este – noreste), desembocando en el río Paraná (Biasatti et al., 2016). En este cauce confluyen otros cursos secundarios, entre los que podemos mencionar el arroyo La Candelaria, el Canal Sanford-Arequito, el arroyo Pueblo Álvarez, el arroyo La Adela- La Esperanza y el Canal Bombal, conformando una red de drenaje de 308 km (Cicccone et al., 2016; Collins et al., 2016).

La superficie que corresponde a esta cuenca se encuentra fuertemente intervenida por actividades antrópicas, por lo que gran parte de la cobertura vegetal original ha sido completamente removida, y algunos sectores hídricos como cañadas y lagunas actualmente se encuentran drenados o canalizados (Cicccone et al., 2016). Dentro de una matriz dominada por cultivos, principalmente de soja, el arroyo Saladillo aporta una discontinuidad topográfica y junto con sus tributarios proporciona un conjunto de espacios que albergan comunidades nativas remanentes. En el tramo final del curso, cerca de la desembocadura en el Paraná, ingresa en el ejido urbano del departamento Rosario, constituyendo una línea de frontera interjurisdiccional entre los municipios de Rosario y Villa Gobernador Gálvez (Biasatti et al., 2016). Antes de la desembocadura, bordea a la Reserva Natural de Villa Gobernador Gálvez.

Actividades antrópicas y sistemas acuáticos

Los ríos son sistemas dinámicos que poseen redes de drenaje con diversos cauces. Se caracterizan por un alto grado de heterogeneidad ambiental, debido en gran parte a diversas interacciones y transiciones entre geomorfología, clima, flujo de agua y los sistemas ribereños (Villanueva y Zapata, 2016). Un río saludable provee numerosos beneficios, entre los que se cuentan la posibilidad de extraer recursos y realizar actividades de recreación (Pavé y Marchese, 2005; Medupin, 2020).

Las actividades antrópicas dependen del uso del agua para su desarrollo, y la contaminación de los recursos hídricos es un problema para todos los seres vivos (Crettaz-Minaglia et al., 2014). Las distintas realidades histórico-sociales y de crecimiento económico son a menudo el origen de situaciones de conflicto, ya que

se dificulta encontrar el balance entre el desarrollo económico de una región y la conservación del medio ambiente para asegurar su preservación a futuro (Acosta et al., 2009).

Al concentrarse la población en ciudades se intensificó el uso de los ecosistemas fluviales cercanos a las mismas como fuente de recursos y vía de eliminación de desechos, lo que generó una mayor cantidad de residuos y la introducción de nuevas sustancias contaminantes (Alonso y Camargo, 2005). Las actividades antrópicas como la agricultura, la ganadería, la industria y la urbanización pueden modificar las características físicas, químicas y biológicas de los cursos de agua y sus riberas (Seeboonruang, 2012).

Los ríos y arroyos que atraviesan ejidos urbanos son sistemas susceptibles de poseer alto grado de contaminación, ya que reciben los desagües cloacales e industriales que aportan una alta carga de materia orgánica y nutrientes (Pavé y Marchese, 2005). También se ven afectados por la degradación o eliminación del ecosistema que lo rodea, por la rectificación y canalización de cursos, por las actividades mineras, la regulación de cauces y la presencia de contaminantes de origen orgánico e inorgánico que persisten en el agua (Alonso y Camargo, 2005).

Las alteraciones causadas por las actividades antrópicas impactan de manera negativa en las comunidades existentes, produciendo pérdida de biodiversidad e integridad ecológica, disminución de la resiliencia y simplificación del sistema. Además, disminuye la calidad del recurso hídrico, muchas veces imposibilitando su consumo (Yépez Rosado et al., 2017).

La aplicación masiva de agroquímicos constituye un riesgo para ecosistemas no blanco, como son los cursos de agua que atraviesan zonas agrícolas (Solis, 2016). Estos contaminantes pueden llegar a los cursos de agua por diferentes vías: de manera accidental; de forma directa cuando se utilizan herbicidas para eliminar la vegetación de los canales de drenaje o borde de los arroyos; por deriva, transportados por el viento en pulverizaciones cercanas a arroyos o por aplicaciones aéreas; o por escorrentía superficial, producida por la lluvia luego de aplicaciones a los cultivos (Arias, 2019). Esta última es una de las principales fuentes de contaminación en los cuerpos de agua superficiales, ya que produce pulsos de toxicidad que afectan la fauna residente (Jergentz et al., 2005; Mugni et al., 2011).

La presencia de estos compuestos en la región pampeana se ha documentado en varias investigaciones. Marino y Ronco (2005) detectaron cipermetrina y clorpirifós en cursos de agua que atraviesan la provincia de Buenos Aires. Jergentz

et al. (2005) y Mugni et al. (2011) detectaron clorpirifós, cipermetrina y endosulfán (insecticidas usados comúnmente en Argentina) en el agua, en los sólidos suspendidos y en el lecho de arroyos que atravesaban parcelas de soja en la región pampeana. Aparicio et al. (2013), De Gerónimo et al. (2014) y Lupi et al., (2015) detectaron la presencia de glifosato y su producto de degradación AMPA (ácido amino-metil-fosfónico) en aguas superficiales y en el lecho de cuencas agrícolas de la provincia de Buenos Aires. Ronco et al. (2016) detectaron la presencia de glifosato y AMPA en agua y sedimentos de los principales tributarios del río Paraná, incluyendo el arroyo Saladillo. En ese curso se encontraron las mayores concentraciones de glifosato, AMPA, sulfuros y cobre.

Los organismos presentan un amplio espectro de respuestas ante los agroquímicos, lo que sugiere que la exposición a estos compuestos podría determinar cambios en la composición de especies dentro de un ensamble determinado (Azrina et al., 2006). Diversos estudios realizados en la región pampeana demostraron que la presencia de pesticidas disminuye la abundancia total y la riqueza específica de las comunidades acuáticas. Además, modifica la composición y la estructura del ensamble de macroinvertebrados bentónicos a través de la pérdida de organismos sensibles y el aumento de la abundancia de grupos tolerantes (Liess y Von der Ohe, 2005; Castillo et al., 2006; Liess et al., 2008; Egler et al., 2012; Solis et al., 2016; Solis et al., 2018; Arias, 2019; Solis et al., 2019).

Debido al intenso deterioro que sufren los sistemas acuáticos es necesaria la implementación de acciones que permitan determinar la intensidad del daño causado, para actuar en consecuencia (Crettaz-Minaglia et al., 2014). Para monitorear los sistemas acuáticos se pueden implementar métodos físico-químicos y biológicos.

Los métodos biológicos están basados en el uso de indicadores biológicos o bioindicadores. Un bioindicador es un organismo vivo que permite cuantificar y calificar el nivel de contaminación que hay en un sistema acuático, basándose en su sensibilidad a distintas sustancias tóxicas (Sánchez-Vélez y García-Núñez, 1999).

Macroinvertebrados bentónicos

Dentro de las comunidades que viven en los ríos podemos mencionar a las de macroinvertebrados bentónicos. Estos son todos los invertebrados que habitan, al menos en una etapa de su vida, en el bentos o fondo de los sistemas acuáticos (Segnini, 2003). Su tamaño es mayor a 0,5 mm y algunos son visibles al ojo

humano. Comprenden a artrópodos, moluscos, oligoquetos, sanguijuelas y planarias (Palma, 2013).

Estas comunidades son muy importantes en la dinámica de los ecosistemas acuáticos, ya que constituyen una fuente primaria de biomasa animal e intervienen en la transferencia de energía desde los recursos basales hacia los consumidores superiores en la cadena trófica (Pérez-Munguía et al., 2007; Ladrera et al., 2013).

La composición de una comunidad biológica refleja en cierta medida características del ambiente, que funciona como filtro que permite o restringe la presencia de determinadas especies (Mittelbach y Schemske, 2015). Esto significa que las comunidades propias de un ecosistema evidencian no sólo las condiciones ambientales actuales, sino aquellas que se han desarrollado en un pasado reciente. Hay organismos que son sensibles a perturbaciones, por lo que pueden desaparecer si se excede cierto umbral. Por el contrario, hay organismos que prosperan ante ciertas alteraciones (Cairns y McCormick, 1992). Por eso, a través del análisis de la diversidad de las comunidades es posible conocer los cambios generados en los sistemas acuáticos, muchos de ellos originados por actividades antrópicas (Prat y Munné, 2014).

Biomonitoreo con macroinvertebrados bentónicos

El biomonitoreo pretende determinar el estado de un ecosistema usando un enfoque integral, siendo los organismos que lo habitan los principales indicadores de su salud (Prat y Munné, 2014). Analizar, entonces, la diversidad de las comunidades acuáticas puede servir no sólo para caracterizar la biodiversidad de un sistema sino también para monitorear cambios en los cursos de agua.

Generalmente no se evalúa la condición de toda la comunidad biótica, sino de algunas asociaciones de organismos. Para sistemas acuáticos, los más implementados son el plancton, las algas, los peces y los invertebrados, dentro de los que destacan los macroinvertebrados bentónicos (Segnini, 2003).

Las ventajas de usar los macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores son:

- La estructura de su comunidad es un reflejo de las condiciones ambientales del cuerpo de agua, ya que poseen distintos niveles de tolerancia ante la presencia de contaminantes (Segnini, 2003; Pérez-Munguía et al., 2007).

- Son buenos indicadores de las condiciones localizadas, ya que son abundantes y relativamente sedentarios. Son sensibles a sustancias contaminantes presentes tanto en el agua como en los sedimentos (Gamboa et al., 2008; Segnini, 2003; Pérez-Munguía et al., 2007).
- Viven y se alimentan en o sobre los sedimentos donde tienden a acumularse los contaminantes, los cuales se incorporan a la cadena trófica a través de ellos (Segnini, 2003; Pérez-Munguía et al., 2007).
- Tienen ciclos de vida relativamente cortos comparados con otros organismos, y pueden reflejar cambios ambientales con mayor rapidez (Segnini, 2003; Gamboa et al., 2008).
- Son fáciles de coleccionar, no es necesario un gran equipo de personas y se requiere de poco equipamiento. Si se realiza adecuadamente, la colecta de organismos tiene un impacto muy bajo en la biota residente (Segnini, 2003; Gamboa et al., 2008; Pérez-Munguía et al., 2007).
- Son relativamente fáciles de identificar hasta nivel taxonómico de orden o familia, por lo que no es necesario personal altamente capacitado para la tarea de identificación (Pérez-Munguía et al., 2007).

Hay muchas formas en las que los macroinvertebrados bentónicos se pueden utilizar como bioindicadores. Una de ellas es analizando la diversidad de las comunidades que forman. La abundancia y el número de especies presentes en una comunidad reaccionan en un amplio espectro de respuesta ante situaciones de estrés ambiental (Pavé y Marchese, 2005). La identificación de los cambios en la diversidad, ya sea en número de taxa presente, en la distribución de abundancia o en la dominancia de estos taxa, puede ser un indicador de la existencia de procesos empobrecedores del ambiente (Rodrigues Capítulo y Gómez, 2018), ya que las características de la estructura de la comunidad son el resultado de diversos factores ambientales que influyen en ella (Rodrigues Capítulo et al., 2001).

Diversos estudios hallaron una relación directa entre la disminución del número de taxa presentes en una comunidad y el deterioro de la calidad ambiental (Miserendino, 1995; Rodrigues Capítulo, 1999; Figueroa et al., 2003; Pavé y Marchese, 2005; Pérez-Munguía et al., 2007; Prat et al., 2009; Valverde et al., 2009; Solís, 2016; Solís et al., 2016; Marrochi, 2018; Patang et al., 2018; Arias, 2019; Medupin, 2020). Este deterioro puede darse por diversos motivos: falta de oxígeno disponible en el agua, incremento de la turbidez, alteración del sustrato o una combinación de varios factores (Miserendino, 1995, Pavé y Marchese, 2005).

Otro aspecto importante dentro de la estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos son las relaciones tróficas, ya que son determinantes en muchos aspectos de la biología de estos organismos, como los ciclos de vida, la elección del hábitat y su comportamiento. A su vez, también influyen en procesos ecológicos como la circulación de nutrientes (Chará-Serna et al., 2010). De este modo, conocer la organización trófica del ensamble de macroinvertebrados bentónicos es una herramienta que proporciona información acerca de los recursos alimentarios que prevalecen y permite observar la respuesta de los grupos de organismos frente a distintas variables (Príncipe et al., 2010).

La asignación de grupos funcionales alimenticios (GFA) a los distintos taxa de invertebrados bentónicos se basa en una correlación directa entre las categorías de recursos alimenticios presentes en el ecosistema y las adaptaciones que presentan las poblaciones para hacer uso de forma eficiente de un recurso determinado. A medida que la disponibilidad de los recursos alimentarios básicos cambia a través del espacio o del tiempo (influenciados por el tamaño del curso, la sombra que recibe, el sustrato o sustancias alóctonas como los contaminantes), se observa un cambio consecuente en la abundancia relativa de los grupos tróficos de invertebrados (Bonada et al., 2006; Príncipe et al., 2010; Merritt et al., 2017).

El sistema de clasificación en grupos funcionales se basa en la categorización de los taxa acorde a sus diferencias morfológicas y comportamentales usadas para la adquisición de alimento (Bonada et al., 2006; Príncipe et al., 2010; Merritt et al., 2017).

Los recursos alimentarios básicos que utilizan los invertebrados bentónicos en sistemas lóticos pueden clasificarse según Príncipe et al., 2010 y Merritt et al., 2017 en:

- Materia orgánica particulada gruesa (MOPG): partículas con diámetro mayor a 1 mm. Proviene principalmente de vegetación ribereña (hojas, ramas, raíces).
- Materia orgánica particulada fina (MOPF): partículas de diámetro entre 0,5-1mm. Proviene de material vivo o detrítico no adherido, incluyendo la materia orgánica disuelta floculada y partículas originadas a partir de reducciones físicas y biológicas de MOPG.
- Perifiton: Algas adheridas y material asociado que crece en diversas superficies.

- Presas: todos aquellos invertebrados capturados por depredadores, principalmente especies pequeñas y en estadios tempranos del desarrollo.

En base al uso que hagan de estos recursos, hay 6 categorías de grupos funcionales de alimentación: fragmentadores (SH, del inglés *shredders*), colectores-filtradores (FC, del inglés *filtering collectors*) colectores-recolectores (GC, del inglés *gathering collectors*), raspadores (SC, del inglés *scrapers*), predadores (P, del inglés *predators*) y generalistas (G, del inglés *generalists*)

Los fragmentadores son aquellos invertebrados que se alimentan de restos vegetales en descomposición, procedentes principalmente de la vegetación ribereña (hojas, ramas, raíces). Este grupo reduce la materia orgánica a partículas más finas (inferiores de 1mm de diámetro), dejándolas disponibles para otro grupo trófico: los colectores. Estos se alimentan de pequeñas partículas orgánicas en suspensión (colectores-filtradores) o depositadas en el fondo (colectores-recolectores). Los colectores presentan adaptaciones morfológicas específicas que les permiten capturar su alimento (Alonso y Camargo, 2005; Merritt et al., 2017).

El perifiton es otro recurso trófico y está formado principalmente por algas microscópicas autótrofas, hongos y bacterias. Los raspadores se alimentan de este recurso, utilizando estructuras que les permiten arrancarlo (Alonso y Camargo, 2005).

Los predadores se alimentan de animales vivos, y sus presas más frecuentes son otros invertebrados o pequeños renacuajos. Hay diversos mecanismos de depredación, pudiendo cazar al acecho o por búsqueda activa (Alonso y Camargo, 2005).

Por su parte, los generalistas consumen una gran variedad de ítems y presentan diversos mecanismos para su adquisición (Merritt et al., 2017).

El enfoque trófico brinda una perspectiva adicional que, al combinarse con otros atributos de las comunidades, ayudan a garantizar una mejor comprensión acerca del ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos presentes en los cuerpos de agua (Ambrosio, 2014; López Van Oosterom, 2014).

A diferencia de lo que ocurre en lagunas del sur provincial (Zuliani, 2018) y en arroyos y ríos de otras zonas de la región pampeana (López Van Oosterom, 2014; Solis, 2016; Solis et al., 2016; Marrochi, 2018; Arias, 2019), no existen datos acerca de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en sistemas lóticos en la región.

Este trabajo pretende caracterizar las comunidades de invertebrados bentónicos presentes en la cuenca baja del arroyo Saladillo y analizar la variación de las mismas en ambientes acuáticos sometidos a diferentes tipos de presión antrópica.

OBJETIVOS

Objetivo General

Caracterizar el ensamble de macroinvertebrados bentónicos presente en la cuenca baja del arroyo Saladillo.

Objetivos Específicos

1. Caracterizar y comparar las comunidades de invertebrados bentónicos en ambientes con distintos grados de presión antrópica: urbano y agrícola.
2. Identificar taxa bioindicadores de calidad de agua en las comunidades analizadas.
3. Correlacionar los grupos funcionales alimentarios con parámetros fisicoquímicos.

HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

Hipótesis

El grado de antropización del ambiente ribereño determina cambios en la diversidad de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos que habitan el arroyo.

Predicciones

1. La riqueza de macroinvertebrados bentónicos variará en función de las características del ambiente ribereño, siendo mayor en ambientes agrícolas y menor en ambientes urbanos.
2. En ambientes más antropizados la equitatividad será menor, con mayor prevalencia de Oligochaeta y Chironomidae.
3. En ambientes menos antropizados, la comunidad de macroinvertebrados bentónicos relevada incluirá taxa como Trichoptera y Ephemeroptera, bioindicadores de buena calidad de agua.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La provincia de Santa Fe se ubica en la región centro-este de la República Argentina. Abarca una superficie de 132.638 km² siendo una extensa llanura con una leve pendiente en sentido noroeste-sureste que desemboca en el mar a través del Río de la Plata, en el cual desemboca el río Paraná (Biasatti et al., 2016).

Posee un relieve plano, con una oscilación de 10 a 150 m sobre el nivel del mar (Biasatti et al., 2016). El clima de la provincia tiene dos gradientes principales: térmico, de norte a sur, e hídrico, de este a oeste. Según el régimen térmico puede definirse como templado sin estación fría en el sur, y templado y cálido en el norte. Acorde al régimen hídrico, varía de húmedo a subhúmedo siguiendo el gradiente de este a oeste (Lewis y Collantes, 1974).

El área de estudio se ubica al sur de la provincia de Santa Fe. La cuenca del Arroyo Saladillo tiene una extensión aproximada de 3144 km² y ocupa parte de los departamentos de Rosario, San Lorenzo, Caseros, Constitución y General López (Collins et al., 2016).

Se pueden observar tres zonas principales en la cuenca del Arroyo Saladillo: dos zonas ensanchadas, en la cabecera donde se encuentra la naciente (cuenca alta) y en la parte media donde se encuentran la mayoría de sus afluentes (cuenca media). El tramo inferior se caracteriza por un pronunciado estrechamiento, hasta llegar a la desembocadura con el río Paraná (cuenca baja) (Ciccone et al., 2016) (Figura 1).

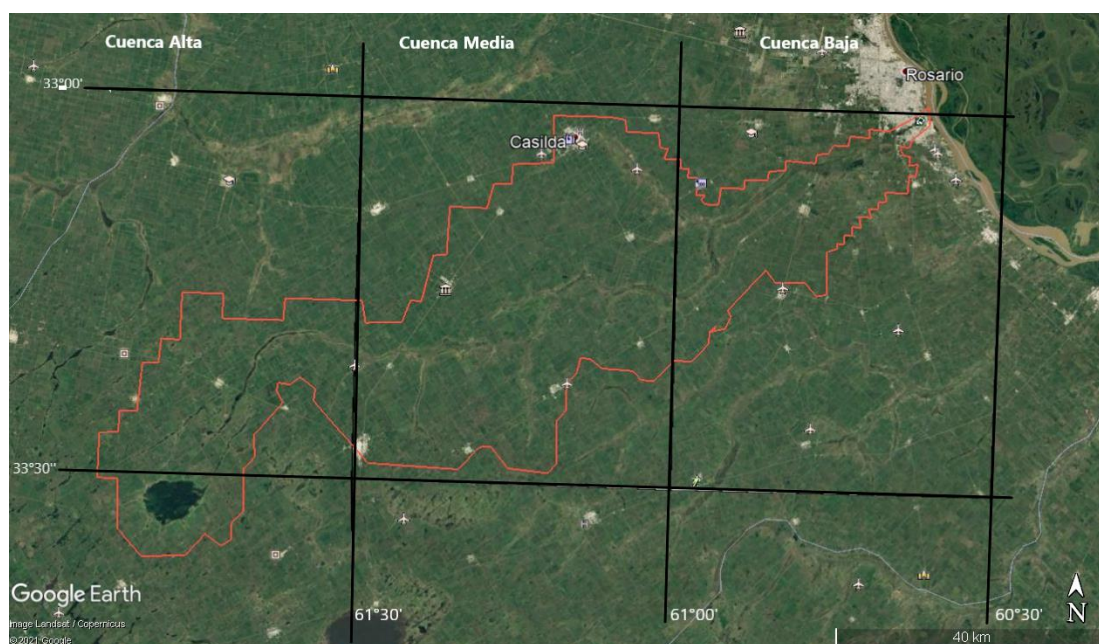


Figura 1. Cuenca del arroyo Saladillo. Elaborada a partir de una imagen de Google Earth

Según lo expuesto por Ciccone et al. (2016), acorde a los datos del Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas realizado en el año 2010, el 34% de los santafesinos viven dentro del área comprendida por la cuenca del Arroyo Saladillo. Esto se debe principalmente a que numerosos asentamientos urbanos se encuentran ubicados en esta área: las localidades de Bigand, Casilda, Chabás, Sanford, Firmat, Bombal, Coronel Arnold, Fuentes, Álvarez, Arminda, Piñero, Villa Gobernador Gálvez y Rosario.

En los departamentos ubicados en la cuenca, la principal actividad socio-económica es agroindustrial. El sector agropecuario se caracteriza principalmente por la producción de oleaginosas, y en menor medida se desarrolla ganadería vacuna. El sector industrial comprende actividades relacionadas a la metalmecánica, la industria láctea, frigorífica y petroquímica como las más representativas, ubicadas en los cordones industriales de la zona (Ciccone et al., 2016).

La cuenca del Arroyo Saladillo, en el marco de un sistema complejo afectado por intensa actividad antrópica, está afectada por diversas problemáticas ambientales como el volcado de efluentes y residuos de origen industrial y doméstico, la existencia de sitios valiosos abandonados y la ausencia de espacios públicos organizados. Además, el riesgo latente de desmoronamiento de su barranca afecta a los asentamientos humanos (muchas veces en condiciones precarias) y las actividades existentes en las proximidades del cauce (Ciccone et al., 2016; Jacob, 2020).

Se pueden identificar dos fuentes principales de contaminación que afectan a las aguas de la cuenca: inorgánica u orgánica. Los contaminantes inorgánicos se originan por la falta de tratamiento de los efluentes que provienen del área industrial, de la industria agropecuaria y de los asentamientos urbanos. Esto provoca escurrimientos polucionantes que se incorporan a los distintos cursos del sistema hídrico y, en última instancia, al cauce principal. Esta situación se agrava a medida que el curso atraviesa la zona más densamente poblada (en las cercanías de la desembocadura). A su vez, la contaminación de origen orgánico proviene principalmente de la industria frigorífica y de numerosas conexiones cloacales clandestinas (Ciccone et al., 2016; Jacob, 2020).

En el año 2015 se creó la “Reserva Hídrica Natural Arroyo Saladillo” (Decreto N° 2143), incorporando este curso al “Sistema Provincial de Áreas Naturales Protegidas” establecido por Ley N° 12.175. Acorde a la Ley, las Reservas Hídricas Naturales son “áreas que poseen cuencas de captación o reservorios hídricos,

insertos en ambientes silvestres, que califique su especial significación ecológica y turística”. La Reserva Hídrica Natural Arroyo Saladillo abarca una franja de cien metros a cada lado del curso en toda su trayectoria, incluyendo sus tributarios (Biasatti et al., 2016). El objetivo de esta categoría de protección es conservar las mejores condiciones de las características naturales más importantes de estas áreas.

Criterio para la selección de estaciones de muestreo

Se consideró que los sitios fuesen de acceso público y que estén ubicados dentro de dos matrices principales observadas en la cuenca: agropecuaria y urbana. Los muestreos se realizaron el mismo día para evitar variaciones drásticas en las condiciones ambientales.

Muestreo

En el mes de septiembre de 2020 se determinaron 6 sitios de muestro dentro de la cuenca baja del arroyo Saladillo. Los sitios 1, 2 y 3 se ubicaron dentro de la matriz urbana del departamento de Rosario, y los sitios 4, 5 y 6 estuvieron dentro de una matriz agrícola (Tabla 1, Figura 2).

Para determinar el tipo de matriz de cada sitio se analizó mediante imágenes satelitales un radio de 5km. Si dentro del radio ingresaban al menos dos zonas urbanas, la matriz se definió como urbana, de lo contrario era agrícola.

Tabla 1. Coordenadas y matriz correspondientes a cada sitio de muestreo

Sitio	Coordenada	Matriz
1	33° 0' 15,56" S 60° 37' 21,04" O	urbana
2	33° 0' 48,81" S 60° 38' 4,73" O	urbana
3	33° 4' 7,21" S 60° 46' 23,92" O	urbana
4	33° 8' 22,68" S 60° 54' 48,09" O	agrícola
5	33° 11' 36,65" S 60° 56' 42,68" O	agrícola
6	33° 14' 29,7" S 61° 4' 42,96" O	agrícola

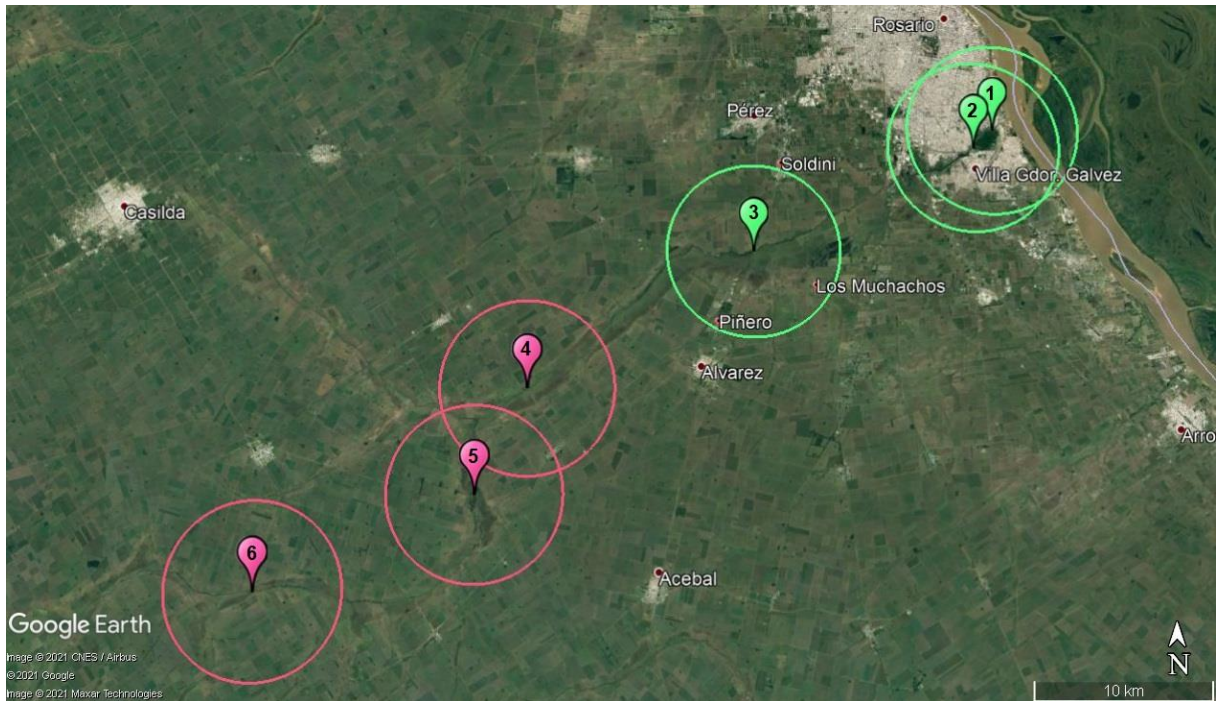


Figura 2. Ubicación de los sitios de muestreo dentro de la cuenca baja del Arroyo Saladillo. Los sitios 1, 2 y 3 (marcados en verde) pertenecen a la matriz urbana, y los sitios 4, 5 y 6 (marcados en rosa) están ubicados en la matriz agrícola. Alrededor de cada sitio se observa el radio de 5 km. Imagen obtenida de Google Earth

Cada sitio fue fotografiado (Figura 3) y se registraron las características del hábitat que rodeaba al curso de agua para identificar la presencia de posibles micro-hábitats dentro del mismo sitio. Se utilizó una red de mano de 300 μm de apertura de malla (Darrigran et al., 2007) para colectar las muestras de bentos. Para cada sitio se tomaron dos réplicas.



Figura 3. Imágenes de los sitios de muestreo. **A)** Sitio 1. **B)** Sitio 2. **C)** Sitio 3. **D)** Sitio 4. **E)** Sitio 5. **F)** Sitio 6

El muestreo se realizó removiendo el sustrato seleccionado para que los sedimentos queden en suspensión (Figura 4). La red se ubicó en contra de la corriente y se realizaron movimientos oscilatorios de izquierda a derecha, de forma que el material removido fuese capturado (Alba-Tecedor et al., 2005; Darrigran et al., 2007). Se colectó un volumen total de 3 L de bentos. Las muestras fueron fijadas *in situ* con formol al 10% y rotuladas con el número de sitio.

Se utilizó una sonda multiparamétrica (Lutron YK 2001) para caracterizar el ambiente abiótico. Para cada estación de muestreo se tomó registro de los siguientes parámetros físico-químicos: conductividad eléctrica (mS/cm), pH y sólidos disueltos (TSD; ppm).



Figura 4. Colecta de muestras con red manual. **C)** Medición *in situ* de parámetros físico-químicos

Procesamiento de las muestras

En el laboratorio, las muestras se lavaron con un tamiz de 250 μm de apertura de malla para retirar el formol y los sedimentos, y fueron teñidas con rosa de bengala (Lamas y Rimoldi, 2019) para facilitar la posterior separación de los organismos.

Los organismos fueron separados y contabilizados manualmente con ayuda de lupa estereoscópica (Arcano ST302L) y se conservaron en alcohol al 70%. Se identificaron hasta el menor nivel taxonómico posible (morfoespecie) utilizando claves y bibliografía específica (Darrigran y Lagreca, 2005; Domínguez y Fernández, 2009; Fernández y Domínguez, 2001; Holzenthal et al., 2007; Menjivar Rosa, 2010; Palma, 2013). Se contabilizaron sólo organismos enteros.

Grupos Funcionales

Los invertebrados hallados en los diferentes sitios fueron asignados a su correspondiente grupo funcional, mencionados en la Introducción: fragmentadores (SH, del inglés *shredders*), colectores-filtradores (FC, del inglés *filtering collectors*) colectores-recolectores (GC, del inglés *gathering collectors*), raspadores (SC, del inglés *scrapers*), predadores (P, del inglés *predators*) y generalistas (G, del inglés

generalists) (Barbour et al., 1999; Cummins et al., 2005, Casset, 2013; Príncipe et al. 2010; López Van Oosterom, 2014).

Diversidad

Para cada sitio de muestreo se calculó la Abundancia Total (N): número total de individuos colectado en ese punto de muestreo; la Abundancia (n): número de individuos por cada taxón colectado; y la Abundancia Relativa (%): proporción de cada taxón en relación al total de taxa colectados en cada sitio (Guiracocha, 2000; Machado et al., 2018). Se determinó la riqueza de especies (S), entendida como el número total de taxa encontrados por cada estación de muestreo (Moreno, 2001).

Para evaluar el esfuerzo de muestreo se realizó una curva de acumulación de especies observadas y estimadas (rarefacción) para el total de sitios utilizando el programa EstimateS 9.1.0. (Colwell, 2019).

Para estimar la dominancia se utilizó el índice de Simpson (λ), que manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean del mismo taxa (Magurran, 1988).

$$\lambda = \sum p_i^2$$

donde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i (número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra).

Para estimar la diversidad se utilizaron los índices de Shannon-Weaver y de Pielou. El índice de Shannon- Weaver (H') expresa la uniformidad de la importancia a través de todas las especies de la muestra (Moreno, 2001). Adquiere valores entre 0, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están igualmente representadas (Magurran, 1988).

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

El índice de Pielou (J') mide la proporción de la diversidad observada con relación a la diversidad máxima esperada. Su valor varía de 0 a 1, siendo 1 situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988).

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

El grado de similitud se estimó utilizando el índice de Jaccard (I_j), que expresa el grado en el que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas (Moreno, 2001). Este índice presenta un intervalo de valores posibles que varía de 0, cuando no hay especies compartidas entre ambos puntos, hasta 1, cuando dos puntos tienen igual composición de especies.

$$I_j = \frac{c}{a+b-c}$$

donde:

a = número de especies presentes en el sitio A

b = número de especies presentes en el sitio B

c = número de especies presentes en los sitios A y B

Se estimó el índice de Whittaker:

$$\beta = \frac{\gamma}{\alpha - 1}$$

donde:

γ = número de especies registradas en el conjunto de muestras

α = número promedio de especies en las muestras

Un valor bajo se traduce en una región que presenta uniformidad a lo largo de la misma, mientras que valores altos implican que, al atravesar dicha región, esta cambia constantemente presentando una mínima uniformidad y máxima incertidumbre.

Índices de calidad de agua

Para evaluar la calidad de agua se utilizaron el Índice de Macroinvertebrados para Ríos Pampeanos (IMRP) y la clasificación propuesta por Wilhm y Dorris (1968).

El IMRP (INCYTH-CTUAA-ILPLA, 1995) otorga un valor de sensibilidad ecológica (V_x) a cada uno de los diferentes taxa observados en los sitios en estudios. Este valor es inversamente proporcional al grado de tolerancia a la contaminación y varía

desde 0,1 (grupos muy tolerantes) hasta 1,8 (grupos más sensibles) (Tabla 2). Estos valores fueron clasificados en seis clases de calidad (Tabla 3), acorde a Rodrigues Capítulo (1999) y Rodrigues Capítulo et al. (2004).

$$IMRP = \sum_{sp}^n Vx$$

Tabla 2. Valores de tolerancia (Vx) empleados en el cálculo de IMRP (Rodrigues Capítulo, 1999; Rodrigues Capítulo et al. 2004)

Taxa	Vx	Taxa	Vx
Nematoda	0,1	Empididae	0,2
Naididae	0,2	Ephydriidae	0,2
Glossiphoniidae	0,5	Simuliidae	0,2
<i>Hydra</i> sp.	1	Corixidae	0,8
Chydoridae	0,6	Curculionidae	0,4
Daphniidae	0,6	Noteridae	0,35
<i>Aegla</i> sp.	1,5	Baetidae	1
<i>Hyalella</i> sp.	0,9	Caenidae	1
Cyprididae	0,4	Lestidae	1,2
Ascidae	0,3	<i>Physa</i> sp.	0,5
<i>Hydroptila</i> sp.	2	Planorbidae	0,5
Hydrophilidae	0,3	<i>Potamolitus</i> sp.	0,5
Ceratopogonidae	0,4	<i>Corbicula</i> sp.	0,6
Chironomidae	0,3	<i>Musculium</i> sp.	0,5
Culicidae	0,3	<i>Heleobia</i> sp.	0,6

Tabla 3. Escala de valores del IMRP (Rodrigues Capítulo, 1999; Rodrigues Capítulo et al., 2004)

IMRP	Grado de contaminación	Color asignado
0-1	Contaminación muy fuerte	Negro
1,1 – 2,5	Contaminación fuerte	Rojo
2,6 – 3,9	Contaminación moderada	Amarillo
4 – 7,9	Contaminación débil	Verde
8 – 12	Contaminación escasa	Azul
12,1 - 20	Contaminación muy leve a nula	Blanco

El criterio de Wilhm y Dorris relaciona los valores obtenidos a partir del índice de Shannon-Weaver con categorías de calidad de agua (Tabla 4).

Tabla 4. Categorías de calidad de agua según los valores del índice de Shannon-Weaver (Wilhm y Dorris, 1968)

Valor de H'	Calidad de agua
>3	Agua limpia
2 – 3	Aguas ligeramente contaminadas
1 – 2	Aguas medianamente contaminadas
<1	Contaminación severa

Con el fin de evaluar la predominancia de organismos sensibles, tolerantes y muy tolerantes en los sitios analizados se clasificó a cada morfoespecie en dichas categorías. Se consideraron los valores de sensibilidad ecológica (Vx) propuestos por Rodrigues Capítulo (1999) y se utilizó bibliografía específica (Hilsenhoff, 1987; Barbour et al., 1999; Ocon et al., 2008; Ambrosio, 2014) (Anexo I).

Análisis de datos

Los datos fueron evaluados con el programa estadístico R (R Core Team, 2020), según el protocolo para la exploración de datos propuesto por Zuur et al. (2010). La normalidad y homogeneidad de la varianza se evaluó mediante un análisis de residuales (función *resid* del paquete *stats*) (R Core Team, 2020), y luego se graficaron con la función *qqPlot* del paquete *car* (Fox y Weisberg, 2011). Además, se

comparó la distribución de los residuales y de los valores encontrados (función *plot* del paquete *graphics*) (R Core Team, 2020). La distribución de cada una de las variables medidas se evaluó con las funciones *descdist*, *plotdist* y *fitdist* del paquete *fitdistrplus* (Delignette-Muller y Dutang, 2015) y la función *plot* del paquete *graphics* (R Core Team, 2020).

Los índices de diversidad se calcularon con el paquete *vegan* del programa estadístico R (R Core Team, 2020).

Con el paquete estadístico PC-ORD (McCune y Mefford, 2011) se realizó un Análisis de Componentes Principales, para examinar las variaciones en la composición específica de los sitios. Se utilizó una matriz con los valores de abundancia de cada morfoespecie en cada uno de los sitios. Se utilizó una matriz de correlación dado que las variables presentaban diferentes unidades (Legendre y Legendre, 1998). Con el mismo programa se evaluó la asociación entre las variables ambientales y la composición específica.

Para evaluar el efecto de los factores ambientales (TSD, Conductividad y pH) sobre la abundancia total de macroinvertebrados bentónicos y sobre la abundancia de macroinvertebrados de cada grupo funcional, se usaron modelos lineales generalizados mixtos dado que los datos de las variables medidas no se ajustaron a una distribución de error normal, con distribución del error binomial negativa y función de ligamiento log (función *glm.nb*, del paquete MASS) (R Core Team, 2020). Los sitios fueron considerados factores aleatorios. Los modelos con y sin interacciones se compararon mediante un test Chi cuadrado y mediante el Criterio de Información de Akaike para seleccionar el modelo que mejor se ajustaba a los datos. En los resultados se muestran únicamente los modelos que se seleccionaron (R Core Team, 2020).

RESULTADOS

Los valores de los parámetros físicos y químicos se muestran en la Tabla 5.

El valor más alto de conductividad eléctrica se registró en el sitio 6 (12,583) y el más bajo en el sitio 1 (8,417), disminuyendo desde el inicio de la cuenca baja hasta su desembocadura en el río Paraná. El pH presentó valores variables, con un máximo de 9,12 en el sitio 2 y un mínimo de 8,44 en el sitio 1. Los sólidos disueltos variaron de 1196 ppm a 6490 ppm. Los valores más bajos se obtuvieron en los sitios 6 y 5, y los más altos en los sitios 4 y 3.

Tabla 5. Parámetros físicos y químicos del agua registrados en cada sitio de muestreo

Sitio	Conductividad (mS/cm)	pH	TSD (ppm)
1	8,417	8,44	5680
2	8,897	9,12	5970
3	9,31	8,68	6330
4	9,58	8,82	6490
5	11,593	8,54	2000
6	12,583	8,75	1196

En la cuenca baja del arroyo Saladillo se recolectaron 43.608 individuos (Figura 5) distribuidos en 11 clases, 17 órdenes y 33 morfoespecies. La abundancia y la riqueza por sitio de muestreo pueden observarse en la Figura 5 y Tabla 6. El sitio 4 presentó la mayor abundancia (17.121 individuos) y un total de 18 morfoespecies. El sitio 3 presentó la mayor riqueza (23 morfoespecies) y un total de 10.764 individuos. El sitio que menor abundancia presentó fue el 2 (1330 individuos). Las morfoespecies se asignaron a los 6 grupos funcionales (Tabla 7).

Tabla 6. Abundancia y riqueza (S) por sitio de muestreo

Sitio	Abundancia	S
1	4944	17
2	1330	14
3	10764	23
4	17121	18
5	2825	13
6	6624	13

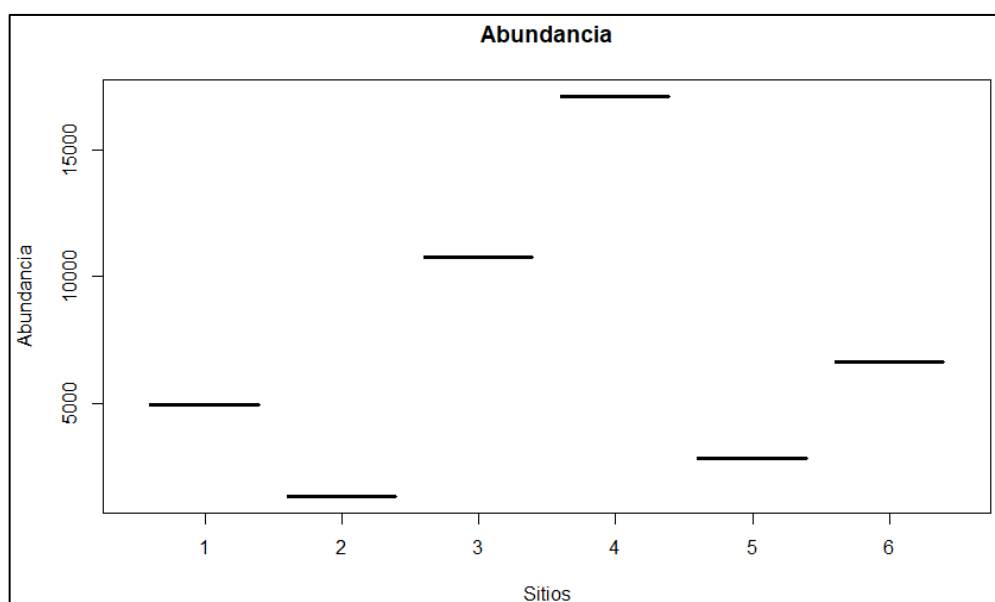


Figura 5. Abundancia total en cada sitio de muestreo

La curva de acumulación de morfoespecies puede visualizarse en la Figura 6. Se puede observar que, si bien en los muestreos de esta tesina no se alcanzó la asíntota, el esfuerzo de muestreo fue adecuado.

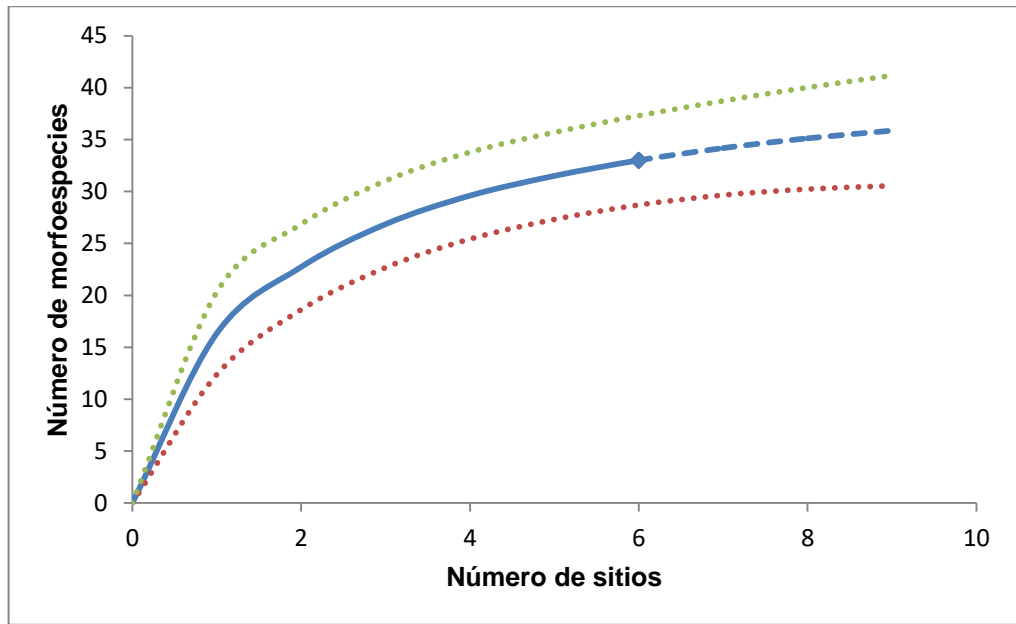


Figura 6. Curva de acumulación de morfoespecies. Las líneas punteadas superior e inferior representan los intervalos de confianza

Los animales no insectos recolectados fueron adultos y juveniles, ya que ambas etapas son acuáticas y no poseen etapas de vida terrestre activas. Por el contrario, la mayoría de los insectos recolectados fueron en etapas de vida juveniles, ya que esos órdenes (Diptera, Trichoptera, Ephemeroptera, Odonata) desarrollan sus primeros estadios en ambientes acuáticos, y los adultos alados son terrestres/aéreos.

La morfoespecie Chydoridae fue la más representada (24,33%), seguida de Chironomidae (19,503%), Nematoda (16,596%), Naididae (16,155%) y Daphniidae (7,538%), que estuvieron presentes en todos los sitios de muestreo (Tabla 8; Anexo II).

Tabla 7. Morfoespecies y grupos funcionales encontrados en la cuenca baja del arroyo Saladillo. Generalistas (G), predadores (P), colectores-recolectores (GC), colectores-filtradores (FC), fragmentadores (SH) y raspadores (SC)

Clase	Orden	Familia	Morfoespecie	Grupo funcional
Nematoda	-	-	Nematoda	G
Clitellata	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	Glossiphoniidae	P
Oligochaeta	Haplotaxida	Naididae	Naididae	GC
Hydrozoa	Hydreyueduoida	Hydridae	<i>Hydra</i> sp.	P
Branchiopoda	Cladocera	Chydoridae	Chydoridae	FC
Branchiopoda	Cladocera	Daphniidae	Daphniidae	FC
Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae	<i>Hyalella</i> sp.	GC
Malacostraca	Decapoda	Aeglidae	<i>Aegla</i> sp.	SH
Ostracoda	Podocopida	Cyprididae	Cyprididae	GC
Arachnidae	Mesostigmata	Ascidae	Ascidae	P
Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i> sp.	SC
Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	<i>Dasyhelea</i> sp.	P
Insecta	Diptera	Chironomidae	Chironomidae	GC
Insecta	Diptera	Culicidae	<i>Culex</i> sp.	FC
Insecta	Diptera	Empididae	Empididae	P
Insecta	Diptera	Ephydriidae	Ephydriidae	G
Insecta	Diptera	Dolichopodidae	Dolichopodidae	P
Insecta	Diptera	Muscidae	Muscidae	P

Clase	Orden	Familia	Morfoespecie	Grupo funcional
Insecta	Diptera	Simuliidae	Simuliidae	FC
Insecta	Diptera	Thaumaleidae	Thaumaleidae	SC
Insecta	Hemiptera	Corixidae	<i>Sigara</i> sp.	SC
Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	Baetidae	SC
Insecta	Ephemeroptera	Caenidae	Caenidae	GC
Insecta	Odonata	Lestidae	Lestidae	P
Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	Hydrophilidae	P
Insecta	Coleoptera	Curculionidae	Curculionidae	SH
Insecta	Coleoptera	Noteridae	Noteridae	P
Bivalvia	Veneroida	Sphaeriidae	<i>Musculium</i> sp.	FC
Bivalvia	Veneroida	Corbiculidae	<i>Corbicula</i> sp.	FC
Gastropoda	Caenogastropoda	Cochliopidae	<i>Heleobia</i> sp.	SC
Gastropoda	-	Physidae	<i>Physa</i> sp.	SC
Gastropoda	Littorinomorpha	Hydrobiidae	<i>Potamolitus</i> sp.	SC
Gastropoda	-	Planorbidae	Planorbidae	SC

Tabla 8. Abundancia y frecuencia de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca baja del arroyo Saladillo. Se indica para cada morfoespecie la abundancia total, la frecuencia, la cantidad de sitios en los que estuvo y el rango de abundancias en cada uno

Orden	Morfoespecie	Abundancia	Frecuencia	Cantidad de	Rango
		Total	(%)	sitios	
-	Nematoda	7237	16,596	6	131 - 5126
Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	4	0,009	3	0 - 2
Haplotaxida	Naididae	7045	16,155	6	150 - 4920
Hydreyueduoida	<i>Hydra</i> sp.	178	0,408	3	0 - 155
Cladocera	Chydoridae	10610	24,33	6	11 - 6313
Cladocera	Daphniidae	3287	7,538	6	13 - 2410
Amphipoda	<i>Hyalella</i> sp.	2294	5,261	4	0 - 1455
Decapoda	<i>Aegla</i> sp.	18	0,041	3	0 - 15
Podocopida	Cyprididae	1075	2,465	6	47 - 559
Mesostigmata	Ascidae	3	0,007	3	0 - 1
Trichoptera	<i>Hydroptila</i> sp.	46	0,105	3	0 - 42
Diptera	<i>Dasyhelea</i> sp.	3	0,007	1	0 - 3
Diptera	Chironomidae	8505	19,503	6	17 - 4410
Diptera	<i>Culex</i> sp.	129	0,296	3	0 - 116
Diptera	Empididae	1	0,002	1	0 - 1
Diptera	Ephydriidae	2	0,005	2	0 - 1
Diptera	Dolichopodidae	7	0,016	3	0 - 5

Orden	Morfoespecie	Abundancia	Frecuencia	Cantidad de	Rango
		Total	(%)	sitios	
Diptera	Muscidae	14	0,032	2	0 - 13
Diptera	Simuliidae	1	0,002	1	0 - 1
Diptera	Thaumaleidae	97	0,222	1	0 - 97
Hemiptera	<i>Sigara</i> sp.	82	0,188	5	0 - 75
Ephemeroptera	Baetidae	266	0,61	3	0 - 212
Ephemeroptera	Caenidae	17	0,039	2	0 - 11
Odonata	Lestidae	2	0,005	2	0 - 1
Coleoptera	Hydrophilidae	3	0,007	1	0 - 3
Coleoptera	Curculionidae	1	0,002	1	0 - 1
Coleoptera	Noteridae	3	0,007	1	0 - 3
Veneroida	<i>Musculium</i> sp.	3	0,007	1	0 - 3
Veneroida	<i>Corbicula</i> sp.	166	0,381	2	0 - 152
Caenogastropoda	<i>Heleobia</i> sp.	2118	4,857	5	0 - 1039
-	<i>Physa</i> sp.	2	0,005	1	0 - 2
Littorinomorpha	<i>Potamolitus</i> sp.	384	0,881	2	0 - 383
-	Planorbidae	5	0,011	3	0 - 3

En el sitio 1 se registraron 4944 individuos distribuidos en 17 morfoespecies (Tabla 9). Daphniidae fue la más abundante, representando el 48,75% de la muestra, seguida por Hyalellidae (29,43%) y Chydoridae (6,15%). Fue el único sitio donde se registraron las morfoespecies Thaumaleidae, Curculionidae y Noteridae.

En el sitio 2 se registró la menor abundancia: 1330 individuos divididos en 14 morfoespecies (Tabla 9). Las más abundantes fueron Hyalellidae (42,11%), Nematoda (20,23%) y Naididae (11,28%). Fue el único sitio donde se registró la morfoespecie *Physa* sp.

En el sitio 3 se registraron 10.764 individuos y 23 morfoespecies, siendo el sitio de mayor riqueza (Tabla 9). La morfoespecie predominante fue Chironomidae (34,64%), seguida de Chydoridae (32,42%) y Naididae (10,42%). Fue el único sitio donde se registraron las morfoespecies Hydrophilidae, Empididae, *Dasyhelea* sp., y *Musculium* sp.

En el sitio 4 se registraron 17.121 individuos, siendo el sitio con mayor abundancia, distribuidos en 18 morfoespecies (Tabla 9). Las más abundantes fueron Chydoridae (36,87%), Naididae (28,74%) y Chironomidae (25,76%).

El sitio 5 presentó un total de 2825 individuos y 13 morfoespecies (Tabla 9). *Heleobia* sp. fue la más abundante (36,78%), seguida de Nematoda (24,99%) y Naididae (13,63%).

En el sitio 6 se registraron 6624 individuos y 13 morfoespecies (Tabla 9). Nematoda fue la más abundante (77,39%), seguida de *Heleobia* sp. (11,85%) y Chydoridae (4,62%). Fue el único sitio donde se registró la morfoespecie Simuliidae.

Grupos funcionales

Los colectores-recolectores y los generalistas fueron los grupos funcionales más abundantes, mientras que los predadores fueron el grupo con menos cantidad de individuos en todos los sitios (Figura 7).

Tabla 9. Abundancia y frecuencia de macroinvertebrados bentónicos en cada sitio de muestreo. Se indica para cada morfoespecie la abundancia (Ab) y la frecuencia (Frec)

Morfoespecie	Ab 1	Frec 1	Ab 2	Frec 2	Ab 3	Frec 3	Ab 4	Frec 4	Ab 5	Frec 5	Ab 6	Frec 6
Nematoda	131	2,65	269	20,23	628	5,83	377	2,2	706	24,99	5126	77,39
Glossiphoniidae	2	0,04	1	0,08	1	0,01	0	-	0	-	0	-
Naididae	252	5,1	150	11,28	1122	10,42	4920	28,74	385	13,63	216	3,26
<i>Hydra</i> sp.	0	-	3	0,22	20	0,19	155	0,91	0	-	0	-
Chydoridae	319	6,45	11	0,83	3490	32,42	6313	36,86	171	6,05	306	4,62
Daphniidae	2410	48,75	13	0,97	549	5,1	176	1,03	74	2,62	65	0,97
<i>Hyalella</i> sp.	1455	29,43	560	42,11	154	1,43	125	0,73	0	-	0	-
<i>Aegla</i> sp.	0	-	0	-	0	-	2	0,01	15	0,52	1	0,02
Cyprididae	47	0,95	85	6,39	161	1,5	559	3,26	139	4,92	84	1,26
Ascidae	0	-	0	-	1	0,01	1	0,01	1	0,04	0	-
<i>Hydroptila</i> sp.	3	0,06	1	0,08	42	0,39	0	-	0	-	0	-
<i>Dasyhelea</i> sp.	0	-	0	-	3	0,03	0	-	0	-	0	-
Chironomidae	89	1,8	121	9,1	3729	34,64	4410	25,76	139	4,92	17	0,26
<i>Culex</i> sp.	116	2,35	5	0,37	0	-	8	0,05	0	-	0	-
Empididae	0	-	0	-	1	0,01	0	-	0	-	0	-
Ephydridae	0	-	0	-	1	0,01	1	0,01	0	-	0	-
Dolichopodidae	1	0,02	0	-	0	-	1	0,01	0	-	5	0,08
Muscidae	13	0,26	1	0,07	0	-	0	-	0	-	0	-

Morfoespecie	Ab 1	Frec 1	Ab 2	Frec 2	Ab 3	Frec 3	Ab 4	Frec 4	Ab 5	Frec 5	Ab 6	Frec 6
Simuliidae	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	1	0,02
Thaumaleidae	97	1,96	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
<i>Sigara</i> sp.	1	0,02	0	-	75	0,7	3	0,02	2	0,07	1	0,02
Baetidae	4	0,08	0	-	212	1,97	50	0,28	0	-	0	-
Caenidae	0	-	0	-	6	0,06	11	0,06	0	-	0	-
Lestidae	0	-	0	-	1	0,01	1	0,01	0	-	0	-
Hydrophilidae	0	-	0	-	3	0,03	0	-	0	-	0	-
Curculionidae	1	0,02	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
Noteridae	3	0,06	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
<i>Musculium</i> sp.	0	-	0	-	3	0,03	0	-	0	-	0	-
<i>Corbicula</i> sp.	0	-	0	-	0	-	0	-	152	5,38	14	0,21
<i>Heleobia</i> sp.	0	-	108	8,12	178	1,64	8	0,05	1039	36,78	785	11,84
<i>Physa</i> sp.	0	-	2	0,15	0	-	0	-	0	-	0	-
<i>Potamolitus</i> sp.	0	-	0	-	383	3,56	0	-	1	0,04	0	-
Planorbidae	0	-	0	-	1	0,01	0	-	1	0,04	3	0,05
Total	4944		1330		10764		17121		2825		6624	

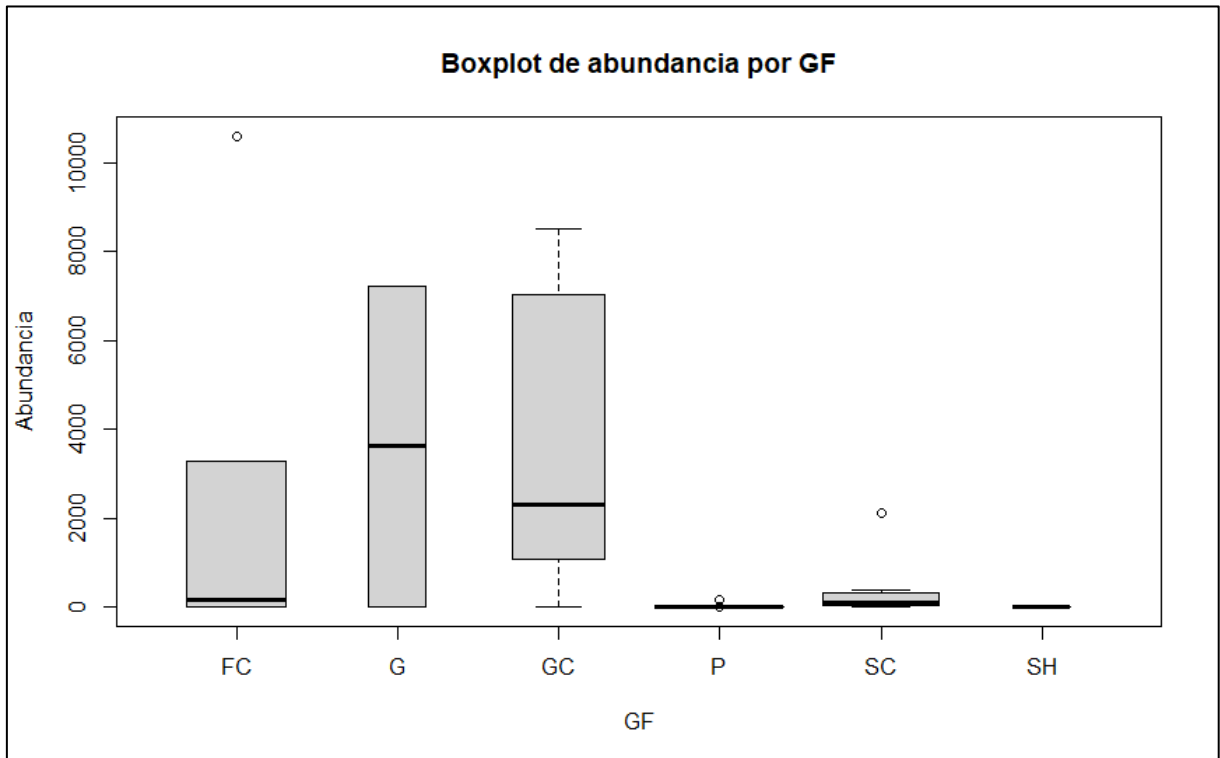


Figura 7. Abundancia de los grupos funcionales (GF) en la cuenca baja del arroyo Saladillo. Colectores-filtradores (FC), generalistas (G), colectores-recolectores (GC), predadores (P), raspadores (SC), fragmentadores (SH)

Los colectores-recolectores fueron el grupo funcional más abundante en los sitios 2, 3 y 4; y el segundo grupo en importancia en los sitios 1 y 5. Los filtradores fueron el grupo predominante en el sitio 1. A su vez, fueron el segundo grupo más abundante en los sitios 3 y 4. Los generalistas fueron el grupo más abundante en el sitio 6. Los predadores fueron un grupo funcional que presentó escasa abundancia. El sitio 4 fue el que presentó mayor cantidad de predadores (0,93%). Los fragmentadores fueron el grupo funcional menos abundante, llegando a estar ausentes en los sitios 2 y 3. Los raspadores tuvieron abundancias menores al 12% en todos los sitios, con excepción del sitio 5 donde fueron el grupo más abundante (Figura 8).

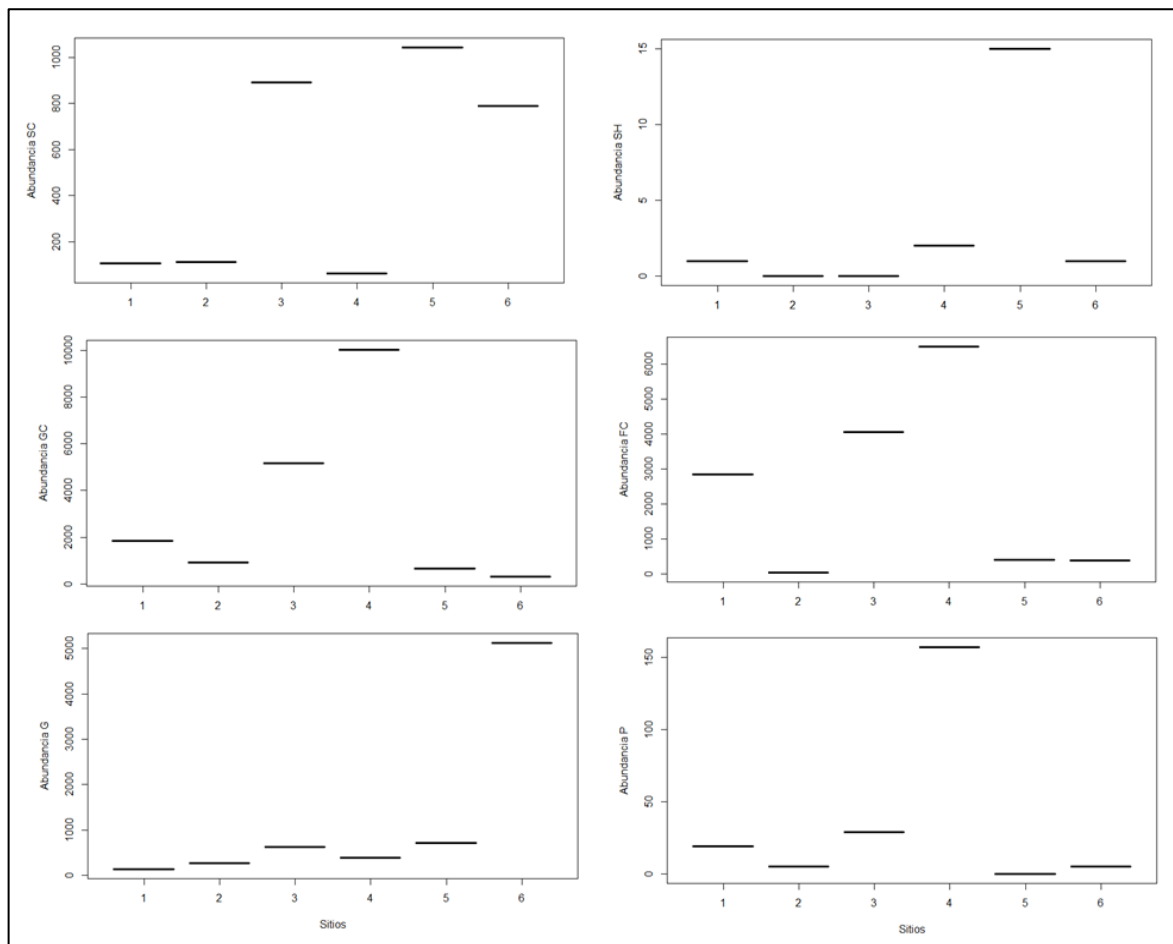


Figura 8. Abundancia de los grupos funcionales en cada sitio de muestreo. Raspadores (SC), fragmentadores (SH), colectores-recolectores (GC), filtradores-colectores (FC), generalistas (G) y predadores (P)

En el análisis de componentes principales de las variables ambientales, los dos primeros ejes explicaron el 64 % de la variación total (Figura 9). En el primer eje ($P=0,02$) se separaron los sitios 3 y 4, que presentan una gran riqueza, del sitio 2, caracterizado por la morfoespecie *Physa* sp. y del sitio 1, caracterizado por las morfoespecies Noteridae, Curculionidae, Muscidae, *Culex* sp., Thaumaleidae, *Hyaella* sp., Daphniidae y Glossiphoniidae.. El eje 2 ($P>0,05$) de la figura estuvo positivamente asociado con la Conductividad y negativamente asociado con el TSD (Figura 9).

El eje 2 permite diferenciar a los sitios 5 y 6, caracterizados por las morfoespecies *Heleobia* sp., Planorbiidae, Nematoda, Simuliidae, *Corbicula* sp., Dolichopodidae y *Aegla* sp. del sitio 1.

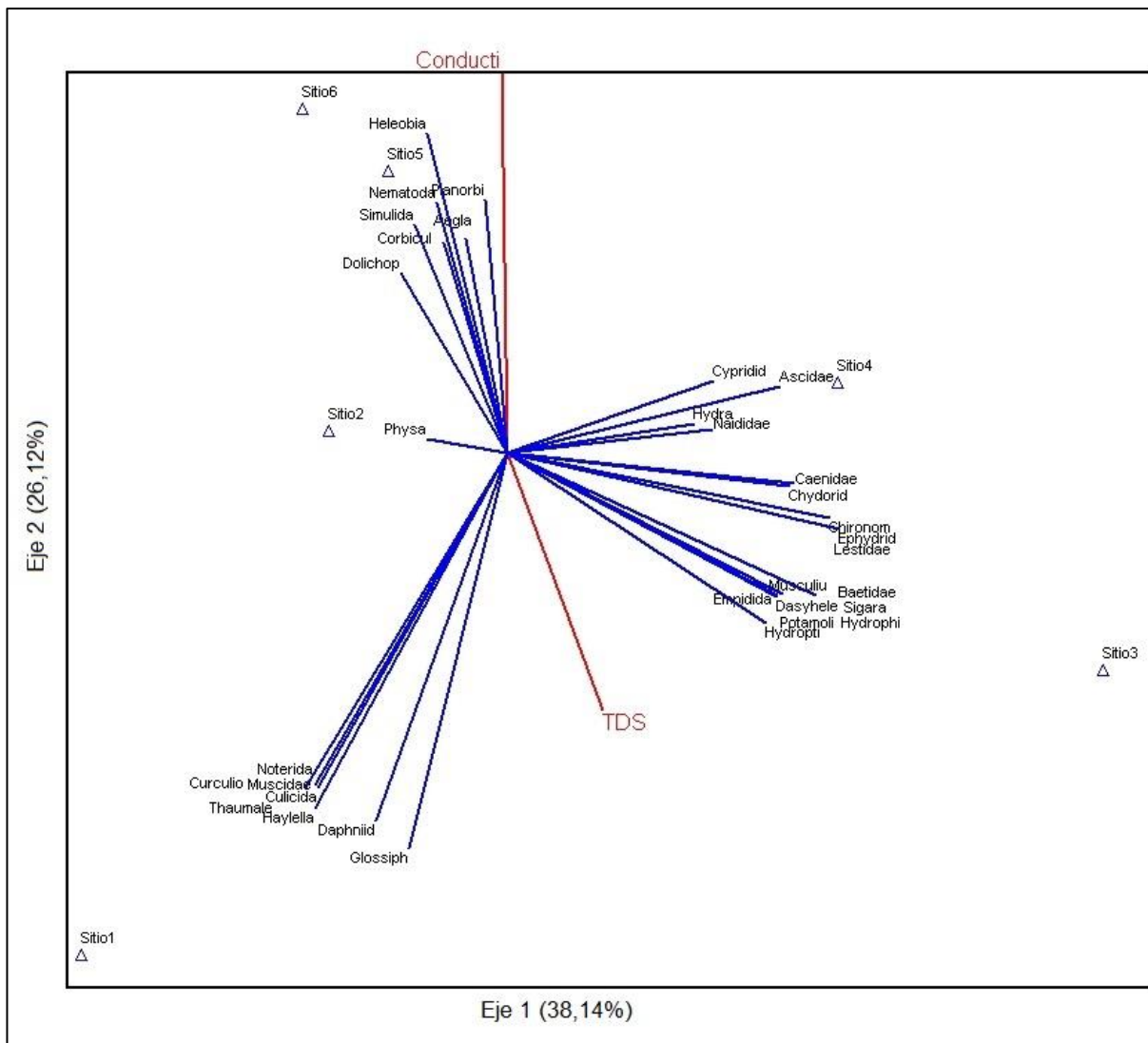


Figura 9. Biplot del análisis de componentes principales de las variables ambientales. Las morfoespecies están representadas por líneas azules, las variables ambientales por líneas rojas y los sitios por triángulos. Código de las variables ambientales: TDS= Total de sólidos disueltos, Conducti= Conductividad

Diversidad

El índice de diversidad de Simpson presentó poca variación en todos los sitios salvo en el sitio 6 (Tabla 10). Los valores mínimos y máximos se dieron entre los puntos 5 y 6 respectivamente, donde en el primero se registró un valor de 0,228 y en el segundo 0,616.

El índice de Pielou también presentó su máxima variación en los sitios 5 y 6, pero de manera inversa: el sitio 6 presentó el menor valor (0,33) y el 5 el mayor (0,681) (Tabla 10).

El sitio de muestreo que presentó mayor valor del índice de Shannon-Weaver fue el 3 (1,757), seguido de los sitios 5 (1,746) y 2 (1,677) (Tabla 10). El sitio 6 fue el que menor valor presentó (0,847).

El mayor valor de diversidad beta obtenido se registró en los sitios 5 y 6 (2,75). El valor más bajo se registró en el sitio 3, siendo 1,5.

Tabla 10. Índices de Shannon-Weaver (H'), Pielou (J'), Dominancia de Simpson (λ) y Whittaker (β) por sitio de muestreo

Sitio	H'	J'	λ	β
1	1,455	0,514	0,333	2,063
2	1,677	0,635	0,25	2,538
3	1,757	0,560	0,244	1,5
4	1,431	0,495	0,287	1,941
5	1,746	0,681	0,228	2,75
6	0,847	0,330	0,616	2,75

A partir del análisis realizado con el cálculo del índice de Jaccard (Tabla 11), se determinó que los sitios con mayor similitud en la composición de las comunidades bentónicas fueron los sitios 5 y 6 (coeficiente = 0,733), seguidos de los sitios 1 y 2 (0,523). Los sitios más diferentes fueron 4 y 2, con un coeficiente de 0,291.

Tabla 11. Coeficiente de similitud de Jaccard

	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5
Sitio 2	0,523	0,366	0,44	0,291	0,374
Sitio 3	-	0,423	0,454	0,35	0,35
Sitio 4	-	-	0,423	0,44	0,333
Sitio 5	-	-	-	0,476	0,476
Sitio 6	-	-	-	-	0,733

A partir del resultado de los modelos lineales, se evidenció que la abundancia total depende de la conductividad y el pH (Tabla 12, Figura 10).

En el grupo funcional generalista, a mayores niveles de conductividad y TSD se registró mayor abundancia. Los predadores presentaron mayor abundancia a mayores niveles de TSD. Los colectores-recolectores estuvieron influenciados por los tres parámetros ambientales: la abundancia fue mayor al aumentar los niveles de conductividad y de TSD, y disminuyó al aumentar el pH (Tabla 12, Figura 11).

En el caso de los filtradores y los fragmentadores, la abundancia aumentó al aumentar TSD y disminuyó al aumentar el pH. Por su parte, los raspadores no se vieron influenciados por ninguno de los parámetros ambientales registrados en esta tesina (Tabla 12, Figura 12).

Tabla 12. Resultado de los modelos lineales generalizados (distribución del error: binomial negativa) para las variables analizadas correspondientes a abundancia total y abundancia de cada grupo funcional (G, P, GC, FC, SH, SC) en función del Total de Sólidos Disueltos (TSD), la Conductividad y el pH. Los valores de probabilidad significativos ($p < 0,05$) se indican en negra

Variable	TSD			Conductividad			pH		
	gl	χ^2	P	gl	χ^2	P	gl	χ^2	P
AbTotal	1	20,24	0,06	1	12,49	0,005	1	6,15	0,01
Ab G	1	13,51	<0,0001	1	6,48	0,008	1	6,16	0,575
Ab P	1	12,76	0,0003	1	9,13	0,0568	1	7,88	0,264
Ab GC	1	124,06	<0,0001	1	57,84	<0,0001	1	5,75	<0,0001
Ab FC	1	25,81	<0,0001	1	24,78	0,311	1	6,222	<0,0001
Ab SH	1	25,277	0,0001	1	25,265	0,912	1	4,966	<0,0001
Ab SC	1	10,197	0,081	1	7,957	0,135	1	6,479	0,224

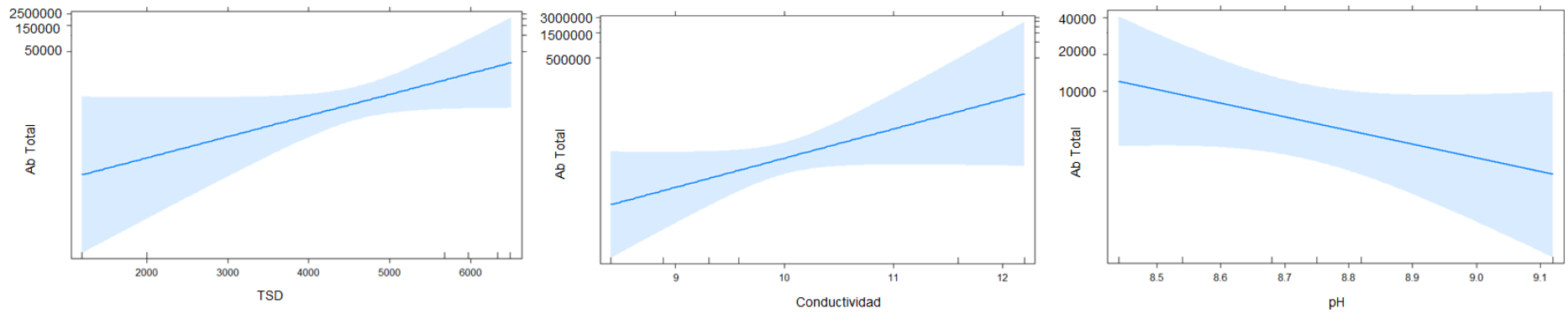


Figura 10. Valores estimados de acuerdo con los modelos lineales generalizados para la abundancia total en función del Total de Sólidos Disueltos (TSD), la Conductividad y el pH

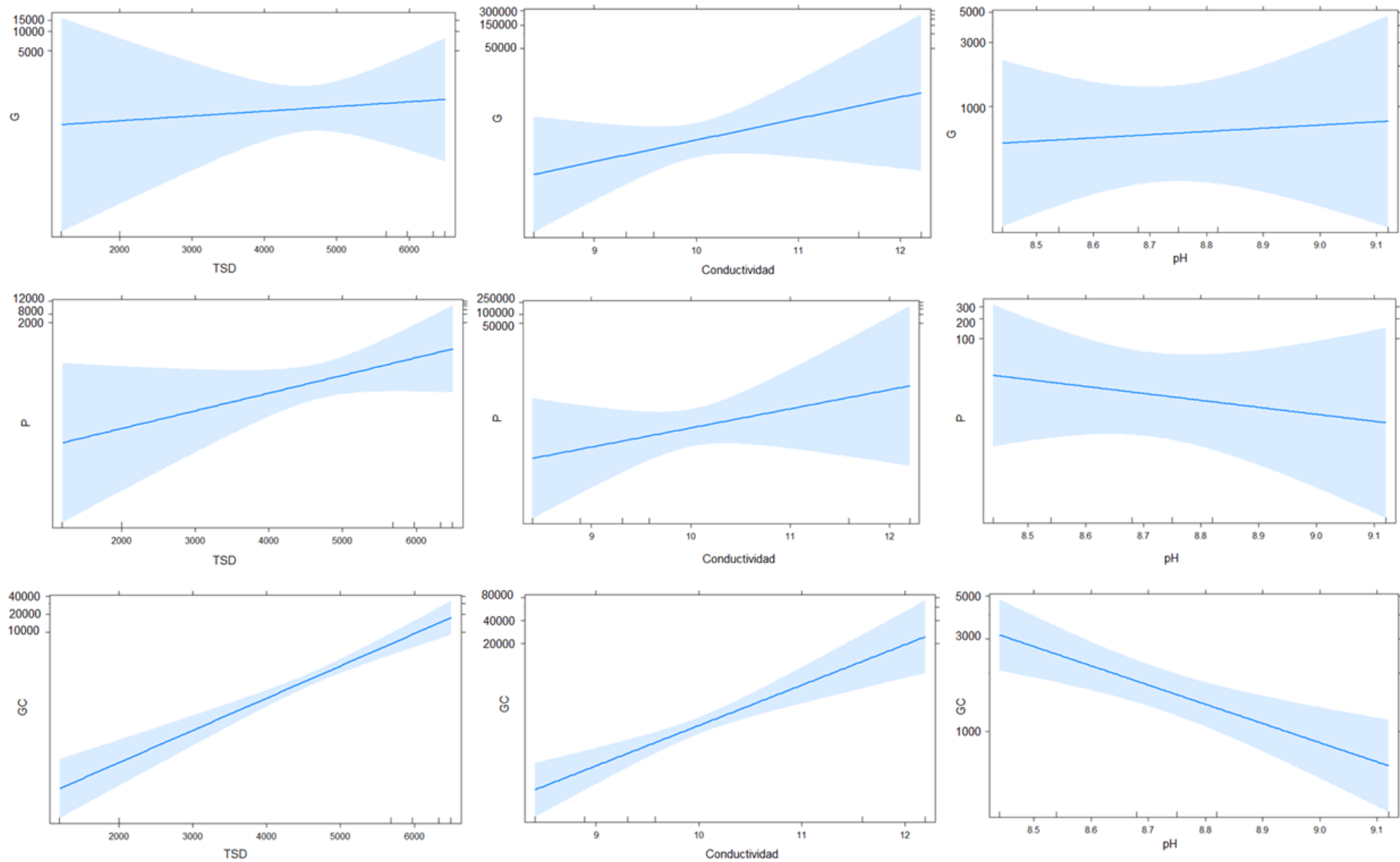


Figura 11. Valores estimados de acuerdo con los modelos lineales generalizados para las variables analizadas correspondientes a la abundancia de los grupos funcionales generalistas (G), predadores (P) y colectores-recolectores (GC) en función del Total de Sólidos Disueltos (TSD), la Conductividad y el pH

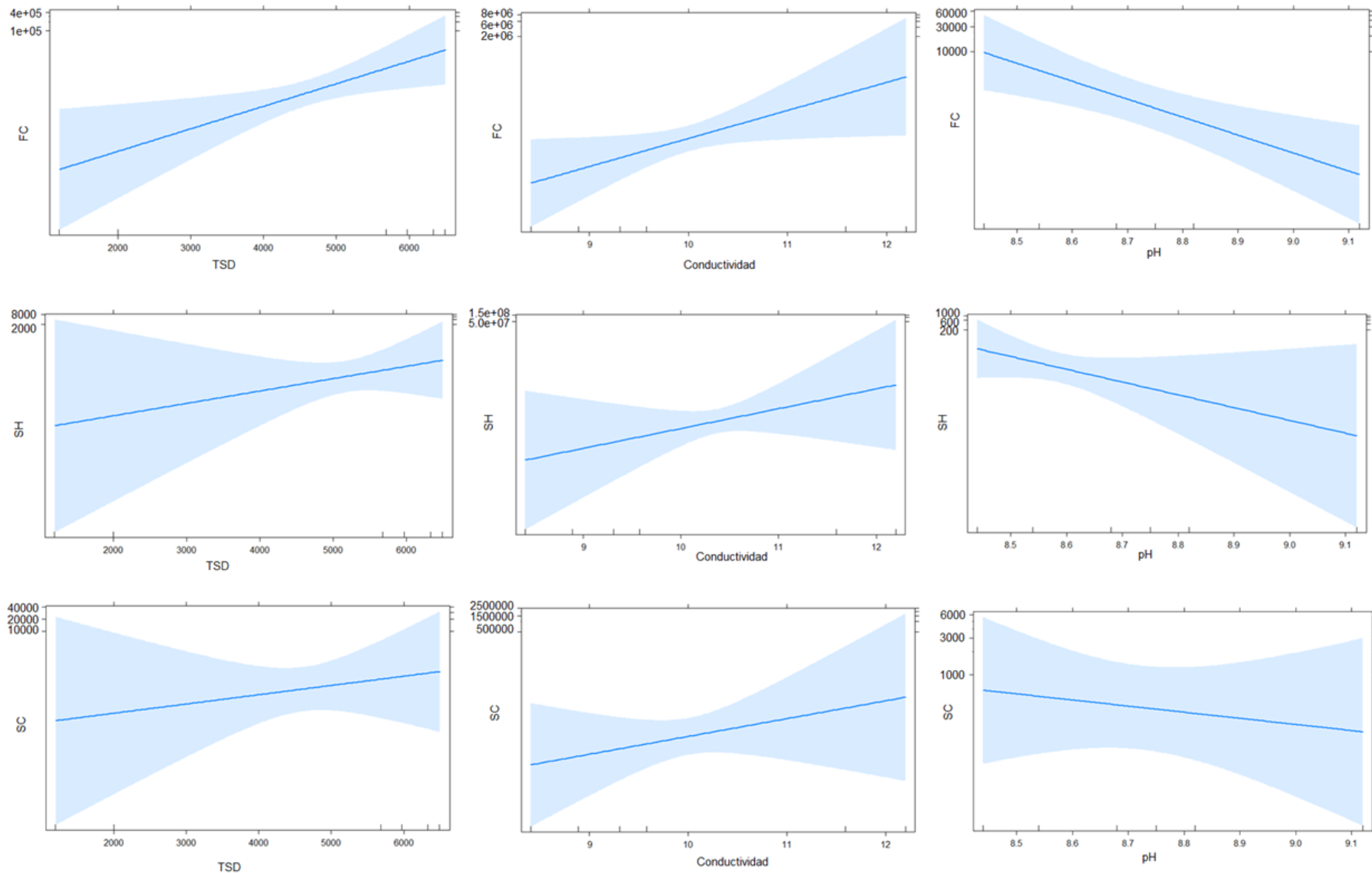


Figura 12. Valores estimados de acuerdo con los modelos lineales generalizados para las variables analizadas correspondientes a la abundancia de los grupos funcionales filtradores-colectores (FC), fragmentadores (SH) y raspadores (SC) en función del Total de Sólidos Disueltos (TSD), la Conductividad y el pH

Índices de calidad de agua

El Índice de Macroinvertebrados para Ríos Pampeanos (IMRP) presentó 3 clases de contaminación (Tabla 13). Los sitios 1, 2 y 4 mostraron un nivel de contaminación escasa. El sitio 3 presentó una contaminación de muy leve a nula y los sitios 5 y 6 presentaron un nivel de contaminación débil, lo que indica que son los sitios más afectados en la zona de muestreo.

Según el criterio de Wilhm y Dorris (1968), los sitios 1 a 5 están incluidos en la categoría de “agua medianamente contaminadas”, mientras que el sitio 6 se caracteriza como “contaminación severa” (Tabla 13).

Tabla 13. Índice de Macroinvertebrados para Ríos Pampeanos (IMRP) y Criterio de Wilhm y Dorris

Sitio	IMRP	Grado de contaminación	Valor de H'	Calidad de agua
1	8,55	Contaminación escasa	1,455	Aguas medianamente contaminadas
2	8,1	Contaminación escasa	1,677	Aguas medianamente contaminadas
3	14,2	Contaminación de muy leve a nula	1,757	Aguas medianamente contaminadas
4	11,1	Contaminación escasa	1,431	Aguas medianamente contaminadas
5	7,1	Contaminación débil	1,746	Aguas medianamente contaminadas
6	6,5	Contaminación débil	0,847	Contaminación severa

DISCUSIÓN

En el presente trabajo los valores de conductividad fueron altos, ubicados en un rango de 8,417 mS/cm – 12,583 mS/cm. Estos resultados son acordes a lo planteado por Feijóo et al. (2005) y Feijóo y Lombardo (2007) para arroyos de la región pampeana, que se caracterizan por poseer corriente de baja velocidad y por la ausencia de bosque ribereño. En la porción de la cuenca del arroyo Saladillo analizada en esta tesina, también se verificó la ausencia de bosque ribereño, solo en algunos sitios aparecieron pequeños bosquitos de especies exóticas invasoras como la acacia negra (*Gleditsia triacanthos*). Los arroyos pampeanos son cuerpos de agua alcalinos, con altos niveles de conductividad y nutrientes disueltos por lo que pueden ser considerados eutróficos.

Sumado a esto, los arroyos cuya cuenca discurre en una matriz agropecuaria presentan elevados niveles de conductividad, nutrientes y sólidos disueltos (López Van Oosterom, 2014; Gerth et al., 2017; Marrochi, 2018). En este sentido, los sitios 5 y 6, inmersos en una matriz agropecuaria, tuvieron los valores más altos de conductividad, en consonancia con lo planteado por esos autores. Algunos autores (Cellone et al., 2018; Arias, 2019) atribuyen estos niveles de conductividad al nivel freático, que se encuentra cercano a la superficie. Además del aporte de aguas subterráneas con gran contenido de sales, el nivel de los arroyos disminuye debido a una mayor evapotranspiración debido a la estación, lo que podría significar un aumento en la conductividad.

Los sitios 1 a 5 están incluidos en la categoría de “aguas medianamente contaminadas”, mientras que el sitio 6 puede describirse como de contaminación severa, según la escala de Wilhm y Dorris (1968), que asigna categorías de contaminación a los cuerpos de agua en función del índice de diversidad de Shannon-Weaver. Esta escala fue utilizada en cuerpos de agua de Costa Rica (Auquilla et al., 2006), Ecuador (Yépez Rosado et al., 2017), Perú (Huaman, 2019) y en nuestro país por Pavé y Marchese (2005) en ríos urbanos de Paraná (Entre Ríos), donde encontraron aguas medianamente poluídas.

Estos resultados se contradicen con lo obtenido a partir del IMRP, donde la calidad de agua es aceptable en todos los sitios. Es importante destacar que este índice asigna un valor de sensibilidad a cada taxón, pero no considera su abundancia relativa dentro de la muestra. Rodrigues Capítulo et al. (2004) analizaron arroyos de la provincia de Buenos Aires y obtuvieron valores que fluctuaron de 0,5

(ambientes muy contaminados) a 22 (ambientes poco perturbados). En la cuenca del río Salado, Pavé (2012) obtuvo valores que fluctuaron entre 1 y 3,9.

La baja equitatividad y la presencia de morfoespecies tolerantes son características de cuerpos de agua con alto grado de perturbación (Paul y Meyer, 2001; Roy et al., 2003; Prat et al., 2009; Yépez Rosado et al., 2017).

Si bien se registraron 33 morfoespecies en la cuenca baja del arroyo Saladillo, sólo 8 de ellas presentaron una abundancia mayor al 1% del total de organismos, y en conjunto representan el 96,7% de los macroinvertebrados recolectados (Chydoridae, Chironomidae, Nematoda, Naididae, Daphniidae, *Hyalella* sp., *Heleobia* sp, Cyprididae).

Al observar los valores del índice de Whittaker se evidencia que el recambio de especies entre los sitios de muestreo fue considerable, lo que indica que la cuenca baja del arroyo Saladillo presentó alta heterogeneidad entre los distintos sitios. Los valores mínimos se registraron en los sitios 3 y 4, que podrían considerarse como zona de transición entre las matrices urbana y agrícola, ya que son los únicos en los que el radio de 5 km que rodea al sitio de muestreo no está enteramente ocupado por lotes urbanos o agrícolas, como sí lo están los demás.

Acorde a los valores de sensibilidad asignados, las morfoespecies más abundantes en los sitios de la matriz urbana fueron Nematoda, Chironomidae y Naididae (muy tolerantes) y Chydoridae y Daphniidae (tolerantes). *Hyalella* sp. fue la única morfoespecie denominada sensible que presentó gran abundancia en los sitios 1 y 2.

A su vez, en los sitios inmersos en la matriz agrícola predominaron las morfoespecies Nematoda, Naididae y Chironomidae que son consideradas muy tolerantes, y las morfoespecies Chydoridae y *Heleobia* sp. que son tolerantes. Se evidencia la ausencia de taxa sensibles.

Al estar en una zona de transición entre la matriz urbana y la agrícola, los sitios 3 y 4 presentaron la mayor riqueza y la mayor abundancia respectivamente. Esto podría explicarse por una menor cantidad de contaminantes urbanos y agrícolas comparados con los sitios de los extremos.

Marrochi (2018) trabajó con arroyos pampeanos inmersos en una matriz agrícola y sus resultados reportan que dichos cursos se caracterizan por ensambles con gran abundancia de Oligochaeta, Gastropoda, Bivalvia. Todos son taxa resistentes a los disturbios ocasionados en los agroecosistemas. En el presente trabajo, la morfoespecie Naididae (Oligochaeta) fue más abundante en los sitios 4 (28,74%) y 5

(13,63%). A su vez, la morfoespecie *Corbicula* sp. (Bivalvia: Veneroidea) se registró sólo en los sitios 5 y 6, y las mayores abundancias de *Heleobia* sp. (Gastropoda: Cochliopidae) fueron registradas en los mismos sitios.

El orden Amphipoda es muy utilizado en bioensayos de toxicología, con el objetivo de evaluar la toxicidad de los agroquímicos en la fauna de invertebrados acuáticos no blanco (Borgmann et al., 1989; Wheelock et al., 2005; Adam et al., 2009; Dutra et al., 2009; Xuereb et al., 2009). El anfípodo *Hyaella curvispina* tiene una amplia distribución y es uno de los invertebrados más abundante en las comunidades bentónicas de ambientes someros en el sur de Sudamérica (García et al. 2010). Su amplia distribución se solapa con gran parte de las áreas agrícolas de Sudamérica, incluyendo países productores importantes como Argentina, Brasil y Uruguay (Solis, 2016). Debido a su sensibilidad, *Hyaella curvispina* ha sido utilizada como organismo centinela para evaluar el impacto ambiental debido al uso de agroquímicos presentes tanto en pulsos de agua como en los sedimentos de arroyos pampeanos (Jergentz et al., 2004; Mugni et al., 2011; Solis, 2016; Solis et al., 2016; Sansiñena et al., 2018; Solis et al., 2018; Solis et al., 2019).

En los sitios de muestreo 5 y 6 de la cuenca baja del arroyo Saladillo, inmersos en la matriz agrícola, no se han registrado individuos de *Hyaella* sp. A su vez, en el sitio 4 se registró la menor abundancia de estos organismos, representando el 0,43% de la muestra. En los demás sitios de muestreo, la abundancia de *Hyaella* sp. fue mayor, llegando a representar casi la mitad de la abundancia total en el sitio 2. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Solis et al. (2016), que trabajaron en arroyos pampeanos de la provincia de Buenos Aires con distinto uso de suelo. Analizaron dos cursos que atravesaban una matriz agrícola: en uno no se registró a la familia Hyalellidae, y en el otro estuvo presente en densidades muy bajas. Esta diferencia fue atribuida a la presencia de altas concentraciones de endosulfán registradas en la cuenca, que afecta a la fauna presente. Por el contrario, *Hyaella* sp. fue el taxón dominante en arroyos que transcurrían en territorio de reserva y donde se practicaba ganadería extensiva.

Arias (2019) trabajó comparando arroyos que transcurrían en cuencas hortícolas con arroyos de referencia, que drenaban pastizales naturales o ubicados en la Reserva de Biósfera de la UNESCO, Parque Costero del Sur. En los sitios de referencia, *Hyaella* sp. fue uno de los taxa mejor representados, mostrando una fuerte reducción de su abundancia en los arroyos hortícolas. La autora atribuye esta diferencia a la presencia de plaguicidas.

Los plaguicidas más aplicados en la zona son en gran parte hidrófobos (Solis et al., 2016; Solis et al., 2019) y se absorben principalmente en la fracción de partículas de hojarasca (Jergentz et al., 2004). *Hyalella* sp. se alimenta de la materia orgánica presente en los sedimentos y su reducción en ambiente agrícolas se atribuye a los insecticidas que se absorben a las partículas que ingieren (Solis et al., 2016; Solis et al., 2019).

Las respuestas funcionales de los invertebrados acuáticos pueden servir como indicadores de la integridad de los ecosistemas. Dentro de estas respuestas se encuentran las estrategias alimentarias, que reflejan la adaptación de las especies a las condiciones ambientales imperantes (Rodrigues Capítulo et al., 2020). Se sabe que estos organismos tienen distinta sensibilidad a las perturbaciones antropogénicas y esto se evidencia en cambios en la estructura o función de sus asociaciones (Ambrosio, 2014).

La influencia de las actividades humanas en los sistemas lóticos, tanto directa como indirecta, puede causar cambios en la alimentación de los organismos (Fenoglio et al., 2005), afectando incluso la composición del ensamble (Rodrigues Capítulo et al., 2020).

El análisis comparativo de los grupos funcionales alimenticios sirve para evidenciar el efecto del impacto antropogénico. En ambientes poluidos, se registró reemplazo de grupos filtradores por consumidores de detritos (Rodrigues Capítulo et al., 2020). Esto sugiere un cambio a gran escala, influenciado por la contaminación, de la composición de grupos funcionales, acompañado por la simplificación de las redes tróficas (Hurd et al., 1996; Ambrosio, 2014; Solis et al., 2019; Rodrigues Capítulo et al., 2020). Dado que los invertebrados bentónicos son la base fundamental en las redes tróficas, su presencia es necesaria para procesos ecológicos como la degradación de la materia orgánica y la transferencia de energía en las tramas tróficas. Por eso, los cambios en la estructura del ensamble de invertebrados acuáticos afectan también a los otros componentes de la comunidad (Wallace y Webster, 1996; Covich et al., 1999; Ambrosio, 2014).

En el presente trabajo, los colectores-recolectores fueron uno de los grupos más abundantes, siendo dominantes en los sitios 2, 3 y 4 y el segundo grupo funcional más abundante en los sitios 1 y 5. Tomanova et al. (2006) y López Van Oosterom et al. (2013) explican la alta proporción de colectores-recolectores a los detritos presentes en los cuerpos de agua.

Los detritos son abundantes en los ecosistemas de agua dulce sudamericanos (Henríquez de Oliveira et al., 2003; Motta y Uieda, 2004; Tomanova et al., 2006; Zilli et al., 2008; Príncipe et al., 2010; Ambrosio, 2014) y están compuestos por cualquier tipo de material biológico (vegetal y animal) en diferentes estados de descomposición (Darnell, 1964), que pueden ser tanto de origen autóctono como alóctono. Los arroyos pampeanos se caracterizan por la ausencia de bosques ribereños, por lo que los principales recursos basales son de origen autóctono y están constituidos por MOPF, algas y macrófitas acuáticas (López Van Oosterom, 2014). Esta situación también fue observada en otros arroyos neotropicales (Mathuriau y Chauvet, 2002; Bojsen y Jacobsen, 2003; Greathouse y Pringle, 2006; López Van Oosterom et al., 2013). Dentro de los macroinvertebrados acuáticos, los colectores-recolectores son el grupo que presenta como fuente principal de alimento los detritos (Palmer et al., 1993; López Van Oosterom, 2014). La gran cantidad de detritos presentes en los arroyos pampeanos (Palmer et al., 1993; López Van Oosterom, 2014) explica el hecho de que en esta tesina los colectores-recolectores fueron uno de los grupos más abundantes.

López Van Oosterom (2014) analizó el contenido estomacal de macroinvertebrados bentónicos presentes en arroyos pampeanos. En los taxa colectores-recolectores encontró un fuerte consumo de detritos, restos vegetales y algas. A su vez, el contenido estomacal de los taxa predadores estuvieron constituidos por Chironomidae, Oligochaeta y micro-crustáceos (todos forman parte del grupo colectores-recolectores). Esto reafirma la idea de que los colectores juegan un rol clave en las redes tróficas, interviniendo en el ciclado de la materia entre los recursos basales y los niveles tróficos superiores (Motta y Uieda, 2004).

Si bien el análisis de los grupos funcionales alimenticios se ha desarrollado y aplicado hace más de tres décadas, la bibliografía disponible corresponde principalmente al hemisferio norte. Por eso, las clasificaciones funcionales en nuestro hemisferio se realizan en base a la bibliografía de la dieta en América del Norte (Tomanova et al., 2006; Saigo et al., 2009). En este sentido, López Van Oosterom (2014) observó una correlación elevada entre los grupos funcionales de arroyos pampeanos y los de sus congéneres en América del Norte. La principal diferencia está dada por la escasa presencia de organismos netamente fragmentadores.

En la cuenca baja del arroyo Saladillo los fragmentadores fueron el grupo menos abundante, con frecuencias menores al 1% e incluso estuvieron ausentes en los

sitios 2 y 3. Diversos autores (Bärlocher, 1985; Suberkropp, 1992; Graça, 1993) sugieren que esto se debe a que los organismos bentónicos presentes en los ríos sudamericanos carecen del complejo enzimático necesario para digerir MOPG, por lo que la hojarasca es un ítem alimentario nutricionalmente pobre. Sin embargo, Irons et al. (1994) y Rosemond et al. (1998) plantean que en cursos de agua templados la descomposición de hojarasca se debe principalmente a organismos bentónicos, a diferencia de los ríos tropicales, donde la actividad microbiana sería la principal responsable de la descomposición. Sería conveniente que se realizaran estudios de descomposición de hojarasca y mediciones de abundancia de grupos funcionales a lo largo de las distintas estaciones del año para evaluar si la escasez de organismos fragmentadores se relaciona con una baja disponibilidad del recurso hojarasca, o si es causa de la imposibilidad de digerirlo. Por otro lado, Dudgeon (2000) y Tomanova et al. (2006) atribuyen la ausencia de organismos fragmentadores a una clasificación incompleta de los grupos funcionales. Los estudios clásicos basados en estructura trófica asignan a cada taxa un único grupo funcional alimentario. Chevenet et al. (1994) sugirió que la asignación a un único grupo funcional puede conducir a una comprensión sesgada del perfil biológico del taxón. Los macroinvertebrados bentónicos tienen hábitos alimenticios flexibles que dependen de la disponibilidad de los recursos alimenticios, por lo que la composición de la dieta puede variar entre cursos de agua, estaciones del año y hábitats (Sedlák, 1983; Palmer et al., 1993; Díaz Villanueva y Albariño, 1999; Tomanova et al., 2006).

Diversos autores (Cummins y Klug, 1979; Príncipe et al., 2010; Zilli et al., 2008; Cummins et al., 2017 ; Merritt et al., 2017) clasificaron a *Hyaella* sp. dentro del grupo de los raspadores. Sin embargo, en este trabajo consideramos a dicho taxón dentro del grupo colectores-recolectores. Saigo et al. (2009) trabajaron analizando el contenido estomacal de *Hyaella curvispina* en ambientes lénticos de la llanura aluvial del río Paraná medio, con el objetivo de determinar el grupo trófico al que pertenecen. Los resultados que obtuvieron indicaron el que 66,3% de lo ingerido correspondía a detritos; el 28,2% a tejido vegetal; el 4,4% a tejido animal y el 1,4% a algas. Esto les permitió concluir que *H. curvispina* se ubica dentro del grupo funcional de los colectores-recolectores, pudiendo ser un fragmentador facultativo.

López Van Oosterom (2014) trabajó en ambientes lóxicos de la llanura pampeana determinando y comparando la dieta de los principales macroinvertebrados bentónicos, para establecer su ubicación dentro de los grupos funcionales alimentarios y sus relaciones tróficas. Utilizó para ello las técnicas de análisis de

contenido intestinal, isótopos estables y estequiometría ecológica. El contenido estomacal de *Hyaella curvispina* fue analizado en dos cursos de agua. En el arroyo Carnaval (Buenos Aires), el principal ítem alimentario fueron los detritos (55%), seguido de restos animales (18%), restos vegetales (12%), cianobacterias (4%), clorófitas (3%), diatomeas (2%) y hongos (2%). En el arroyo Rodríguez (Buenos Aires), el principal ítem alimentario también fueron los detritos (60%), seguido de restos vegetales (22%), euglenoideos (6%), hongos (2%), diatomeas (1%), cianobacterias (0,8%) y clorófitas (0,3%). Estos resultados permiten clasificar a *H. curvispina* como colector-recolector, aunque en una estación de muestreo se comportó como fragmentador ya que el detrito consumido superó los 1000 μm . Esto concuerda con Acosta y Pratt (2011), quienes sostienen que *Hyaella* sp. presenta flexibilidad trófica, pudiendo ingerir tanto MOPF como MOPG por lo que se puede clasificar como colector-recolector y fragmentador.

Los generalistas fueron el grupo dominante en el sitio 6, representando el 77,39% de la muestra. Estos valores se deben a que la morfoespecie más abundante fue Nematoda, un grupo del cual, si bien existe escasa información acerca de la taxonomía y ecología en ambientes lóticos, comparada con ambientes marinos, se sabe que utilizan una gran variedad de recursos tróficos, lo que justifica su inclusión en el grupo de los generalistas (Transpurger, 2000). Sumado a eso, Cortelezzi et al. (2007), indican que estos organismos se encuentran frecuentemente en zonas con alto contenido de materia orgánica en los sedimentos, por lo cual se sugiere que pueden ingerir detritos.

En el sitio 5 los raspadores fueron el grupo funcional predominantes. A su vez, se registró uno de los valores de diversidad más altos en comparación con los demás sitios. En condiciones naturales, los nutrientes son limitantes para los productores primarios en ecosistemas fluviales. El origen de estos nutrientes es diverso, incluyendo los vertidos de estaciones de depuración de aguas residuales o de procesos industriales que no son sometidos a tratamientos, la escorrentía procedente de zonas agropecuarias o la descomposición de la materia orgánica procedente de núcleos industriales o urbanos (Alonso y Camargo, 2005; Smith y Smith, 2007).

En las cercanías del sitio 5 (a menos de 2 km aguas arriba) está emplazado un sistema de engorde intensivo de vacunos en espacios confinados, comúnmente llamado “*feedlot*”. Este esquema productivo implica una alta concentración de bovinos en una pequeña superficie de terreno. Las deyecciones de los animales

contienen una elevada concentración de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, que son liberados al ambiente bajo diversas formas químicas (Pordomingo, 2003; Andriulo et al., 2003; Zarragoicoechea, 2019). La acción de eventos climáticos como la lluvia y las altas temperaturas, sumada la falta de vegetación que proteja al suelo, provocan la contaminación de este y del agua, pudiendo conducir a la contaminación de los cuerpos de aguas adyacentes y a su eutrofización (Jonker et al., 2009; Glessi et al., 2012).

El aporte de nutrientes estimula un fuerte crecimiento de algas y plantas acuáticas. Por un lado, el incremento de organismos fotosintéticos genera cambios en la estructura trófica de la comunidad de macroinvertebrados, ya que son un recurso alimentario. Por eso, ante procesos de eutrofización es esperable encontrar un incremento en la densidad de los organismos raspadores (Alonso y Camargo, 2005). Por otra parte, el gran contenido de materia orgánica en el agua da como resultado un aumento en la descomposición y respiración heterotrófica, reduciendo drásticamente el contenido de oxígeno disuelto en los sedimentos del fondo y en el cuerpo de agua, lo que limita la vida aerobia (Smith y Smith, 2007). En esta tesina, los organismos raspadores no se vieron influenciados por ningún parámetro ambiental registrado.

Si bien los sitios 1 y 2 están ubicados en una matriz urbana, el sitio 1 está ubicado en el límite de la Reserva Natural de Villa Gobernador Gálvez. En ese sitio, a diferencia del 2, predominaron los filtradores, acompañados de los colectores-recolectores. Esto indica que el ítem alimentario es el detrito fino y acorde a Ambrosio (2014), las mayores abundancias de organismos filtradores se encuentran en ambientes menos intervenidos. En los sitios 3 y 4 también se encontró una alta proporción de filtradores (37,55% y 37,95%, respectivamente).

Sin embargo, Ocon et al. (2013) registró el reemplazo de formas filtradoras por colectoras en respuesta a incremento de nutrientes y contaminantes en el ecosistema. Diversos autores asociaron la predominancia de colectores-recolectores a arroyos con alto grado de impacto antropogénico, afectados por contaminación orgánica e inorgánica (Miserendino 1995, 2009; Ambrosio, 2014). Por eso es importante el monitoreo de los cursos de agua para determinar la respuesta de los organismos ante las condiciones del entorno.

La baja presencia de predadores en todos los sitios de muestreo puede explicarse por la baja tolerancia de estos organismos a la contaminación. Otro motivo puede ser la falta o la mala calidad del sedimento, que no les brinda un

ambiente propicio para establecerse (Ambrosio, 2014). A su vez, Tomanova et al. (2006) proponen que las estrategias alimentarias que requieren una mayor movilidad para la búsqueda y adquisición del alimento (como es el caso de los predadores) no se ven favorecidas en ambientes frecuentemente perturbados, como podría ser la cuenca baja del arroyo Saladillo. Acorde a los resultados obtenidos en el presente trabajo, se podría decir que el sitio de estudio es un sistema afectado por distintas fuentes de contaminación. El diseño de esta tesina no permite diferenciar los efectos de estos contaminantes, incorporados al curso ya sea por escorrentía o por descarga de efluentes urbanos. Sin embargo, puede servir como línea de base para monitorear las comunidades de invertebrados bentónicos a lo largo del tiempo, lo que permitirá tomar soluciones eficaces para reducir los impactos de las actividades antrópicas sobre los cursos de agua.

Si bien según los índices de calidad de agua se evidencian bajos niveles de contaminación, cuando se analizan en conjunto los resultados obtenidos en esta tesina, como la presencia de taxa tolerantes y de grupos funcionales que son indicadores de contaminación y la alta dominancia que redundan en baja diversidad, podemos inferir que la cuenca baja del arroyo Saladillo está contaminada.

Los resultados de esta tesina aportan al conocimiento de ensambles de macroinvertebrados bentónicos en sistemas lóticos pampeanos en la provincia de Santa Fe, ya que hasta el momento no hay estudios que los describan. Por otra parte, puede ser utilizado como línea de base para el monitoreo a futuro del sistema.

CONCLUSIONES

- Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de la cuenca baja del arroyo Saladillo, presentes en ambientes con distinta presión antrópica, demostraron diversos valores en cuanto a la abundancia. Sin embargo, todas se caracterizaron por poseer pocas morfoespecies dominantes, que representaban la gran mayoría de individuos, y muchas morfoespecies con abundancias muy bajas. Los índices de diversidad mostraron un recambio alto de especies entre sitios, lo que indica que se trata de un sistema muy heterogéneo. Esto nos permite afirmar que la hipótesis de trabajo se cumple, aunque no acorde a las dos primeras predicciones, ya que la riqueza presenta un gradiente de mayor a menor desde ambientes urbanos a agrícolas.
- Las morfoespecies Nematoda, Naididae y Chironomidae, consideradas muy tolerantes fueron muy abundantes en ambas matrices. En la matriz agrícola también estuvieron representadas las morfoespecies Chydoridae y *Heleobia* sp., consideradas tolerantes. En la matriz urbana además se registraron en gran proporción las morfoespecies Chydoridae y Daphniidae, clasificadas como tolerantes. En esta matriz se identificó a la morfoespecie *Hyaella* sp. una especie sensible e indicadora de buena calidad de agua.
- Los parámetros físico-químicos registrados (TSD, conductividad y pH) afectan de manera diferencial la abundancia de los distintos grupos funcionales. El grupo funcional generalista estuvo influenciado por el TSD y la conductividad; los predadores estuvieron influenciados por el TSD mientras que los colectores-recolectores estuvieron influenciados por los tres parámetros ambientales. Los filtradores y fragmentadores se vieron afectados por el TSD y el pH. Los raspadores no se vieron afectados por ninguno de los parámetros registrados.
- Si bien se cumplió la tercera predicción ya que en ambientes menos antropizados la comunidad de macroinvertebrados bentónicos incluyó taxa como Trichoptera y Ephemeroptera, sus abundancias no difirieron de la de sitios más antropizados.

- La alta dominancia y la presencia de grupos muy tolerantes y tolerantes podrían indicar que tanto la matriz urbana como agrícola, por donde discurre el arroyo Saladillo, presentan contaminación.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta R, Prat N. 2011. Trophic Ecology of *Hyalella* sp. (Crustacea: Amphipoda) in a High Andes Headwater River with Travertine Deposits. *International Review of Hydrobiology* 96(3): 274-285.
- Acosta R, Ríos B, Rieradevall, Prat N. 2009. Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica* 28: 35-64.
- Adam O, Badot PM, Degiorgi F, Crini G. 2009. Mixture toxicity assessment of wood preservative pesticides in the freshwater amphipod *Gammarus pulex* (L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72: 441-449.
- Alba-Tecedor J, Pardo I, Prat N, Pujanta A. 2005. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos. En: de la Fuente M (Ed.) *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva del Marco del Agua en la Confederación Hidráulica del Ebro*. España. Ministerio del ambiente. p. 131-175.
- Alonso A, Camargo JA. 2005. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas* 14 (3): 87-99.
- Altesor A, Oesterheld M, Leoni E, Lezama F, Rodriguez C. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of Uruguayan grassland. *Plant Ecology Evolution*. 179: 83-91.
- Ambrosio ES. 2014. Hábitats y grupos funcionales alimentarios de los macroinvertebrados bentónicos en la costa bonaerense del Río de La Plata: relación con la contaminación. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata. 164 p.
- Andriulo A, Sasal C, Améndola C, Rimatori F. 2003. Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua. *RIA* 32(3): 27-56.
- Aparicio VC, De Gerónimo E, Marino D, Primost J, Carriquiriborde P, Costa JL. 2013. Environmental Fate of Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid in Surface Waters and Soil of Agricultural Basins. *Chemosphere* 93: 1866-1873.

- Arias M. 2019. Efecto del uso de fertilizantes y pesticidas sobre organismos acuáticos en arroyos de la zona hortícola de La Plata. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata. 147 p.
- Auquilla RC, Astorga Y, Jiménez Otárola F. 2006. Influencia del uso del suelo en la calidad del agua en la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente* 48: 81-92.
- Azrina MZ, Yap CK, Rahim Ismail A, Ismail A, Tan SG. 2006. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 64: 337–347.
- Barberis I, Romano M, Postma J, Minotti P, Derlindati E, Maturo H. 2011. Pampa de las Lagunas: líneas de base para la implementación de acciones de conservación y planes de uso sustentable. Informe inédito entregado a la Secretaría de Estado de Ciencia, Tecnología e Innovación. Gobierno de la Provincia de Santa Fe. Programa 2. Subprograma 2.1.
- Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, EPA 841-B-99-002. Washington, D.C., USA. U.S. Environmental Protection Agency (EPA).
- Bärlocher F. 1985. *The Ecology of Aquatic Hyphomycetes*. Berlín. Springer. p. 225.
- Barral MP, Maceira NO. 2012. Land-use planning based on ecosystem service assessment: a case study in the Southeast Pampas of Argentina *Agric. Ecosyst. Environ.* 154: 34-43.
- Biasatti N, Rozzatti JC, Fandiño B, Pautaso A, Mosso E, Marteleur G, Algarañaz N, Giraud A, Chiarulli C, Romano M, Ramírez Llorens P, Vallejos L. 2016. Las ecorregiones, su conservación y las Áreas Naturales Protegidas de la provincia de Santa Fe. Santa Fe. Ministerio de Medio Ambiente. p. 244.
- Bojsen BH, Jacobsen D. 2003. Effects of deforestation on macroinvertebrate diversity and assemblage structure in ecuadorian amazon streams. *Archiv Fur Hydrobiologie* 158(3): 317-342.
- Bonada N, Prat N, Resh VH, Statzner B. 2006. Developments in Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annual Review of Entomology* 51: 495-523.
- Borgmann U, Ralph KM, Norwood WP. 1989. Toxicity Test Procedures for *Hyaella azteca*, and Chronic Toxicity of Cadmium and Pentachlorophenol to *H. azteca*,

- Gammarus fasciatus, and Daphnia magna. *Archive of Environmental Contamination and Toxicology* 18: 756-764.
- Cabrera AL. 1994. Regiones fitogeográficas argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería* 2: 1-85.
- Cairns J Jr, McCormick PV. 1992. Developing an ecosystem-based capability for ecological risk assessments. *The Environmental Professional* 14:186-196.
- Casset MA. 2013. Aplicación y optimización de índices de estado ecológico en arroyos de la provincia de Buenos Aires. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Castillo LE, Martínez E, Ruepert C, Savage C, Gilek M, Pinnock M, Solís E. 2006. Water quality and macroinvertebrate community response following pesticide applications in a banana plantation, Limon, Costa Rica. *Science of the Total Environment* 367: 418-432.
- Cellone F, Tosi L, Carol E. 2018. Estimating the freshwater-lens reserve in the coastal plain of the middle Río de la Plata Estuary (Argentina). *Science of the Total Environment* 630: 357-366.
- Chará-Serna AM, Chará JD, Zúñiga MC, Pedraza GX, Giraldo LP. 2010. Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. *Universitas Scientiarum* 15(1): 27-36.
- Chevenet F, Dolédec S, Chessel D. 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology* 31: 295-309.
- Ciccione B, Faraudello J, Vicheti V. 2016. Desarrollo de una propuesta metodológica para cuantificar en forma práctica la evolución de las geoformas en un sector del Arroyo Saladillo. Tesina de grado. Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura. Universidad Nacional de Rosario. 94 p.
- Codesido M, González-Fischer C, Bilenca D. 2011 Distributional changes of landbird species in agroecosystems of Central Argentina. *Condor* 113: 266-273.
- Collins E, Castro S, Felizia A, Collins J. 2016. Estudio de calidad ambiental en la Cuenca del Arroyo Saladillo, Provincia de Santa Fe – Hacia la obtención de una herramienta de evaluación de calidad. Recuperado de https://www.ina.gov.ar/ifrh-2016/trabajos/IFRH_2016_paper_91.pdf
- Colwell RK. 2019. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples (Software and User's Guide), Versión 9.1.0. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>

- Cortelezzi A, Rodrigues Capítulo A, Boccardi L, Arocena R. 2007. Benthic assemblages of a temperate estuarine system in South America: Transition from a freshwater to an estuarine zone. *Journal of Marine Systems* 68: 569-580.
- Covich AP, Palmer MA, Crowl TA. 1999. The role of benthic invertebrates species in freshwater ecosystems. *BioScience* 49: 119-127.
- Crettaz-Minaglia MC, Juárez RA, Aguer I, Borro ED, Peruzzo RB. 2014. Aplicación de índices de calidad de agua en un arroyo pampeano utilizando macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores (Gualeguaychú, Entre Ríos, Argentina). *Biología Acuática* 30: 93-105.
- Cummins KW, Klug MJ. 1979. Feeding ecology of stream invertebrate. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 10: 147-172.
- Cummins KW, Merrit RW, Andrade PCN. 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.
- Darnell R. 1964. Organic detritus in relation to secondary production in aquatic communities. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*. 15: 462-470.
- Darrigran G, Lagreca M. 2005. Moluscos Litorales del Estuario del Río de la Plata. Argentina. ProBiota. Serie Técnica y Didáctica 8. Versión Electrónica. (ISSN 1515-9329). Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata.
- Darrigran G, Vilches A, Legarralde T, Damborenea C. 2007. Guía para el estudio de macroinvertebrados. I.- Métodos de colecta y técnicas de fijación. Serie Técnica y Didáctica 10. Versión Electrónica. ProBiota (ISSN 1515-9329). Facultad de Ciencias NATurales y Museo. Universidad Nacional de La Plata.
- De Gerónimo E, Aparicio VC, Bárbaro S, Portocarrero R, Jaime S, Costa JL. 2014. Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina. *Chemosphere* 107: 423-431.
- Delignette-Muller ML, Dutang C. 2015. fitdistrplus: An R Package for Fitting Distributions. *Journal of Statistical Software* 64: 1-34.
- Díaz Rönner L. 2005. La incorporación de nuevas tecnologías y algunos de sus componentes problemáticos en el modelo agrícola argentino del siglo XXI. *Revista Theomai*. Número especial. http://revista-theomai.unq.edu.ar/numespecial2005/artdiazronner_numesp2005.htm

- Díaz Villanueva V, Albariño RJ. 1999. Feeding habit of *Notoperla archiplatae* (Plecoptera) larvae in a North Patagonian Andean stream, Argentina. *Hydrobiologia* 412: 43-52.
- Díaz-Zorita M, Duarte G, Grove JH. 2002. A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil Tillage Res.* 65: 1-18.
- Domínguez E, Fernández HR. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología. Tucumán, Argentina: 1ªed. Fundación Miguel Lillo. p. 654.
- Dudgeon D. 2000. The ecology of tropical Asian rivers and streams in relation to biodiversity conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 239-263.
- Dutra BK, Fernandes FA, Lauffer AL, Oliveira GT. 2009. Carbofuran-Induced Alterations in the Energy Metabolism and Reproductive Behaviors of *Hyaella castroi* (Crustacea, Amphipoda). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* 149: 640-646.
- Egler MA, Buss DF, Moreira JC, Baptista DF. 2012. Influence of agricultural land-use and pesticides on benthic macroinvertebrate assemblages in an agricultural river basin in southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology.* 72: 437-443.
- Feijó CS, Lombardo RJ. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in pampean streams: A regional approach. *Water Research* 41(7): 1399-1410.
- Feijó CS, Rigacci L, Doyle S. 2005. Ecological regionalization of pampean streams in Argentina. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 29(2): 748-753.
- Fenoglio S, Bo T, Agosta P, Malacarne G. 2005. Temporal and spatial patterns of coarse particulate organic matter and macroinvertebrate distribution in a Low-Order Apennine Stream. *Journal of Freshwater Ecology* 20: 539-547.
- Fernández HR, Domínguez E (Eds.). 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán. Editorial Universitaria de Tucumán. p. 282.
- Figuería R, Valdovinos C, Araya E, Parra O. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 275-285.
- Fox J, Weisberg S. 2011. An {R} Companion to Applied Regression, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage.

- Gamboa M, Reyes R, Arrivillaga J. 2008. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental* 48: 109-120.
- García ME, Rodrigues Capítulo A, Ferrari L. 2010. Age-related differential sensitivity to cadmium in *Hyaella curvispina* (Amphipoda) and implications in ecotoxicity studies. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73: 771-778.
- Garibaldi LA, Semmartin M, Chaneton EJ. 2007. Grazing induced changes in plant composition affect litter quality and nutrient cycling in flooding Pampa grasslands. *Oecologia* 151: 65
- Gerth WJ, Li J, Giannico GR. 2017. Agricultural land use and macroinvertebrate assemblages in lowland temporary streams of the Willamette Valley, Oregon, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 236: 154-165.
- Glessi WM, Pose NN, Zamuner EC. 2012. Impacto ambiental de los contaminantes provenientes de aguas residuales de feed-lot sobre aguas subterráneas. *Avances en Ciencia e Ingeniería* 3(4): 81-87.
- Gobierno de Santa Fe. Ecorregiones de la Provincia. Recuperado de: [https://www.santafe.gov.ar/index.php/web/content/view/full/121395/\(subtema\)/12853](https://www.santafe.gov.ar/index.php/web/content/view/full/121395/(subtema)/12853). Acceso: 22 de diciembre de 2020.
- Graça MAS. 1993. Patterns and processes in detritus-based stream systems. *Limnologica* 23(2): 107-114.
- Greathouse EA, Pringle CM. 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: 134-152.
- Guiracocha G. 2000. Conservación de la biodiversidad en los sistemas agroforestales cacaoteros y bananeros de Talamanca, Costa Rica. Turrialba. Tesis de Maestría. CATIE, Costa Rica. p 128
- Henríquez de Oliveira A, Nessimian J, Dorvillé F. 2003. Feeding habits of Chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63: 269-281.
- Hilsenhoff WL. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomologist* 20: 31-39.
- Holzenthal RW, Blahnik RJ, Prather AL, Kjer KM. 2007. Order Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta), Caddisflies. En: Zhang ZQ, Shear WA (Eds). 2007. Linnaeus Tercentenary: Progress in Invertebrate Taxonomy. *Zootaxa* 1668: 639–698.

- Huaman L. 2019. Diversidad de macroinvertebrados indicadores de calidad de agua en las lagunas de Pucush Uclo y Ñahuimpuquio – provincia de Chupaca. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Forestales y del Ambiente. Universidad Nacional del Centro del Perú. p. 109.
- Hurd M, Perry S, Perry W. 1996. Nontarget effects of a test application of diflubenzuron to the forest canopy on stream macroinvertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 15: 1344-1351.
- INCYTH-CTUAA-ILPLA. 1995. Evaluación de la cuenca Matanza-Riachuelo a partir del estudio de la comunidad bentónica (macro invertebrados-diatomeas bentónicas). Report. Buenos Aires. p. 150.
- INDEC. 2019. Censo nacional agropecuario 2018, Resultados provisorios. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. Buenos Aires.
- Irons JG III, Oswood MW, Stout RJ, Pringle CM. 1994. Latitudinal patterns in leaf breakdown. Is temperature really important? *Freshwater Biology*. 32: 401-411.
- Isacch JP, Maceira NO, Bo MS, Demaría MR, Peluc S. 2005. Bird-habitat relationship in semi-arid natural grasslands and exotic pastures in the west pampas of Argentina *Journal of Arid Environments*. 62: 267-283.
- Jacob NV. 2020. Riesgo socioambiental del Paisaje de la Cuenca Baja del arroyo Saladillo. Del puente Ayacucho a la desembocadura Rosario – Villa Gobernador Gálvez. *A&P Continuidad* 7(12): 62-73.
- Jergentz S, Mugni H, Bonetto C, Schulz R. 2005. Assessment of insecticide contamination in runoff and stream water of small agricultural streams in the main soybean area of Argentina. *Chemosphere* 61(6): 817-826.
- Jergentz S, Pessacq P, Mugni H, Bonetto C, Schulz R. 2004. Linking in situ bioassays and dynamics of macroinvertebrates to assess agricultural contamination in streams of the Argentine pampa. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 59: 133-141.
- Jonker MN, Van Vuren JHJ, Wepener V. 2009. The impact of feedlot effluent on water quality and aquatic macroinvertebrate community structure in streams of the upper Vaal River catchment, South Africa. *African Journal of Aquatic Science* 34(3): 219-230.
- Ladrera R, Rieradevall M, Prat N. 2013. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos: una herramienta didáctica. *Ikastorratza. e-Revista de Didáctica* 11.

- Lamas CI, Rimoldi PG. 2019. El valor de los humedales efímeros para la conservación de la diversidad biológica. Rosario. Laborde libros. p.142.
- Legendre P, Legendre L. 1998. Numerical Ecology: Oxford, U.K., Elsevier Scientific. p. 853.
- Lewis JP, Collantes MB. 1974. La vegetación de la provincia de Santa Fe. Reseña general y enfoque del problema. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 15: 343-356.
- Lewis JP, Pire EF, Carnevale NJ, Boccanelli SI, Stofella SL, Prado DE. 1984. Los pastizales de *Stipa* y comunidades afines del sureste de Santa Fe (Argentina). Studia Oecologica 5: 55-76
- Lewis JP. 1995. La biósfera y sus ecosistemas. Una introducción a la ecología. Rosario. Ecosur (Serie Publicaciones Técnicas, 2). p. 210.
- Liess M, Schäfer RB, Schriever CA. 2008. The footprint of pesticide stress in communities: Species traits reveal community effects of toxicants. Science of the total environment 406: 484-490.
- Liess M, Von der Ohe P. 2005. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. Environ. Toxicol. Chem. 24: 954–965.
- López van Oosterom MV, Ocon CS, 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 3(1): 57-65.
- López Van Oosterom MV. 2014. Relaciones tróficas de los principales macroinvertebrados en sistemas lóticos de la llanura pampeana: su relación con la calidad del agua. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. 176 p.
- Loydi A. 2012. Vegetation change in response to grazing exclusion in montane grasslands, Argentina. Plant Ecology. Evolution. 145: 313-322.
- Lupi L, Miglioranza KSB, Aparicio VC, Marino D, Bedmar F, Wunderlin DA. 2015. Occurrence of glyphosate and AMPA in an agricultural watershed from the southeastern region of Argentina. Science of the Total Environment 536: 687-694.
- Machado V, Granda R, Endara A. 2018. Análisis de macroinvertebrados bentónicos e índices biológicos para evaluar la calidad del agua del Río Sardinas, Chocó Andino Ecuatoriano. Enfoque UTE 9(4): 154-167.

- Magurran AE. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey. p. 179.
- Manuel-Navarrete D, Gallopín G, Blanco M, Díaz-Zorita M, Ferraro D, Herzer H, Latorra P, Morello J, Murmis MR, Pengue W, Piñeiro M, Podestá G, Satorre EH, Torrent M, Torres F, Viglizzo E, Caputo MG, Celis MA. 2005. Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extrapampeanas: sostenibilidad, brechas de conocimiento e integración de políticas. Serie Medio Ambiente y Desarrollo 118. CEPAL, Chile.
- Marino D, Ronco A. 2005. Cypermethrin and chlorpiryfos concentration levels in surface water bodies of the Pampa Ondulada, Argentina. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 75(4): 820-826.
- Márquez G. 2000. Vegetación, población y huella ecológica como indicadores de sostenibilidad en Colombia. *Gestión y ambiente* 5: 33-49.
- Marrochi MN. 2018. Impacto de agroquímicos sobre los ensambles de macroinvertebrados en arroyos rurales. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata. 150 p.
- Mathuriau C, Chauvet E. 2002. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society* 21(3): 384-396.
- McCune B, Mefford MJ. 2011. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 6.0. MjM Software, Gleneden Beach, USA.
- Medan D, Torretta JP, Hodara K, Fuente EB, Montaldo NH. 2011. Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina. *Biodivers. Conserv.* 20: 3077-3100.
- Medupin C. 2020. Spatial and temporal variation of benthic macroinvertebrate communities along an urban river in Greater Manchester, UK. *Environ Monit Assess* 192: 84-103.
- Menjivar Rosa RA. 2010. Guía ilustrada para el estudio ecológico y taxonómico de los insectos acuáticos del Orden Diptera en El Salvador. En: Springer M, Sermeño Chicas JM (Eds.) *Formulación de una guía metodológica estandarizada para determinar la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando insectos acuáticos*. Proyecto Universidad de El Salvador (UES)-Organización de los Estados Americanos (OEA). Editorial Universitaria UES, San Salvador, El Salvador. p. 50.

- Merritt RW, Cummins KW, Berg MB. 2017. Trophic Relationships of Macroinvertebrates. En: Hauer FR, Lamberti, GA (Eds.). Methods in Stream Ecology. Elsevier. p. 372.
- Miserendino ML. 1995. Composición y distribución del macrozoobentos de un sistema lótico andino-patagónico. Ecología Austral 5: 133-142.
- Miserendino ML. 2009. Effects of flow regulation, basin characteristics and land-use on macroinvertebrates communities in a large arid Patagonian river. Biodiversity and Conservation 8(7): 1921-1943.
- Mittelbach GG, Schemske DW. 2015. Ecological and evolutionary perspectives on community assembly. Trends in Ecology & Evolution. 30: 241-247.
- Modernel P, Rossing WAH, Corbeels M, Dogliotti S, Picasso V, Tiftonell P. 2016. Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. Environmental Research Letters 11: 113002.
- Montico S, Di Leo N. 2007. Cambio de la sostenibilidad biofísica en cuencas hidrográficas: tres décadas de reemplazo de pastizales naturales por agricultura. Cuadernos del Curiam 13: 1-7.
- Moreno C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, España. p. 84.
- Moreno C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, España. p. 84.
- Motta R, Uieda V. 2004. Diet and trophic groups of an aquatic insect community in a tropical stream. Brazilian Journal of Biology 64: 809-817.
- Mugni H, Ronco A, Bonetto C. 2011. Insecticide toxicity to *Hyaella curvispina* in runoff and stream water within a soybean farm (Buenos Aires, Argentina). Ecotoxicology and Environmental Safety 74: 350-354.
- O'Farrel I. 1992. Fitoplancton de sistemas lóticos de llanura. Río Salado (Buenos Aires) y tributarios inferiores del Río Uruguay. Tesis de doctorado. https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/download/tesis/tesis_n2539_OFarrel.pdf.
- Ocon CS, López Van Oosterom MV, Muñoz MI, Rodrigues Capítulo A. 2013. Macroinvertebrate trophic responses to nutrient addition in a temperate stream in South America. Fundamental and Applied Limnology 182(1): 17-30.
- Ocon CS, Rodrigues Capítulo A, Paggi AC. 2008. Evaluation of zoobenthic assemblages and recovery following petroleum spill in a coastal area of Río de la Plata estuarine system, South America. Environmental Pollution 156: 82-89.

- Palma A. 2013. Guía para la identificación de invertebrados acuáticos. 1era Edición. p. 122.
- Palmer C, O'Keeffe J, Palmer A, Dunne T, Radloff S. 1993. Macroinvertebrate functional feeding groups in the middle and lower reaches of the Buffalo River eastern Cape, South Africa. I. Dietary variability. *Freshwater Biology* 29: 441-453.
- Patang F, Soegianto A, Hariyanto S. 2018. Benthic macroinvertebrates diversity as bioindicator of water quality of some rivers in East Kalimantan, Indonesia. *International Journal of Ecology* vol. 2018: 1-11.
- Paul MJ, Meyer JL. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 32: 333-365.
- Pavé PJ, Marchese M. 2005. Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecología Austral* 15: 183-197.
- Pavé, PJ. 2012. Efectos de metales pesados sobre invertebrados bentónicos. Tesis Doctoral. Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas. Universidad Nacional del Litoral. 197 p.
- Pérez-Munguía R, Pineda-López R, Medina-Nava M. 2007. Integridad biótica en ambientes acuáticos. Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. Sánchez Ó, Herzing M. Peters E, Márquez R, Zambrano L. (eds.). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, INE, US Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación AC, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Pordomingo A. 2003. Gestión ambiental en el feedlot. Guía de buenas prácticas. INTA Anguil, La Pampa. Argentina. p. 90.
- Prat N, Munné A. 2014. Biomonitorio de la calidad del agua en los ríos ibéricos: lecciones aprendidas. *Limnetica* 33: 47-64.
- Prat N, Ríos-Touma B, Acosta R, Rieradevall M. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En Domínguez E, Fernández H. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina: 631-654.
- Príncipe RE, Gualdoni CM, Oberto AM, Raffaini GB, Corigliano MC. 2010. Spatial-temporal patterns of functional feeding groups in mountain streams of Córdoba, Argentina. *Ecología Austral* 20: 257-268.

- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rodrigues Capítulo A, Armendáriz L, Siri A, Altieri P, Ocon C, Cortese B, Rodríguez Catanzaro L, Zanotto Arpellino JP, Rodríguez M, Donato M. 2020. Caracterización estructural y funcional de los macroinvertebrados en los bañados de desborde fluvial del área pampeana. *Biología Acuática* 35: 1-21.
- Rodrigues Capítulo A, Gómez N. 2018. Programa de monitoreo integrado de calidad de agua superficial y sedimentos de la cuenca Matanza-Riachuelo y sistematización de la información generada. Instituto de Limnología "Dr. R. A. Ringuelet".
- Rodrigues Capítulo A, Ocón C, Tangorra M. 2004. Una visión bentónica de arroyos y ríos pampeanos. *Biología Acuática* 21: 1-18.
- Rodrigues Capítulo A, Tangorra M, Ocón C. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35: 109-119.
- Rodrigues Capítulo A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 58: 208-217.
- Ronco AE, Marino DJG, Abelando M, Almada P, Apartin CD. 2016. Water quality of the main tributaries of the Paraná Basin: glyphosate and AMPA in surface water and bottom sediments. *Environ Monit Assess* 188: 1-13.
- Rosemond AD, Pringle CM, Ramírez A. 1998. Macroconsumer effects on detritus and detritivores in a tropical stream. *Fresh. Biol.* 39: 515-524.
- Rositano F, López M, Benzi P, Ferraro DO. 2012. Servicios de los ecosistemas: un recorrido por los beneficios de la naturaleza. *Revista agronomía & ambiente* 32(1-2): 49-60.
- Roy AH, Rosemond AD, Paul MJ, Leight DS, Wallace JB. 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology* 48: 329-346.
- Saigo M, Marchese M, Montalto L. 2009. Hábitos alimentarios de *Hyaella curvispina* Shoemaker, 1942 (Amphipoda: Gammaridea) en ambientes leníticos de la llanura aluvial del río Paraná Medio. *Natura Neotropicalis* 40: 43-59.
- Sala OE, Paruelo JM. 1997. Ecosystems services in grasslands. En: Daily GC. 1997. *Nature's Services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press. p. 393.

- Sánchez-Vélez A, García-Núñez RM. 1999. Biomonitoring de ríos en la gestión de cuencas; Una aproximación introductoria. IX Congreso Nacional de Irrigación. Simposio 4: Manejo Integral de Cuencas Hidrológicas.
- Sansiñena JA, Peluso L, Salgado Costa C, Demetrio PM, Mac Loughlin TM, Marino DJG, Alcalde L, Natale GS. 2018. Evaluation of the toxicity of the sediments from an agroecosystem to two native species, *Hyaella curvispina* (Crustacea: Amphipoda) and *Boana pulchella* (Amphibia: Anura), as potential environmental indicators. *Ecological Indicators* 93: 100-110.
- Sedlák, E. 1983. Feeding habits of some caddis larvae. *Scripta facultatis Scientiarum Naturalium Universitatis Purkynianae Brunensis* 13: 33-42.
- Seeboonruang U. 2012. A statistical assessment of the impact of land uses on surface water quality indexes. *Journal of Environmental Management* 101: 134-142.
- Segnini S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos* 16: 45-63.
- Smith TM, Smith RL. 2007. *Ecología*. Madrid. Pearson Educación. p. 776.
- Solis M, Arias M, Fanelli S, Bonetto C, Mugni H. 2019. Agrochemicals' effects on functional feeding groups of macroinvertebrates in Pampas's streams. *Ecological Indicators* 101: 373-379.
- Solis M, Bonetto C, Marrochi N, Paracampo A, Mugni H. 2018. Aquatic macroinvertebrate assemblages are affected by insecticide applications on the Argentine Pampas. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 148: 11-16.
- Solis M, Mugni H, Hunt L, Marrochi N, Fanelli S, Bonetto C. 2016. Land use effect on invertebrate assemblages in Pampasic streams (Buenos Aires, Argentina). *Environ Monit Assess* 188 (9). <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-016-5545-3>.
- Solis M. 2016. Impacto de agroquímicos en arroyos de cuencas rurales. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata. 131 p.
- Suberkropp K. 1992. Interactions with invertebrates En: F. Bärlocher (ed.). *The Ecology of Aquatic Hyphomycetes*. Berlín. Springer. p. 118-194.
- Tomanova S, Goitia E, Helesic J. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* 556: 251-264.
- Transpurger W. 2000. The biology and ecology of lotic nematodes. *Freshwater Biology* 44: 29-45.

- Valverde Legarda NL, Caicedo Quintero O, Aguirre Ramírez NJ. 2009. Análisis de calidad de agua de la quebrada La Ayurá con base en variables fisicoquímicas y macroinvertebrados acuáticos. *Producción más limpia* 1: 44-60.
- Viglizzo E, Roberto Z, Brockington N. 1992. Análisis del impacto de componentes ambientales y empresariales sobre el comportamiento de agroecosistemas de la pampa semiárida argentina. *Revista Argentina de Producción Animal* 12: 319-329.
- Villanueva MC, Zapata FC. 2016. Análisis de la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas mediante indicadores ambientales, Junín-Perú. *Scientia Agropecuaria* 7: 33-44.
- Wallace JB, Webster JR. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology* 41: 115-139.
- Wheelock CE, Miller JL, Miller MJ, Phillips BM, Gee SJ, Tjeerdema RS, Hammock BD. 2005. Influence of container adsorption upon observed pyrethroid toxicity to *Ceriodaphnia dubia* and *Hyalella azteca*. *Aquatic Toxicology* 74: 47-52.
- Wilhm JL, Dorris TC. 1968. Biological parameters for water quality criteria. *Bioscience*: 477-481.
- Xuereb B, Chaumot A, Mons R, Garric J, Geffard O. 2009. Acetylcholinesterase activity in *Gammarus fossarum* (Crustacea: Amphipoda) intrinsic variability, reference levels, and a reliable tool for field surveys. *Aquatic Toxicology* 93: 225-233.
- Yépez Rosado A, Yépez Yanez AB, Urdánigo Zambrano JP, Morales DC, Guerrero NM, TayHing CC. 2017. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad hídrica en áreas de descargas residuales al río Quevedo, Ecuador. *Ciencia y Tecnología UTEQ* 10: 27-34.
- Zarragoicoechea P. 2019. Efectos del engorde a corral sobre la concentración de nitratos en el agua freática en el partido de Saladillo. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata. 111 p.
- Zhao Y, Liu Z, Wu J. 2020. Grassland ecosystem services: A systematic review of research advances and future directions. *Landscape Ecology* 35: 793-814.
- Zilli FL, Montalto L, Marchese MR. 2008. Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the Paraná River floodplain (Argentina). *Limnologica* 38: 159-171.

- Zuliani J. 2018. Comunidades de invertebrados bentónicos en lagunas salinas del sur de la provincia de Santa Fe (Argentina) frecuentadas por *Phoenicoparrus andinus* (flamenco andino) y *Phoenicopterus chilensis* (flamenco austral). Tesina de grado. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Rosario. 43 p.
- Zuur AF, Ieno EN, Elphick CS. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1: 3-14.

ANEXOS

Anexo I. Sensibilidad de morfoespecies de macroinvertebrados bentónicos

Tabla A. Sensibilidad de las morfoespecies de macroinvertebrados bentónicos registrados en el sitio de estudio. MT = muy tolerante, T= Tolerante, S= Sensible

Morfoespecie	MT	T	S
Nematoda	X		
Naididae	X		
Glossiphoniidae		X	
<i>Hydra</i> sp.			X
Chydoridae		X	
Daphniidae		X	
<i>Aegla</i> sp.		X	
<i>Hyalella</i> sp.			X
Cyprididae		X	
Ascidae		X	
<i>Hydroptila</i> sp.			X
Hydrophilidae		X	
Dasyhelea		X	
Chironomidae	X		
<i>Culex</i> sp.	X		
Empididae	X		
Ephydridae	X		
Simuliidae	X		
Corixidae		X	
Curculionidae		X	
Noteridae		X	
Baetidae		X	
Caenidae		X	
Lestidae		X	
<i>Heleobia</i> sp.		X	
<i>Physa</i> sp.		X	
Planorbidae		X	
Potamolitus		X	
<i>Corbicula</i> sp.		X	

Morfoespecie	MT	T	S
<i>Musculium</i> sp.		x	

Anexo II: Imágenes a la lupa de macroinvertebrados bentónicos encontrados en los sitios de muestreo

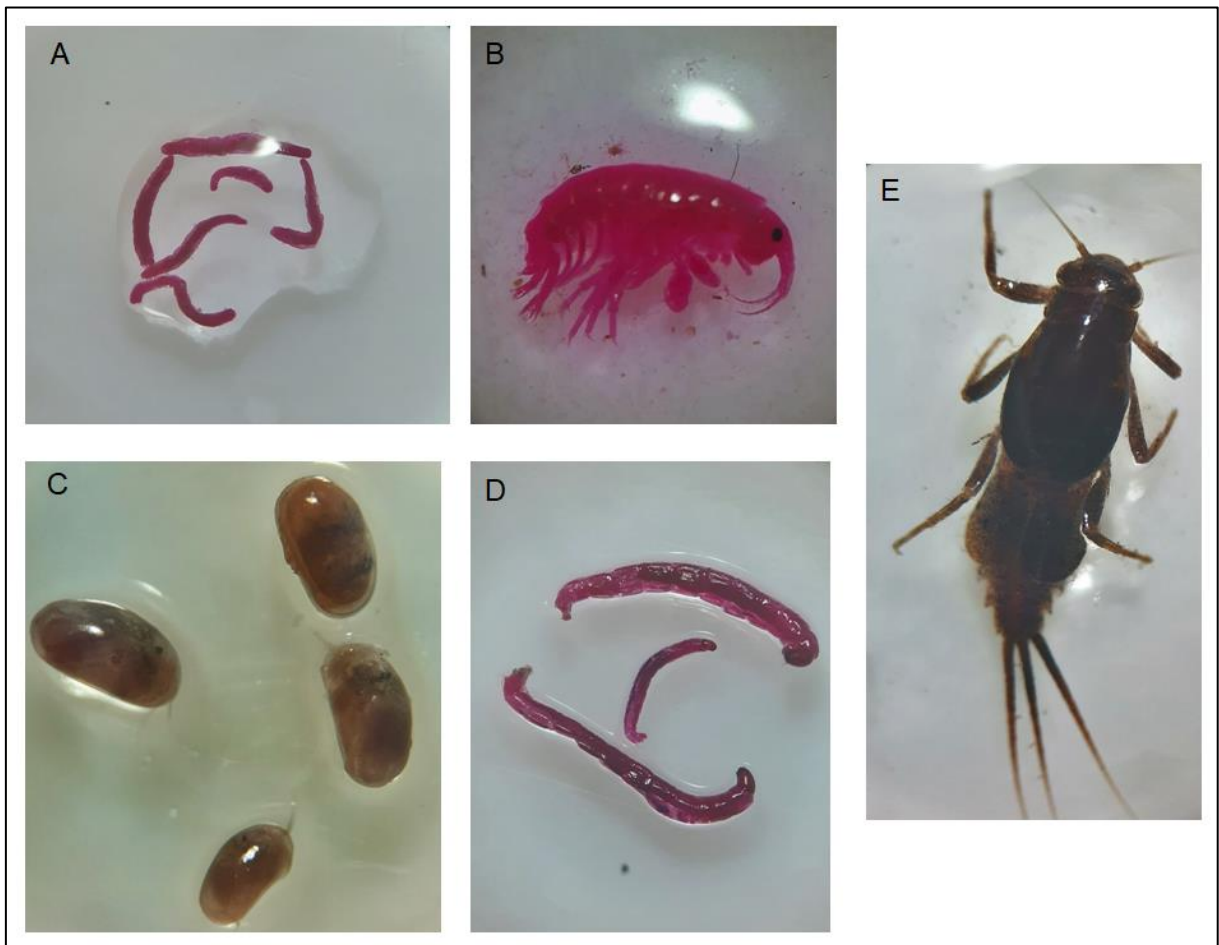


Figura A. Ejemplares pertenecientes al grupo funcional colector-recolector (GC). **A)** Naididae. **B)** *Hyalella* sp. **C)** Cyprididae. **D)** Chironomidae **E)** Caenidae

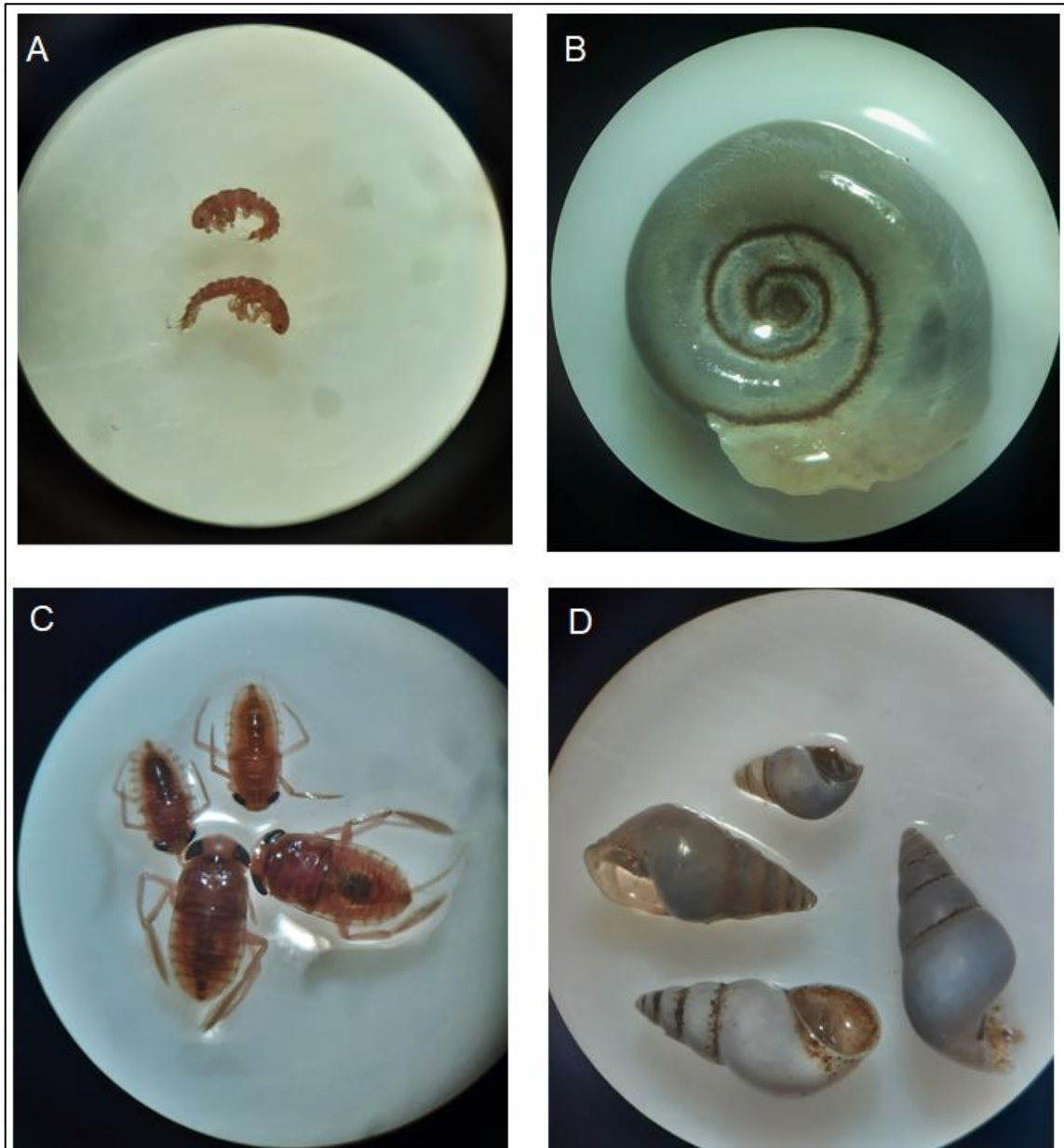


Figura B. Ejemplares pertenecientes al grupo funcional raspador (SC). **A)** *Hydroptila* sp. **B)** Planorbidae. **C)** *Sigara* sp. **D)** *Heleobia* sp.

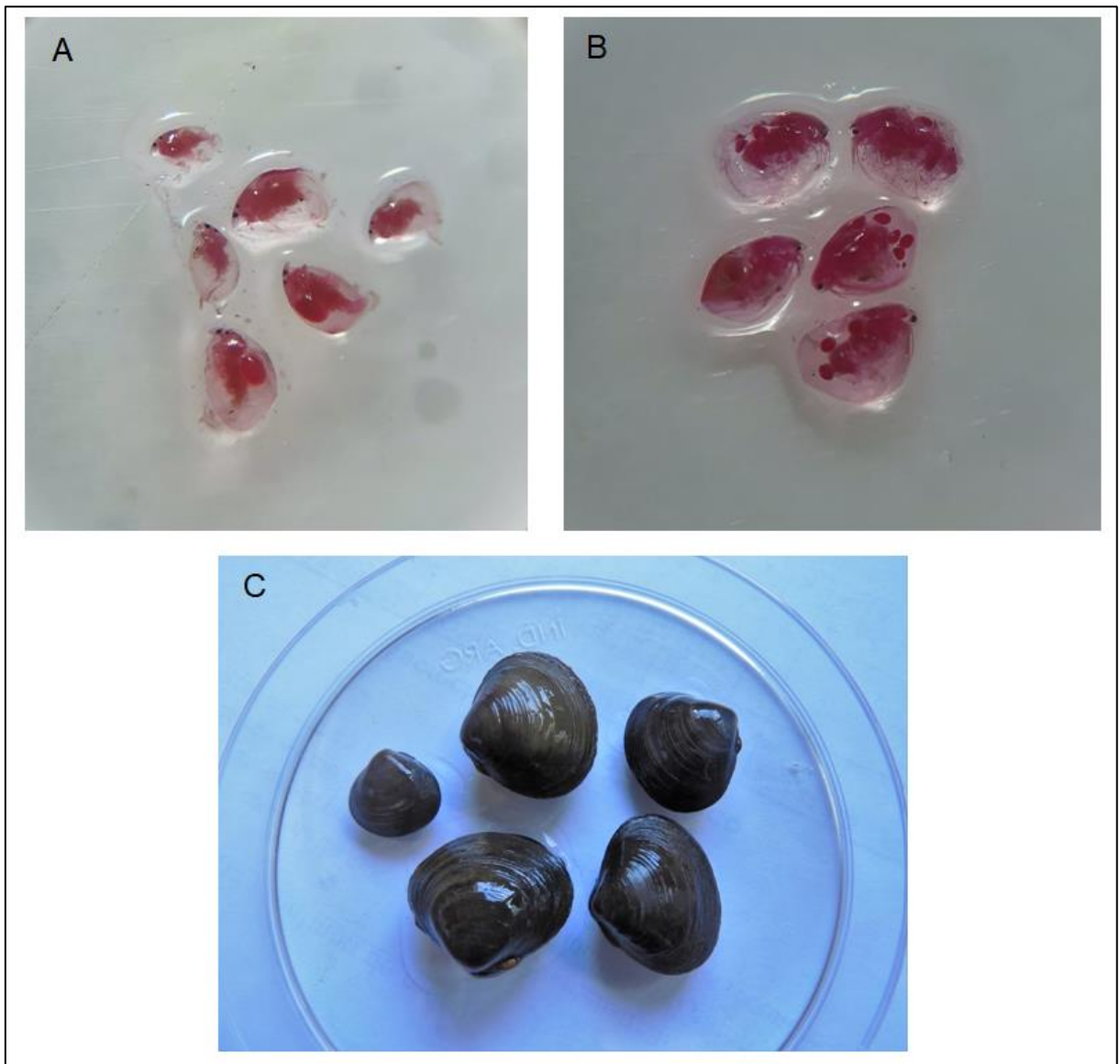


Figura C. Ejemplares pertenecientes al grupo funcional filtrador-colectores (FC). **A)** Chydoridae. **B)** Daphniidae. **C)** *Corbicula* sp.



Figura D. Ejemplar perteneciente al grupo funcional fragmentador (SH). Morfoespecie *Aegla* sp.



Figura E. Ejemplares pertenecientes al grupo funcional generalista (G). Morfoespecie Nematoda

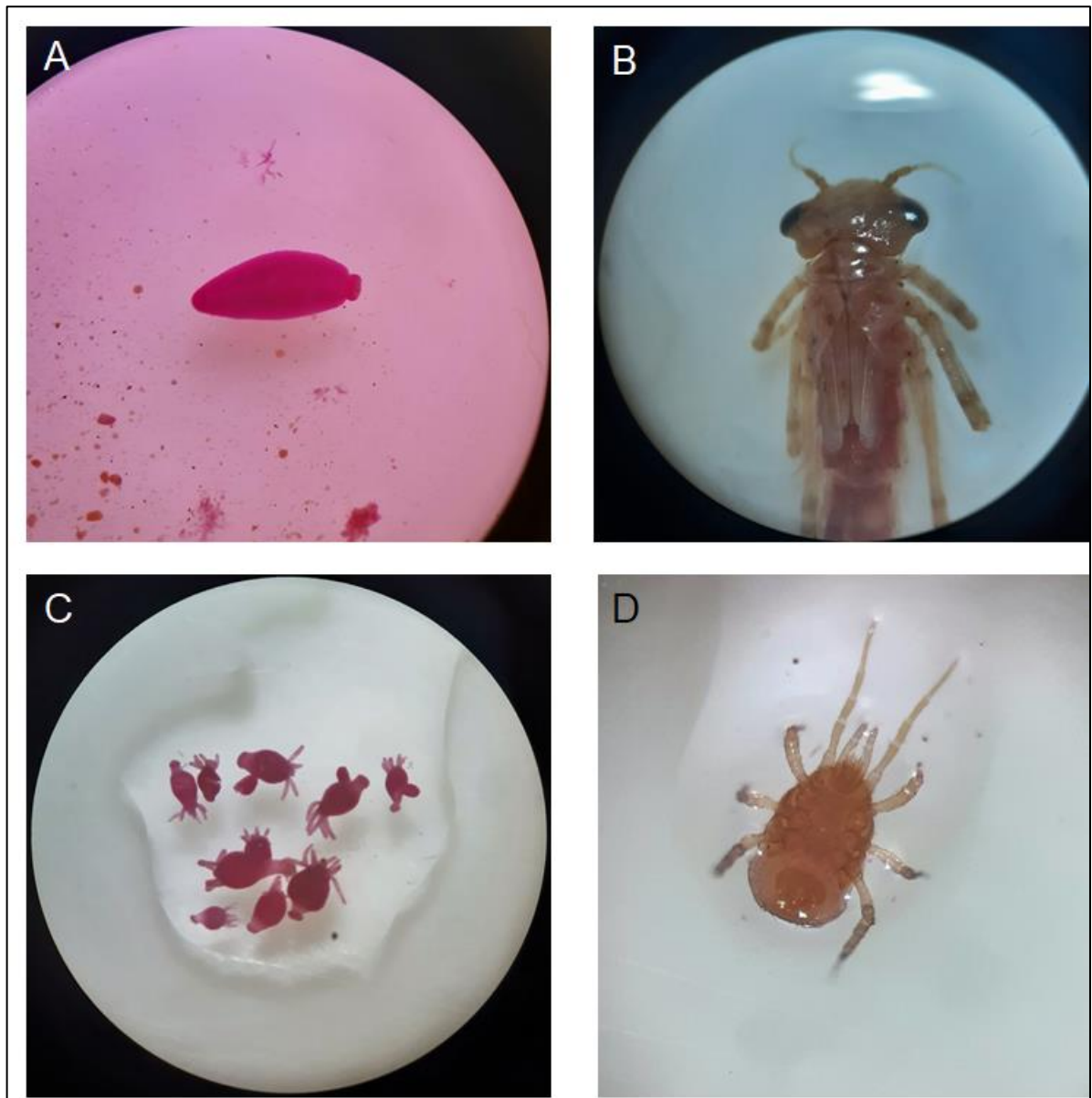


Figura F. Ejemplares pertenecientes al grupo funcional predador (P). **A)** Glossiphoniidae. **B)** Lestidae. **C)** *Hydra* sp. **D)** Ascidae