



# **“Comparación entre los ensambles de macroinvertebrados de dos arroyos previo a su conexión por trasvase”**

Celina Garreta  
Tesina de Grado  
Licenciatura en Ciencias Biológicas

Tutor: Dr. Rafael Arocena  
Co-tutor: MSc. Manuel Castro  
Sección Limnología

Montevideo, 2024

## Índice

Índice de tablas .....	III
Índice de figuras .....	III
Agradecimientos .....	V
Resumen .....	VI
Introducción .....	7
Antecedentes .....	15
Conflicto y trasvase en la Laguna del Cisne .....	17
Objetivo .....	21
Objetivo general .....	21
Objetivos específicos .....	21
Metodología .....	22
Área de Estudio .....	22
Muestreo .....	28
Análisis de datos .....	29
Resultados .....	32
Evaluación del hábitat .....	32
Parámetros fisicoquímicos .....	39
Macroinvertebrados .....	40
Curvas de acumulación .....	40
Riqueza .....	42
Abundancia relativa .....	45
Grupos funcionales alimenticios .....	50
Comparación de la composición de macroinvertebrados entre sitios .....	51
Discusión .....	56
Hábitat .....	57
Parámetros fisicoquímicos .....	58
Macroinvertebrados .....	59
Potenciales efectos del trasvase .....	62
Conclusión .....	67
Bibliografía .....	68

## Índice de tablas

Tabla 1. Evaluación del hábitat para los 3 sitios de estudio.....	32
Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos en los sitios de estudio .....	40
Tabla 3. Taxones encontrados en los sitios de muestreo .....	43
Tabla 4. Número de individuos, riqueza e índice de Chao 1 para todos los sitios.....	45
Tabla 5. Familias de macroinvertebrados más relacionadas con los parámetros fisicoquímicos en el análisis canónico de correspondencia .....	53

## Índice de figuras

Figura 1. Evolución en las extracciones mundiales de agua, período 1900-2010. *Evaporación de lago artificiales.....	8
Figura 2. Distribución geográfica de los meses con escasez de agua >100% (proporción entre consumo y demanda) .....	9
Figura 3. Tendencias promedio mundiales en el régimen de precipitaciones .....	10
Figura 4. Balnearios incluidos dentro de Costa de Oro, departamento de Canelones .....	17
Figura 5. Trasvase de agua entre la cuenca de arroyo Solís Chico y Laguna del Cisne .....	19
Figura 6. Principales subcuencas que conforman la cuenca de la Laguna del Cisne .....	23
Figura 7. Usos de suelo 2020-2021 en la cuenca de la Laguna del Cisne .....	24
Figura 8. Uso de suelo 2020-2021 en la cuenca de la Cañada del Cisne .....	25
Figura 9. Usos del suelo 2020-2021 en la cuenca del Arroyo Solís Chico. ....	26
Figura 10. Sitios de estudio sobre el arroyo Solís Chico y la cañada del Cisne. ....	28
Figura 11. Entubamiento y puente en el arroyo Solís Chico en el sitio Toma. ....	34
Figura 12. Puente y zona riparia en arroyo Solís Chico en el sitio Toma. ....	35
Figura 13. Zona riparia en arroyo Solís Chico en el sitio Aguas Arriba. ....	36
Figura 14. Raíces expuestas y orillas erosionadas en los sitios Aguas Arriba (A), Toma (B), y Cañada (C). ....	37
Figura 15. Troncos sumergidos en el sitio Aguas Arriba del arroyo Solís Chico. ....	38
Figura 16. Variación del porcentaje de dosel en el canal húmedo entre los sitios Aguas Arriba (A), Toma (B) y Cañada (C). ....	39
Figura 17. Curva de acumulación de especies para Aguas Arriba .....	41
Figura 18. Curva de acumulación de especies para Toma .....	42
Figura 19. Abundancia relativa de las clases de macroinvertebrados encontrados en los sitios Aguas Arriba (A), Toma (B) y Cañada (C).....	46
Figura 20. Abundancia relativa de los órdenes de insectos encontrados en los sitios Aguas Arriba (A), Toma (B), y Cañada (C). ....	47
Figura 21. Abundancia relativa de familias de moluscos encontrados en los sitios Aguas Arriba (A), Toma (B) y Cañada (C). ....	48
Figura 22. Abundancia relativa de los órdenes de crustáceos encontrados en Aguas Arriba (A), Toma (B) y Cañada (C). ....	49
Figura 23. Abundancia relativa de los géneros encontrados en Aguas Arriba, Toma y Cañada .....	50
Figura 24. Abundancia relativa de los grupos funcionales alimenticios encontrados en los sitios Aguas Arriba (A), Toma (B) y Cañada (C).....	51
Figura 25. Análisis de Componentes principales con Biplot a partir de la matriz de correlación entre	

las familias .....	52
Figura 26. Análisis canónico de correspondencia entre los sitios de estudio, las familias de macroinvertebrados y los parámetros fisicoquímicos. ....	53
Tabla 5. Familias de macroinvertebrados más relacionadas con los parámetros fisicoquímicos en el análisis canónico de correspondencia. ....	53
Figura 27. Análisis de agrupamiento utilizando el índice de distancias de Bray-Curtis para los sitios de estudio.....	55

## Agradecimientos

A mi tutor, Rafael Arocena, por la guía continua durante esta etapa de mi aprendizaje.

A mi co-tutor, Manuel Castro, por la ayuda durante los muestreos y la identificación de los macroinvertebrados.

A Walter Norbis, por la guía indispensable para el tratamiento y análisis de los datos.

A colegas de trabajo, amigos y compañeros de facultad, por estar presente e incentivar me a continuar este proceso.

A Guillermo Chalar, responsable del proyecto de monitoreo en la Laguna del Cisne y el arroyo Solís Chico, por permitirme ser parte del equipo de investigación.

A OSE Salinas, por permitirme llevar a cabo mi tesina de grado en referencia al trasvase de aguas.

A familia por el apoyo incondicional durante toda mi carrera, especialmente en esta última etapa.

A mi pareja por estar siempre presente y levantarme el ánimo cuando más lo necesitaba.

A todos ustedes,

Muchas gracias

## Resumen

La demanda por agua ha aumentado a nivel mundial desde 1980, debido al crecimiento poblacional, la expansión territorial de la agricultura y la industria, y el calentamiento global. Con el objetivo de abastecer de agua a estos sectores, los gobiernos emplean diferentes estrategias. Entre ellas están los trasvases, que permiten el pasaje de agua desde una cuenca hacia otra para cumplir con parte de la demanda de agua. Muchos autores señalan los posibles impactos de los trasvases y la necesidad de estudios de impacto ambiental de los mismos. En Uruguay, se ha aprobado el trasvase arroyo Solís Chico-Laguna del Cisne a través de la cañada del Cisne, un afluente directo de la laguna, para el abastecimiento de agua potable. El objetivo de esta tesina es establecer los posibles impactos en la cañada del Cisne haciendo uso de los macroinvertebrados, los cuales, gracias a su capacidad integradora, son buenos indicadores de la calidad de las aguas de los sitios que habitan. Para esto, se muestrearon dos sitios en el arroyo Solís Chico: aguas arriba y en la zona donde se ubicará la toma de agua, y un sitio en la cañada del Cisne. En todos se realizaron evaluaciones visuales del hábitat, se tomaron parámetros fisicoquímicos del agua y se recolectaron macroinvertebrados para su determinación y conteo. Los resultados indicaron que los sitios en el arroyo Solís Chico eran más parecidos entre sí que a la cañada del Cisne. Los macroinvertebrados presentes en el arroyo revelan que el mismo presenta aguas de buena calidad en comparación con la cañada, cuyo ensamble presentó mayor cantidad de taxones tolerantes. Se concluye que el trasvase expandiría el rango de distribución de algunos macroinvertebrados, afectando a las comunidades propias en el largo plazo y la posible expansión de *Corbicula fluminea*, una especie invasora. Es necesario, por tanto, el establecimiento de monitoreos en dichas cuencas con el fin de poder evaluar dichos impactos.

Palabras clave: Ríos, impacto ambiental, especies invasoras

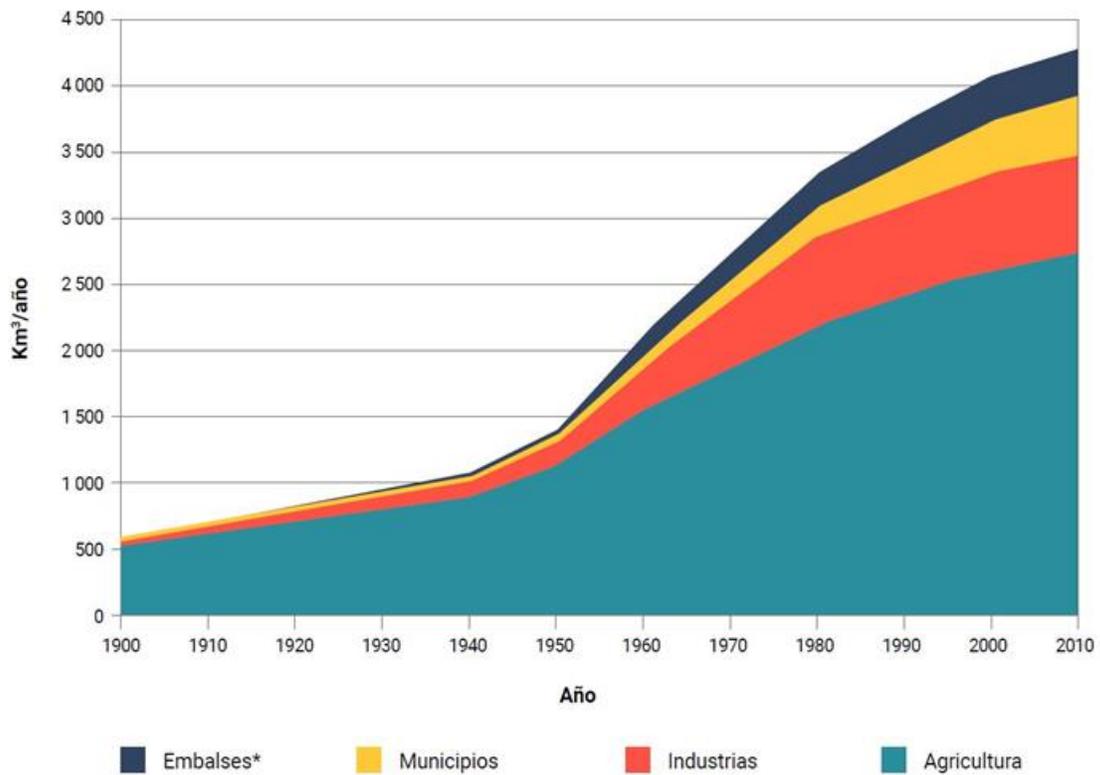
## Introducción

Los ecosistemas acuáticos continentales son sistemas más vulnerables que los terrestres al impacto antrópico debido a cuatro aspectos (Dudgeon et al., 2005). El primero es que las aguas continentales representan 0,01% de toda el agua disponible en el planeta, y se distribuye en el 0,80% de la superficie terrestre. Esta escasez hace que los ecosistemas acuáticos sean menos estudiados. El segundo motivo es la distribución heterogénea del conocimiento de la biota acuática continental. Las zonas de alto endemismo y mayor riqueza específica corresponden a los trópicos, donde menos se conocen las especies biológicas, y en particular las de macroinvertebrados. El tercer motivo es que estos ecosistemas son receptores de sedimentos, contaminantes, y desechos de las actividades antrópicas que se realizan en sus cuencas. Finalmente, el último aspecto hace referencia a los cambios físicos que las sociedades hacen en esta clase de ecosistema, desde la extracción de agua, hasta la modificación total o parcial de los cursos de agua.

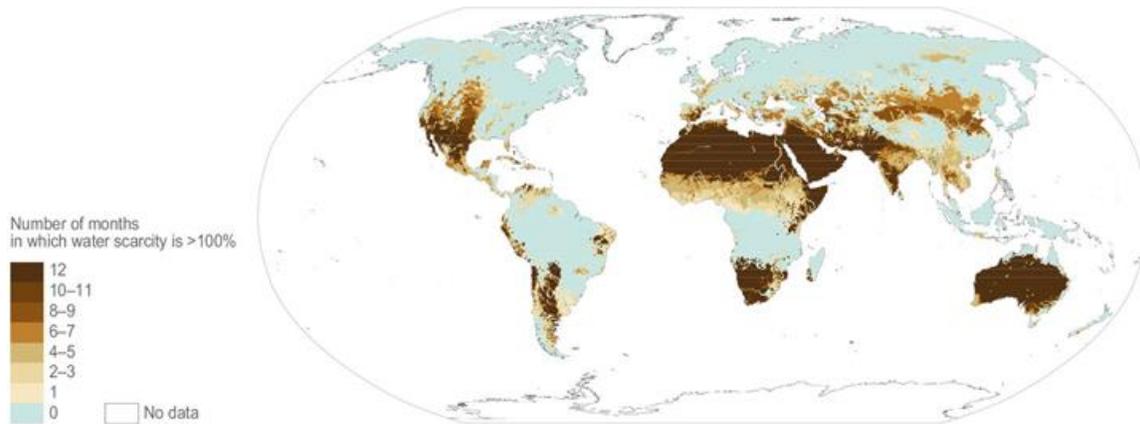
Estos sistemas acuáticos son importantes para la humanidad ya que brindan servicios ecosistémicos tales como alimentos, transporte, recreación y el agua misma. Sin embargo, sumado a las vulnerabilidades ya mencionadas, estos ecosistemas se ven presionados por otros factores. Las presiones sobre el agua potable han aumentado a una tasa del 1% anual desde 1980 (Figura 1; ONU, 2021). La incapacidad de abastecimiento debido al poco volumen disponible, varía temporalmente de acuerdo con el régimen hidrológico natural y con la gestión del recurso (FAO, 2013). En el futuro, es esperable que fenómenos como el cambio climático y el desarrollo económico generen carencias más graves y recurrentes (FAO, 2013).

Actualmente, gran parte del agua dulce disponible mundialmente está dirigida al rubro agrícola (Figura 1), incluyendo actividades como la ganadería y la acuicultura.

En menor medida se presentan otros usos como el industrial, el municipal y los embalses para generación de energía eléctrica. Se estima que aproximadamente 4000 millones de personas no cuentan con acceso al agua para consumo humano durante al menos un mes al año, siendo las zonas tropicales aquellas con mayor deficiencia (Figura 2; Caretta et al., 2022).



**Figura 1.** Evolución en las extracciones mundiales de agua, período 1900-2010. \*Evaporación de lago artificiales. Tomada de: ONU, 2021.

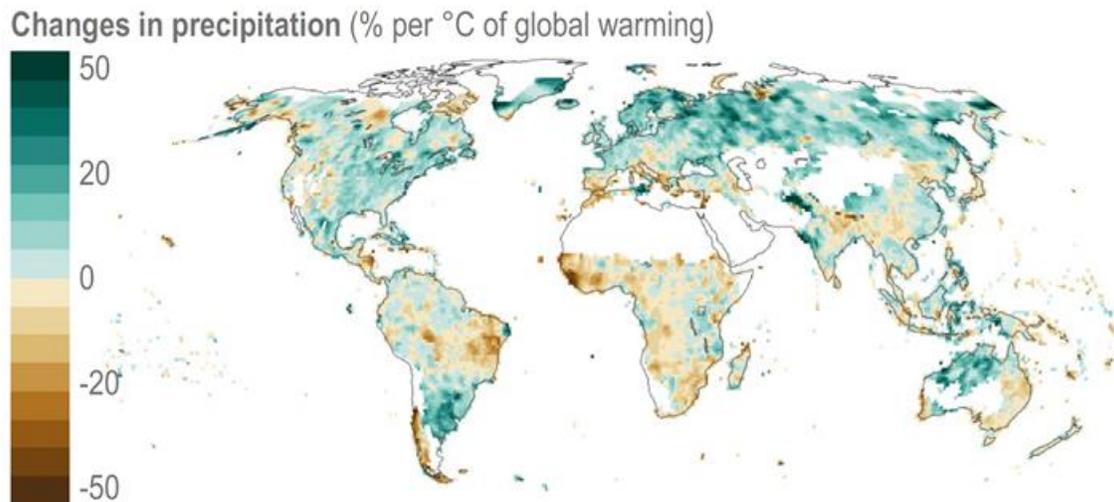


**Figura 2.** Distribución geográfica de los meses con escasez de agua >100% (proporción entre consumo y demanda). Tomado de: Caretta et al., 2022.

Mientras que en otras partes del globo la falta de agua está relacionada con ciudades densamente pobladas, en América Latina la problemática está vinculada con la falta de acceso, factores geográficos y geológicos (Faúndez et al., 2022). La destrucción de los ecosistemas, la disminución en el volumen de agua subterránea disponible y la apropiación del recurso por privados, son las causas de los problemas de acceso al agua (Srinivasan et al., 2012). Sin embargo, las causas más graves son aquellas que provocan afectaciones en el clima (Caretta et al., 2022).

El calentamiento global es producido por el incremento de ciertos gases en la atmósfera que produce cambios en el clima (Houghton, 2005). A esos gases se los denomina de efecto invernadero (GEI), ya que reflejan la energía infrarroja de y hacia la corteza terrestre, incrementando la temperatura superficial del planeta (Houghton, 2005). Los GEI son producidos por diversas actividades, como extracción y uso de petróleo, deforestación, ganadería, etc., y por fenómenos naturales como el vulcanismo. Dentro de estos gases, el más importante, por su mayor concentración atmosférica y por su capacidad de absorción y emisión de energía, es el dióxido de carbono (Adedeji, Reuben y Olatoye, 2014; Allen et al., 2018; Houghton, 2005). Los principales efectos del cambio climático para el acceso al agua son las modificaciones al ciclo hidrológico natural, haciendo variar la precipitación y la evaporación. Si bien el régimen de precipitaciones varía con el

área geográfica (Figura 3), se prevén eventos de precipitación más intensos y cortos (principalmente durante el verano tardío) y sequías más intensas y prolongadas (Caretta et al., 2022).



**Figura 3.** Tendencias promedio mundiales en el régimen de precipitaciones. Tomado de: Caretta et al., 2022.

Para revertir las carencias en el suministro de agua los gobiernos pueden recurrir a diversas estrategias que aumenten el volumen de agua disponible o que mejoren la gestión del recurso (FAO, 2013). Dentro de las primeras se encuentran los trasvases (UNESCO, 2019) que consisten en el pasaje de agua desde un sistema para abastecer a otro (Zhuang, 2016). Este tipo de obra está ampliamente generalizado y, de acuerdo al ex Secretario General de Naciones Unidas, Ban Ki-Moon, es esperable que su demanda aumente en el futuro (Zhuang, 2016). El principal objetivo de los trasvases es cumplir con la demanda de agua para las ciudades o industrias, la mejora en la calidad del agua, o la generación de electricidad por parte de represas hidroeléctricas (Snaddon, Wishart y Davies, 1998; Cole y Carver, 2011).

Aunque esta clase de proyectos han sido beneficiosos para el desarrollo económico (Faúndez et al., 2022), el impacto social y ambiental es generalmente minimizado o

no considerado (Davies, Thoms, y Meador, 1992). Algunas problemáticas sociales relacionadas son la pérdida de zonas de recreación y zonas estéticas (Cole y Carver, 2011; Baeza, 2019). Pero de las más importantes es el pago de los usuarios por la inversión, como en el caso del Central Valley Project y el State Water Project en California o el Central Arizona Project, cuyo costo es tan elevado que se usa menos del 1% del total disponible (Baeza, 2019).

Los trasvases generan múltiples cambios a nivel ambiental. El incremento en la cantidad de agua en el ecosistema genera modificaciones en la extensión de su zona riparia e inundable (Cole y Carver, 2011). Los cambios en los regímenes hidrológicos pueden generar un decremento de la calidad del agua, menor capacidad de resiliencia, impactos en la biodiversidad acuática y en la disponibilidad de hábitat (Cole y Carver, 2011; Zhuang, 2016). Es esperable que estos cambios afecten al equilibrio del ecosistema, la calidad de sus aguas y la fauna y flora (Baeza, 2019; Cole y Carver, 2011). Por ejemplo, los trasvases Severskiy Donets-Donbas Canal en Rusia y Lower River Murray Transfers en Australia han perjudicado la calidad de las aguas en la cuenca receptora por el aporte excesivo de nutrientes desde la cuenca donadora generando el incremento de algas filamentosas y blooms de cianobacterias, respectivamente (Snaddon et al., 1999).

El cuerpo receptor sufre otras repercusiones ambientales, como ser en temperatura, profundidad, turbidez, orillas y la mezcla de la biota local con la del sistema de aporte (Snaddon, Wishart y Davies, 1998). Por ejemplo, el trasvase desde el Lago Titicaca hacia el Río Desaguadero, ha impactado en el lago ocasionando la disminución del nivel de agua, el declive en la abundancia de macrófitas y aves acuáticas (Goyzueta, 2020).

Bunn y Arthington (2002) proponen cuatro principios acerca de cómo el caudal impacta sobre la biota de hábitats lóticos: 1) el flujo es el principal componente en la determinación del hábitat físico, el cual define la composición de la biota; 2) el régimen de caudal es una fuerza selectiva para las especies; 3) las dimensiones del

sistema son esenciales para la viabilidad de la biota; 4) la modificación de estos regímenes es vital para el asentamiento de especies invasoras. Si bien estos efectos pueden resultar difíciles de evidenciar por ser una respuesta tardía a las modificaciones, existen evidencias de cómo los trasvases han afectado a los ecosistemas acuáticos. En España, el trasvase desde el Río Tajo al Río Segura ha cambiado el régimen hidrológico, determinante para la colonización del pez invasor *Gobio gobio*, y la hibridación con especies autóctonas (Snaddon et al., 1999; Oliva-Paterna et al., 2014). En Noruega el proyecto Glåma-Rena Transfer disminuyó las abundancias de Trichoptera, Ephemeroptera y Plecoptera en el río Rena, sistema donador, y el proyecto Veo-Smådøla Transfer ocasionó la pérdida de presas de *Salmo trutta* (Snaddon et al., 1999). En Asia, el South-to-North Water Transfer Project cambió la comunidad de macroinvertebrados con la fisicoquímica de las aguas (Yu et al., 2020; Jiang et al., 2020). En Sudáfrica, el trasvase del río Orange al Gran Río Fish disminuyó algunas concentraciones iónicas y cambió las proporciones de Ephemeroptera, Trichoptera, Chironomidae y Simuliidae (O’Keeffe y De Moor, 1988; Snaddon et al., 1999; Chutter, 1970). El Riviersonderend-Berg-Eertse River Government Water Scheme trasvasó aguas con geosmina, sustancia producida por cianobacterias, que afectó a las granjas de trucha arcoíris en la cuenca receptora. En ésta, el ensamble de macroinvertebrados se vió modificado, con pérdida de taxones sensibles y registro de especies propias de ambientes lénticos (Snaddon et al., 1999). En Canadá, los trasvases Kenogamia-Aguasabon Diversion y Ogoki Diversion, incrementaron la mortandad de huevos de peces debido al aumento en la erosión del cauce y el Kemano Diversion generó migraciones de salmónidos (Snaddon et al., 1999). En Estados Unidos el trasvase California State Water Project ocasionó la disminución de algunos peces y el transporte de algas hacia la red de abastecimiento de agua potable, y el Lake Texoma-Lake Layton Project, también en California, modificó la comunidad de peces y la meiofauna de la cuenca receptora (Snaddon et al., 1999).

Otra problemática es la dispersión de plagas y especies exóticas. Mientras que las plagas diseminan enfermedades, las especies exóticas pueden perjudicar a los

ecosistemas acuáticos. Su expansión puede generar pérdida de biota autóctona, y modificación de las comunidades al alterar su riqueza, diversidad o dominancia, cambiando el funcionamiento del ecosistema (Silva et al., 2008; Vilà et al., 2008). En Namibia es probable la dispersión de esquistosomiasis por el proyecto Eastern National Water Carrier y en Egipto es probable que caracoles intermediarios de tremátodos, causantes de enfermedades graves para humanos y ganado, se dispersen hacia la cuenca receptora, donde también es esperable la dispersión de plantas invasoras (Snaddon et al., 1999). En Inglaterra el trasvase Thames-Severn podría facilitar la dispersión de las almejas invasoras *Dreissena* y *Corbicula fluminea*, y la reducción de hábitats para especies nativas (Gallardo y Aldridge, 2018). Para evitar la expansión de *Dreissena polymorpha* y los blooms de cianobacterias por efecto del trasvase Ely Ouse to Essex Scheme, también en Inglaterra, se vierte cloro al río Ely Ouse. La misma obra permitió la expansión de *Sander lucioperca*, especie exótica en la región (Snaddon et al., 1999). En China el trasvase de aguas South-to-North Water Transfer Project permitió la expansión del bivalvo *Limnoperna fortunei*, (Zhang et al., 2022) y de otras especies exóticas (Qu et al., 2023).

En consecuencia, de los impactos registrados y potenciales, queda en claro la necesidad de evaluar el estado de las cuencas previo a la implementación de este tipo de obras hidráulicas. En la proyección y construcción de los trasvases se generan fallos por la falta de participación de la población local. En vista de esto, la organización World Wildlife Fund (WWF, 2007) propone que todos los proyectos deberían ser sometidos a evaluación social, económica y ambiental y a la aplicación de planes de gestión. Snaddon et al., (1999) mencionan que es necesario aplicar el principio de precaución, estableciendo un monitoreo ambiental de las cuencas previo a la ejecución de las obras. Los autores hacen énfasis en medidas que eviten la pérdida de calidad de agua, la mezcla de material genético por el aporte de nuevos organismos, y la expansión de especies exóticas y vectores de enfermedades. Esta clase de perspectiva ha sido sugerida para distintos trasvases a nivel mundial (Acurio 2019; Pupo, Sandín y Riverón, 2014; Qu et al., 2023;

Zhuang, 2014).

Estas evaluaciones pueden hacerse mediante indicadores fisicoquímicos o con indicadores biológicos. Las aguas de los sistemas acuáticos están afectadas por muchos factores presentes en la cuenca, desde las características geomorfológicas de la misma, el uso de suelo y la actividad biótica, hasta los problemas causados por el incremento en la precipitación o por la sequía. En conjunto, estos factores determinan que las características fisicoquímicas de las aguas varíen diaria y estacionalmente (Elosegui, 2009). Los bioindicadores y en particular los macroinvertebrados, brindan información que integra el estado del agua durante todo su ciclo de vida. Se denomina bioindicador a todo organismo que, dada su tolerancia a un agente estresor, responda generando cambios medibles en su presencia/ausencia, abundancia, morfología o conducta (Rosemberg y Resh, 1993). Los macroinvertebrados son organismos de tamaño superior a 0,5 mm (Pérez, y Restrepo, 2008). El ensamble de macroinvertebrados presente en un sitio es producto de múltiples factores como la distribución geográfica, la velocidad de corriente, turbidez, granulometría del sedimento, disponibilidad de hábitat o la presencia de depredadores, entre otros, que actúan durante todo el ciclo de vida (Domínguez y Fernández, 2009). Su sensibilidad frente a agentes estresores ha provocado el desarrollo de muchas metodologías (Pérez y Restrepo, 2008; Jähnig y Cai, 2010).

Por todo lo mencionado anteriormente, conocer los ensambles de macroinvertebrados presentes en los cuerpos de agua involucrados en los trasvases, es vital para determinar los efectos que podrían generarse por la implementación de éstos.

## Antecedentes

En América Latina y el Caribe, los conflictos por el acceso al agua se han incrementado en los últimos años por la explotación del recurso y su monopolización por terceros (Martínez, 2016). En Uruguay, el artículo 47 de la Constitución define a las aguas superficiales como propiedad pública y prevé sanciones para aquellos que las perjudiquen. Este mismo artículo fue reformado en 2004 para definir al agua potable como vital y el acceso a la misma como un derecho humano fundamental (IMPO, 2004). Esta reforma surge luego de la privatización de las aguas en el departamento de Maldonado, con efectos como la exclusión de usuarios que no podían pagar por el servicio y la degradación del mismo (Santos, 2010).

En Uruguay, el agua potable es brindada por la empresa pública Obras Sanitarias del Estado (OSE). El 98,4% de la población cuenta con acceso a agua potable, colocando al país entre aquellos con mayor cobertura en América Latina (MVOTMA, 2017). Para cumplir con el abastecimiento, OSE dispone de 77 plantas potabilizadoras de agua superficial y subterránea en todo el país, siendo la más grande la de Aguas Corrientes en el Río Santa Lucía (MVOTMA, 2017). Sin embargo, actividades como la agricultura y la forestación han generado detrimentos en la calidad y cantidad de las aguas, en particular el modelo de producción de soja ha llevado al aporte de agroquímicos y otros contaminantes a las aguas superficiales, mientras que los terrenos dedicados a la forestación han disminuido las reservas de agua subterránea (Santos, 2010). De acuerdo a Kruk et al. (2013), la mayor parte de los cuerpos de agua superficiales se encuentran eutrofizados con pocos ejemplos a nivel del país en donde se registre la recuperación de los mismos luego de evidenciarse su pésimo estado trófico.

En el futuro esta situación de empeoramiento en la calidad del agua se vería agravada por el cambio climático. De acuerdo a la IPCC, la parte sur del Uruguay presenta déficit de agua al menos un mes al año (Caretta et al., 2022), usualmente durante las estaciones cálidas cuando es mayor la evapotranspiración (MVOTMA,

2017). Las proyecciones indican que el país se encuentra en una zona cuyas precipitaciones irían en aumento (Figura 3) mientras que la evapotranspiración disminuiría sólo en el suroeste del país. También aumentarían la demanda agrícola y el déficit hídrico (MVOTMA, 2017). Asimismo, la falta de agua generaría la construcción de represas y tomas subterráneas, por lo que son necesarios planes de gestión para minimizar perjuicios ambientales y aplicar monitoreos nacionales para detectar y conocer con mayor profundidad el régimen hidrológico del país.

Bajo este contexto es que se aprueba el trasvase de aguas desde el arroyo Solís Chico hacia la Laguna del Cisne, que abastece de agua a los 57000 habitantes y un número indeterminado de turistas en la Costa de Oro, Departamento de Canelones, durante el verano (UEA, 2011) y a un conjunto de balnearios entre las desembocaduras de los arroyos Pando al Oeste y Solís Grande al Este (Figura 4). El suministro es cubierto por diferentes fuentes, dentro de las cuales la planta potabilizadora en Laguna del Cisne brinda 800 m<sup>3</sup>/h de los 1695 m<sup>3</sup>/h brindados por el sistema que cubre una demanda de 1500 m<sup>3</sup>/h durante el verano (Recagno, 2021; Dias et al., 2022; Comisión – Defensa de la Laguna del Cisne y el Arroyo Solís Chico, 2022).



**Figura 4.** Balnearios incluidos dentro de Costa de Oro, departamento de Canelones. Adaptado de: Comisión – Defensa de la Laguna del Cisne y el Arroyo Solís Chico, 2022.

El objetivo del trasvase es aumentar el volumen de agua disponible para el abastecimiento de los habitantes y turistas en esta zona que frecuentemente sufre falta de agua, especialmente en las épocas más calurosas cuando las sequías se acoplan con el aumento de turistas, generando mayor demanda por agua (Recagno, 2021; MVOTMA, 2017).

### Conflicto y trasvase en la Laguna del Cisne

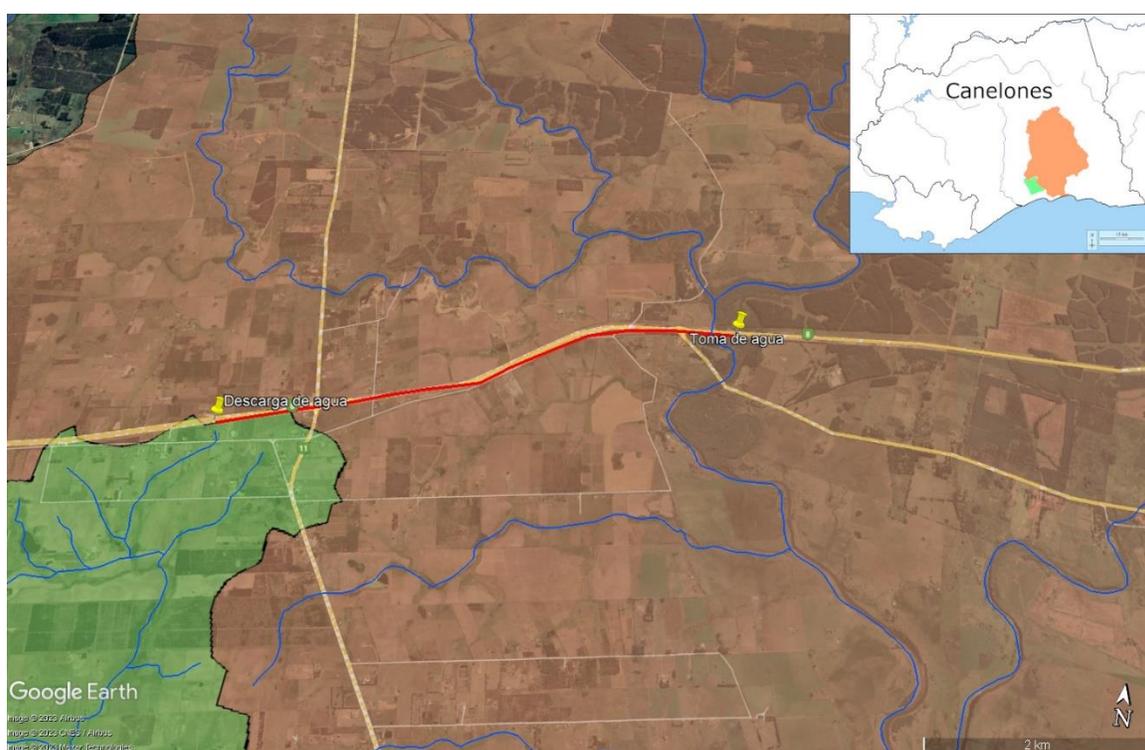
La calidad del agua en Laguna del Cisne ha sido objeto de disputas entre la población local y los productores en la cuenca. De acuerdo a Avilán (2019), el conflicto se generó por modificaciones en el sistema productivo hacia un esquema intensivo de producción de soja con fumigaciones asociadas, que generaron

contaminación del agua en la laguna, y percepción de la operación por los usuarios. En 2008 se introduce el cultivo de soja en la cuenca y comienzan las preocupaciones de los habitantes respecto de los químicos usados en la fumigación de los cultivos, especialmente luego de la intoxicación de mascotas y de una niña (Sassano et al., 2019). En 2011, Goyenola et al. (2011) reconocen a la laguna como un sistema muy presionado por las actividades agropecuarias en la cuenca y la extracción de agua con fines de potabilización. De acuerdo a los autores, la intensificación de las actividades agrícolas sumada a la excesiva cantidad de fósforo acumulado en el cuerpo de agua ha aumentado la probabilidad de floraciones de cianobacterias tóxicas. A pesar de la advertencia, se continúan reportando denuncias de fumigaciones, se detectó Atrazina y herbicidas en la laguna, y olor y sabor en el agua potable. Estos hechos condujeron a la cautelarización de la laguna en 2015 (Avilán, 2019) delimitando una zona rural natural, de no uso para las actividades agrícolas, entre el álveo de la laguna y la cota máxima registrada y de 20 metros en cada orilla de los sistemas lóticos, y una zona rural productiva que comprende el resto de terrenos no incluidos en la zona rural natural (Comuna Canaria, 2015). Además, las actividades, instalaciones y construcciones que no fueran compatibles con las actividades para las zonas delimitadas, deberían presentar un plan de abandono en un plazo de tres años. También se prohibió la cría intensiva de animales, emprendimientos industriales, turísticos o de otras características que pudieran generar efluentes contaminantes, el uso, mezcla o almacenamiento de sustancias perjudiciales para la salud humana o el ambiente (exceptuándose aquellos requeridos para la potabilización), así como la introducción de especies y toda actividad que modifique el régimen hídrico sin previa aprobación (Comuna Canaria, 2015).

Estas medidas fueron modificadas en 2016, tras el estrechamiento de vínculos entre la Comisión de Cuenca y los productores (Sassano et al., 2019), anulando el pasaje a modelos sostenibles de producción y permitiendo la producción agrícola en la zona rural natural (Cámara de Representantes, 2016). Luego de esta última modificación, no se volvieron a registrar denuncias por fumigaciones, pero los conflictos en torno

a la calidad del agua y la aplicación de plaguicidas continuaron.

En setiembre de 2020, la Comisión de Cuenca de la Laguna del Cisne se enteró que OSE estaba llevando a cabo la instalación de un tubo de PVC de 6 km de largo para el trasvasado de aguas desde el arroyo Solís Chico hacia uno de los afluentes de la Laguna del Cisne (Figura 5) (Recagno, 2021; Gonzalez, 2020). En un pedido de informes, el Ministerio de Ambiente respondió que el proyecto se encontraba en etapa de investigación (Ministerio de Ambiente, 2021) y que el caudal estimado a trasvasar sería de 400 a 450 m<sup>3</sup>/h equivaliendo a un máximo de 125 l/s por lo que, dada la normativa para los pedidos de Autorización Ambiental Previa, no era necesario que OSE llevara cabo tal solicitud y por tanto se habilitaba la intervención.



**Figura 5.** Trasvase de agua entre la cuenca de arroyo Solís Chico y Laguna del Cisne. En rojo: caño de PVC para el trasvase; en naranja: cuenca del arroyo Solís Chico, en verde: cuenca de la Laguna del Cisne. Adaptado de: Comisión – Defensa de la Laguna del Cisne y el Arroyo Solís Chico, 2022.

En 2022, OSE presenta el Plan Director para el abastecimiento de agua potable a Costa de Oro, que establece que el trasvase de aguas estaría activo únicamente durante el verano y brindaría un abastecimiento de 600 m<sup>3</sup>/h a la laguna. En un futuro se embalsará el arroyo Solís Chico, aguas arriba del punto de trasvase (Comisión – Defensa de la Laguna del Cisne y el Arroyo Solís Chico, 2022).

A pesar de la reglamentación, considerando la fragilidad ya establecida en la laguna y el desconocimiento del estado en que se encuentra la cañada del Cisne, es que se hacen necesarios estudios para establecer las posibles consecuencias del trasvase. Una posible introducción de especies invasoras y sus cambios en el ecosistema fueron señalados por Recagno (2021).

El objetivo de esta tesis es evidenciar potenciales impactos en la fauna bentónica producidos por el trasvase de aguas desde el arroyo Solís Chico hacia la Laguna del Cisne, en el marco del convenio “Comparación de las comunidades de zoobentos, zooplancton y peces del arroyo Solís Chico y de la Laguna del Cisne, con vistas al trasvase de agua del arroyo a la laguna” entre la Sección Limnología (Facultad de Ciencias) y OSE Salinas.

Es esperable que el trasvase modifique las características fisicoquímicas del agua en la cañada, así como a la fauna bentónica, contribuyendo con nuevas especies o nuevos individuos de especies ya establecidas, aumentando su densidad poblacional. El establecimiento efectivo de las nuevas especies dependerá de las condiciones presentes en la cañada, por lo que podrían no generar poblaciones con adultos capaces de reproducirse y, depender del aporte continuo de nuevos individuos provenientes del arroyo.

## Objetivo

### Objetivo general

Identificar diferencias bióticas y ambientales entre la Cañada del Cisne y el arroyo Solís Chico.

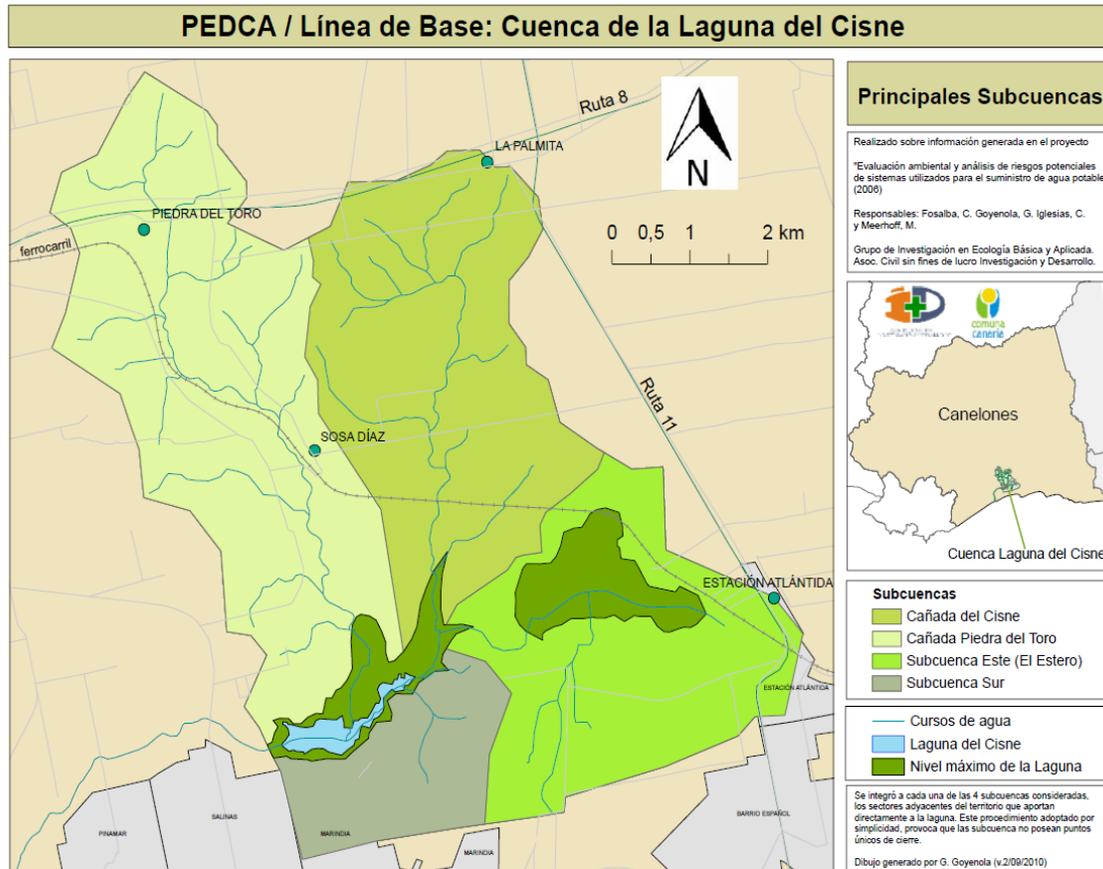
### Objetivos específicos

1. Comparar la fauna de invertebrados bentónicos entre un tramo del arroyo Solís Chico y otro de la Cañada del Cisne
2. Evaluar el hábitat y los parámetros fisicoquímicos del agua en las zonas de estudio.
3. Predecir posibles cambios en la abundancia y diversidad de especies bentónicas en la Cañada del Cisne por efecto del aporte de individuos desde el arroyo Solís Chico.

## Metodología

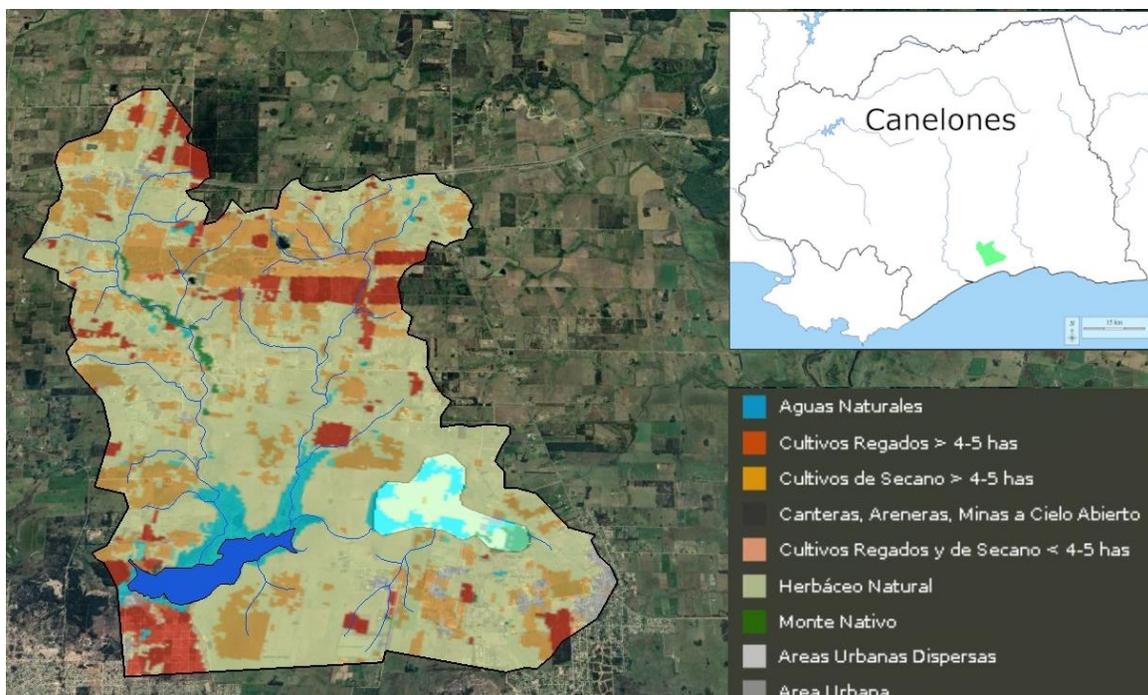
### Área de Estudio

La cuenca de la Laguna del Cisne abarca un área aproximada de 50 km<sup>2</sup> en la localidad de Salinas (Figura 6). La laguna se produjo a finales del siglo XIX por la formación en el arroyo Tropa Vieja de un dique natural, producto del transporte eólico de arena. Los principales tributarios son la cañada Piedra del Toro al noroeste y la cañada del Cisne al noreste (Figura 6). El único efluente es el arroyo Tropa Vieja, que desemboca en el arroyo Pando afluente del Río de la Plata. Al este de la laguna y conectado a ésta mediante canales artificiales se encuentra el Bañado o Humedal del Estero, que contribuye a la mejora en la calidad de agua del sistema (Goyenola et al., 2011; MVOTMA, 2015).



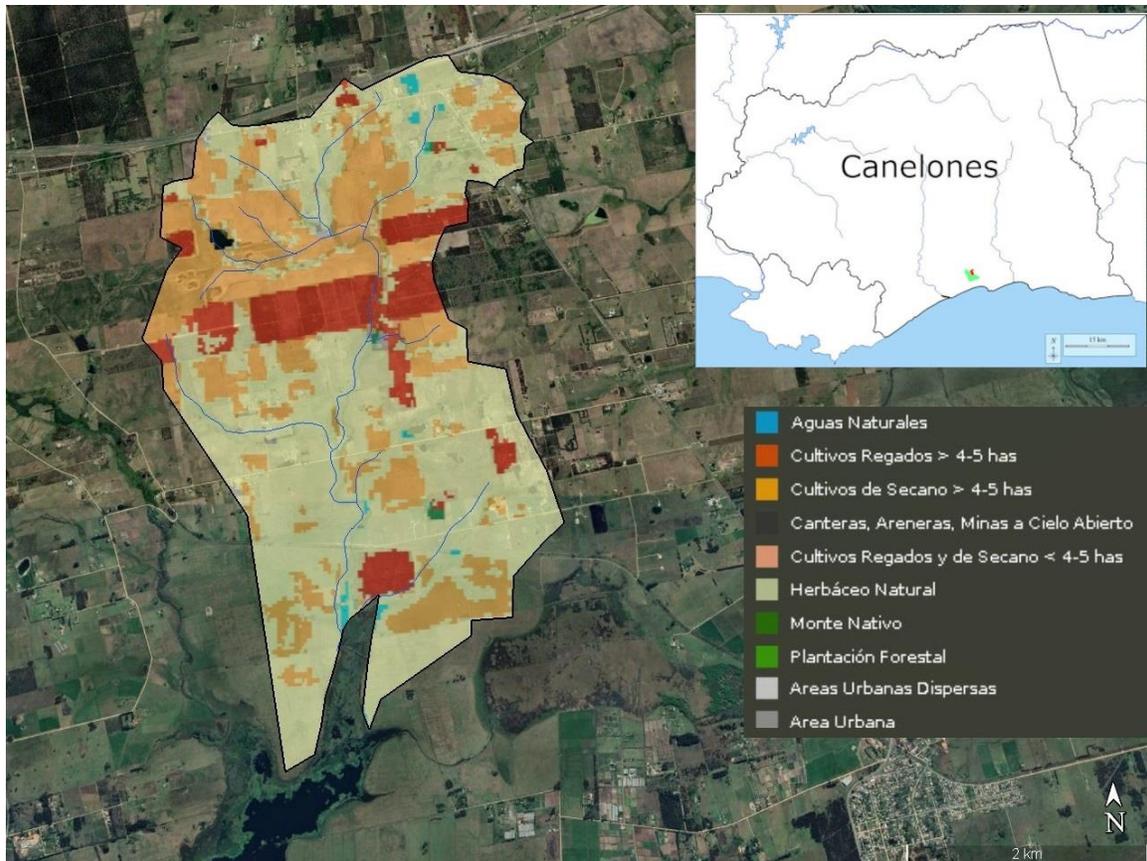
**Figura 6.** Principales subcuencas que conforman la cuenca de la Laguna del Cisne. Tomado de: Goyenola et al., 2011.

En 2019, el uso predominante de la cuenca de la Laguna del Cisne era la forestación, seguida de los cultivos, entre los que se incluyen citricultura, frutales, vitivinicultura, horticultura, cereales y oleaginosos, en menor proporción se encuentran los rubros animales, entre ellos vacunos, ovinos, equinos, cerdos, aves y otros (Avilán, 2019). Sin embargo, en la actualidad el uso predominante es la agricultura (Figura 7). Los cultivos se realizan en toda la cuenca a excepción de la parte Este hasta el Humedal del Estero, donde predomina el campo natural. También se registra monte nativo, principalmente en las riberas de los afluentes a la laguna, y humedales, en la laguna y el Humedal del Estero.



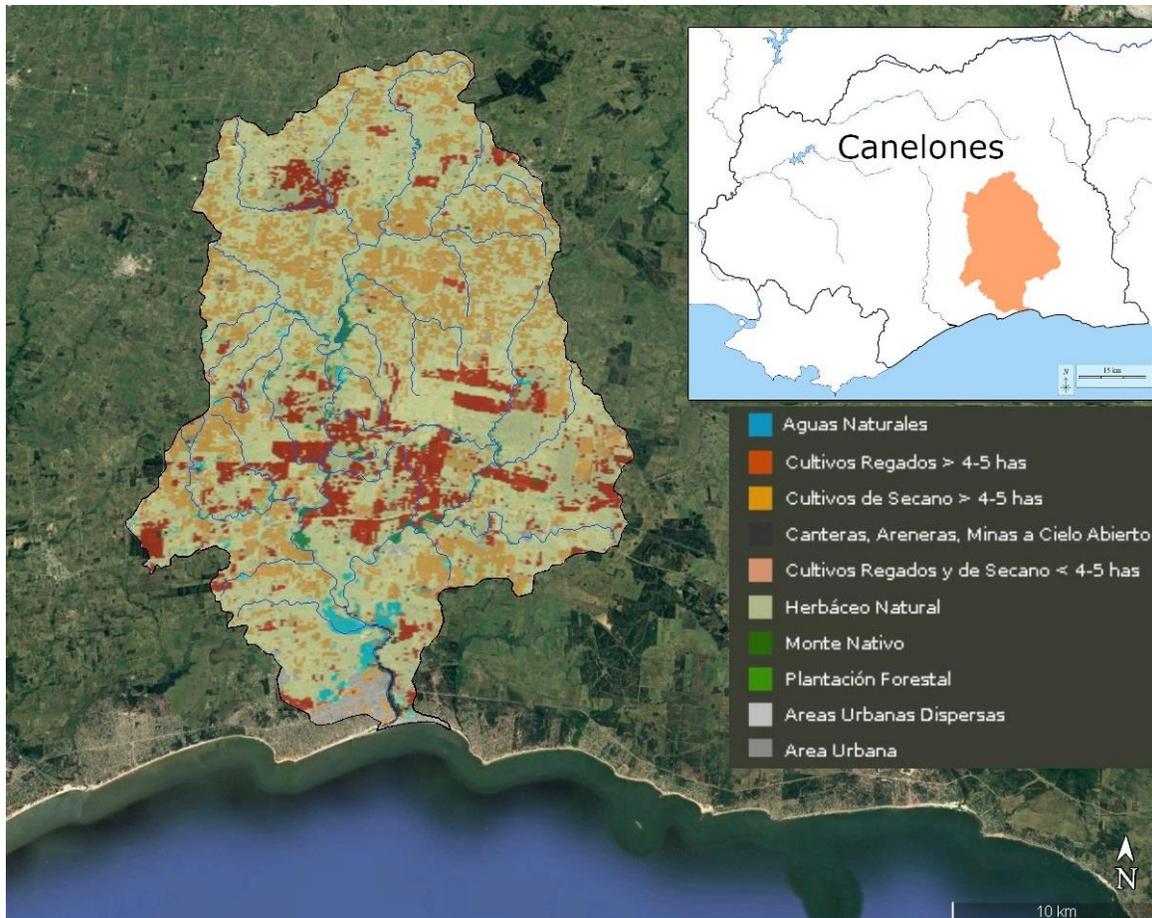
**Figura 7.** Usos de suelo 2020-2021 en la cuenca de la Laguna del Cisne. Tomado de: OAN, 2011.

La Cañada del Cisne, afluente de la laguna, que será usado para el trasvase de agua, es un curso de orden 3 de 6985 m de longitud (OAN, 2013). Su cuenca, de 14,08 km<sup>2</sup> (Figura 7; OAN, 2013) abarca el 28,9% de la cuenca de la Laguna del Cisne (Goyenola et al., 2011). Los usos de suelo lindero son principalmente los cultivos de verano (soja, maíz, sorgo y girasol) y plantaciones forestales (OAN, 2013). Se destaca la alta proporción de campo natural en las áreas próximas a la desembocadura de la cañada en la laguna (Figura 8).



**Figura 8.** Uso de suelo 2020-2021 en la cuenca de la Cañada del Cisne. Tomado de: OAN, 2013.

El arroyo Solís Chico nace al sur de la Cuchilla Grande a 100 m sobre el nivel del mar y recorre 47 km hasta su desembocadura en el Río de la Plata (Figura 9). Su cuenca de 769 km<sup>2</sup> se dedica principalmente para actividades agrícolas y sobre todo forestales (Spósito, 2015; CURE-IC, 2017) (Figura 9). Sobre la zona estuarina se ubican los balnearios La Floresta al este y Parque del Plata al oeste.



**Figura 9.** Usos del suelo 2020-2021 en la cuenca del Arroyo Solís Chico. Tomado de: OAN, 2013.

En base al Decreto.Ley nº 253/979 (1979) para la clase 3 de aguas continentales (conservación de fauna y flora acuática), el arroyo Solís Chico presenta un bajo cumplimiento del índice ICOFEn (Índice de Contaminación Orgánica-Fecal-Eutrófica) pero buena calidad de agua de acuerdo a la concentración de coliformes fecales (CURE-IC, 2017). El mismo estudio establece que el arroyo es eutrófico en base al índice IET (Índice de Estado Trófico), de acuerdo a la concentración de fósforo total en sus aguas (Cunha, do Carmo, y Lamparelli, 2013).

Estudios anteriores en el arroyo se enfocaron principalmente aguas abajo de la

toma del trasvase, donde llega un frente salino desde el Río de la Plata y ocurre la formación de humedales costeros. En esta zona se destaca la presencia de especies bentónicas estuarinas como *Leptuca uruguayensis* (Ocypodidae), *Neohelice granulata* (Varunidae), *Erodona mactroides* (Corbulidae), *Tagelus plebeius* (Solecurtidae) o el molusco exótico *Rapana venosa* (Muricidae) (DNH, 2012; Scarabino et al., 2006).

El único registro encontrado de la fauna de macroinvertebrados en el Arroyo Solís Chico aguas arriba de la zona del estuario es de Spósito (2015), quien realizó un estudio de tres tramos, desde la desembocadura hasta 1500 m aguas arriba. El autor concluye que el arroyo en el tramo de los 1200 a los 1500 m desde la desembocadura, está considerablemente influenciado por la dinámica de Río de la Plata. Los tipos de sustratos predominantes son las arenas finas y medias, con un considerable aumento en la proporción de arena muy fina y fango en la porción interna del arroyo.

Las principales especies bentónicas son los poliquetos: *Heteromastus filiformis* (Capitellidae), *Laeonereis acuta* (Nereididae) y *Nephtys fluviatilis* (Nephtyidae), típicas de ambientes estuarinos. Otros grupos presentes fueron oligoquetos (*Botrioneurum* sp.), ostrácodos, bivalvos y gasterópodos *Heleobia* cf *australis*, especie dominante en ambientes altamente eutrofizados debido al impacto antrópico (Hutton et al., 2015). Los índices biológicos en el trabajo de Spósito (2015) (ITI, AMBI y M-AMBI) indicaron un gradiente de estado trófico, resultando bueno en la zona interna del estuario (1200-1500 m), pobre en la zona media (500 y 700 m) y malo en la desembocadura.

## Muestreo

Se llevó a cabo un único muestreo en noviembre de 2021 (primavera) entre las 15 y las 18 h. Los tres sitios de muestreo fueron: 1) Aguas Arriba, a 1,7 km en línea recta de la toma del trasvase ( $34^{\circ}39'49''\text{S}$   $55^{\circ}44'36''\text{O}$ ), 2) Toma, próximo a dicho punto ( $34^{\circ}40'21''\text{S}$   $55^{\circ}45'31''\text{O}$ ), ambos en el Arroyo Solís Chico y 3) Cañada a 3,4 km en línea recta desde la descarga del trasvase ( $34^{\circ}43'49''\text{S}$   $55^{\circ}44'36''\text{O}$ ) (Figura 10).



**Figura 10.** Sitios de estudio sobre el arroyo Solís Chico y la cañada del Cisne. En rojo: caño de PVC usado para el trasvase. Elaboración propia.

En cada uno de los sitios se evaluó el hábitat visualmente, incluyendo descripciones de la zona riparia, el canal seco y el canal húmedo. Las observaciones se hicieron de acuerdo a la propuesta de Arocena et al. (2018).

Posteriormente se midieron tres veces (réplicas) *in situ* pH, temperatura, turbidez, conductividad y oxígeno disuelto, mediante el sensor multiparámetro Horiba U-50.

La colecta de macroinvertebrados se hizo en un tramo de 50 metros mediante red de bentos en D (500  $\mu\text{m}$  de malla) pasada durante tres minutos. Se tomaron tres réplicas en Aguas Arriba y en Toma, y una única muestra en Cañada. En estos dos últimos sitios se encontraron puentes que atravesaban el curso, las muestras se recolectaron aguas arriba y abajo de dicha construcción para tener datos de todo el sitio. El contenido de la red se lavó en un tamiz de 500 micras y se colocó en un frasco rotulado, de plástico con alcohol 70%.

En el laboratorio se procedió con la separación de los organismos, conteo bajo microscopio estereoscópico Olympus e identificación al menor nivel taxonómico posible mediante el uso de claves (Domínguez y Fernández, 2009; Hamada, Thorp y Rogers, 2018). También se clasificaron por grupos funcionales de acuerdo con Cummins, Merrit y Andrade (2005) y Ramírez y Gutiérrez-Fonseca (2014). La información recabada fue finalmente agrupada en una matriz Excel de abundancia por especie, y grupo trófico según los sitios y réplica.

### Análisis de datos

La comparación de parámetros fisicoquímicos entre los tres sitios de muestreo se realizó utilizando el análisis de varianza no paramétrico de Krusal-Wallis y en caso de encontrar diferencias significativas, se hizo el test de Dunn para determinar cuáles sitios fueron significativamente diferentes. Para evaluar si los taxones y los grupos funcionales se relacionaban con los parámetros fisicoquímicos en Aguas Arriba y Toma, donde se contaba con tres réplicas, se realizaron matrices de distancia utilizando el índice método de Bray-Curtis (Brower y Zar, 1984), y se compararon mediante test de Mantel, utilizando 9999 permutaciones (Mantel

1967).

Se construyeron curvas de acumulación de taxones para los sitios Aguas Arriba y Toma, mediante la aplicación del programa EstimateS 9.1 para el cálculo de la riqueza estimada y Statistica 8.0 para graficar las curvas. Los modelos usados, considerando la riqueza de especies observada, fueron el logarítmico y el exponencial negativo (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). Este último resulta útil para muestreos cuyas zonas de estudio sean relativamente pequeñas (como en este caso) y en consecuencia todas las especies tengan alta probabilidad de ser encontradas en pocas muestras (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). La expresión de dicho modelo fue:

$$S_n = \frac{a * (1 - e^{-b*n})}{b}$$

donde  $a$  es la tasa de cambio o aparición de nuevas especies y  $b$  es un parámetro relacionado con la forma de la curva. El ajuste de la curva se hizo aplicando el algoritmo de Quasi-Newton que utiliza las derivadas primeras y segundas de la función de pérdida a cada punto de la curva (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). Para evaluar el desempeño del muestreo se comparó la riqueza de taxones en cada sitio y el valor de la abscisa del modelo. Dicho valor se calcula como  $a/b$ , el cual indica el número de taxones esperable de acuerdo al modelo.

Para todos los sitios de muestreo se calculó, la abundancia total de individuos considerando las tres réplicas juntas por sitio, la abundancia relativa, la riqueza y el índice de Chao1. Este último es un índice no paramétrico basado en la abundancia que estima la riqueza esperada en un sitio (Chao, 1984). El cálculo del índice de Chao1 usa un método similar al de captura-recaptura, donde se consideran el número de especies que fueron encontradas una o dos veces. La fórmula matemática aplicada de acuerdo al software utilizado fue:

$$S_{Chao1} = S + \left( \frac{n-1}{n} \right) \frac{F_1(F_1-1)}{2(F_2+1)}$$

Donde el término  $(n-1)/n$  corrige los valores del índice, útil cuando hay pocos taxones encontrados, mientras que  $S$  es el número de taxones observados,  $F_1$  y  $F_2$  representan el número de taxones que sólo se observaron uno o dos veces y el término  $F_1(F_1-1)/2(F_2+1)$  corrige el sesgo en el cálculo del índice. Estos cálculos se realizaron utilizando el programa PAST (Version 4.12) (Hammer etl., 2001; Øyvind y Harper, 2022). Los datos obtenidos fueron comparados mediante el test no paramétrico U de Mann-Whitney usando el programa Statistica 8.

Para determinar si la composición taxonómica y de grupos funcionales fue diferente entre Aguas Arriba y Toma, se realizó un test ANOSIM y posteriormente un análisis SIMPER mediante el software Primer 7 (Clarke 1993,) para determinar los géneros tipificantes. Para evaluar visualmente si existen diferencias entre los sitios, se transformaron las abundancias de las familias a  $\log(x+1)$  y se realizó un análisis de componentes principales a partir de una matriz de correlación. . Para relacionar la abundancia de familias transformada con los sitios y los parámetros fisicoquímicos se realizó un análisis de canónico de correspondencia.

## Resultados

### Evaluación del hábitat

El arroyo Solís Chico en el sitio Aguas Arriba estaba protegido del sol por la vegetación riparia, la que dificultó el acceso para la colecta de muestras y la evaluación del hábitat. En Toma el arroyo estaba atravesado por un puente que permitía el pasaje de agua por debajo del mismo mediante caños de PVC. En Cañada el punto de acceso fue un camino vecinal que sale de la ruta 11 y cruza la Cañada del Cisne mediante un puente. En base a la evaluación del hábitat (Tabla 1), los sitios Aguas Arriba y Toma fueron similares entre sí, a pesar de las diferencias en las alteraciones próximas al curso. Ambos sitios tuvieron igual tipo de zona riparia, forma del valle, y tipo de vegetación en las orillas. En cambio, Cañada resultó muy diferente a los otros dos sitios.

La forma del valle fue en V tanto en Aguas Arriba como Toma, mientras que en Cañada fue plana. Los usos de suelo fueron campo natural para todos los sitios, habiendo ganado únicamente en Toma. En cuanto a las alteraciones próximas al curso, en Toma se observó el entubado del curso de agua (Figura 11) y un puente (Figura 12), al igual que en Cañada (Figura 16.C).

**Tabla 1.** Evaluación del hábitat para los 3 sitios de estudio.

<b>EVALUACIÓN DEL HABITAT</b>			
<b>Cuenca</b>	<b>Arroyo Solís Chico</b>		<b>Laguna del Cisne</b>
<b>Sitios de estudio</b>	<b>Aguas Arriba</b>	<b>Toma</b>	<b>Cañada</b>
<b>Forma del valle</b>	En forma de V poco pronunciada con lados de pendiente menor a 30°	En forma de V poco pronunciada con lados de pendiente menor a 30°	Plano sin lados
<b>Uso del suelo lindero</b>	Campo natural	Campo natural	Campo natural

<b>Alteraciones próximas al curso</b>	No	Puente y entubado	No
<b>Zona riparia</b>			No
Ancho desde la orilla	60 m	30 m	
Vegetación	Monte	Monte	
Dosel	<100%	<100%	
<b>Pendiente y forma de las orillas</b>			
Vertical (mayor a 75°)	X		
Márgenes de 45° - 75°			X
Márgenes de 20° - 45°		X	
<b>Orillas</b>			
Vegetación	Matorral	Matorral	Pastizal
Árboles en las orillas	No	No	En grupos
Raíces expuestas	Si	Si	Si
Orillas socavadas	No	No	No
Inestables/Estables	Estables	Estables	Estables
Evidencia de erosión	Si	Si	Si
<b>Canal seco</b>			
Ancho de cauce lleno	30 m	10 m	14 m
Ancho húmedo	2 m	2 m	8 m
Altura de orilla mayor	15 m	12 m	1 m
Altura de marcas de inundación	No	No	No
Árboles, Ramas caídas	Troncos y ramas caídas	No	No
Dosel en cauce	<75%	<75%	0%
<b>Canal húmedo</b>			
Raíces, troncos sumergidos, otros..	Raíces y troncos sumergidos	Troncos	No
Flujo principal de agua	Suave	Suave	Nulo
Nº de rápidos, correderas, pozas	1 rápido, 2 pozas	1 rápido	No
Nº de canales, islas, barras desnudas o vegetadas	No	No	No
Dosel	<15%	0%	<100%
Tipo de vegetación	Flotante enraizada	No	Flotante enraizada
Aspecto del agua	Clara, lecho visible	Clara, lecho visible	Lecho no visible
Aspecto del sedimento	Guijarro, arena	Guijarro, arena, limo	Limo



**Figura 11.** Entubamiento y puente en el arroyo Solís Chico en el sitio Toma.



**Figura 12.** Puente y zona riparia en arroyo Solís Chico en el sitio Toma.

En Cañada no fue posible constatar la presencia de zona riparia. En cambio, en Aguas Arriba y Toma la zona riparia presentó vegetación del tipo monte con dosel que cubría casi el 100% del terreno (Figura 12; Figura 13). La zona riparia en Aguas Arriba fue el doble de ancha (60 m) que en Toma (30 m).



**Figura 13.** Zona riparia en arroyo Solís Chico en el sitio Aguas Arriba.

La pendiente y forma de las orillas fue diferente en todos los sitios, variando entre vertical con ángulo mayor a  $75^\circ$  para Aguas Arriba hasta plana con márgenes entre  $20^\circ$  y  $45^\circ$  en Toma. La vegetación en las orillas fue matorral sin árboles tanto para Aguas Arriba como Toma, mientras que Cañada resultó pastizal con árboles agrupados. En los tres sitios las orillas eran estables, sin socavación, pero con raíces expuestas y evidencia de erosión (Figura 14).



**Figura 14.** Raíces expuestas y orillas erosionadas en los sitios Aguas Arriba (A), Toma (B), y Cañada (C).

El ancho del canal seco fue mayor en Aguas Arriba (30 m) en comparación con Toma y Cañada que resultaron similares (10 y 14 m, respectivamente). Sin embargo, el ancho húmedo fue cuatro veces mayor en Cañada (8 m) que en Aguas arriba y Toma (2 m). La máxima altura de la orilla mayor se obtuvo en Aguas Arriba (15 m), seguido de Toma (12 m) y luego Cañada (1 m). En ninguno de los sitios se registraron marcas de inundación. Únicamente en Aguas Arriba se observaron árboles o ramas caídas en el canal seco. El porcentaje de dosel sobre éste, tanto en Aguas Arriba como en Toma, fue cercano al 75%, mientras que en Cañada se aproximó al 0%.

Tanto en Toma como Aguas Arriba se observaron troncos sumergidos en el canal húmedo (Figura 15). El flujo en los dos sitios fue suave con presencia de un rápido

en cada uno y dos pozas únicamente en Aguas Arriba, mientras que en Cañada el flujo fue nulo sin presencia de rápidos, correderas o pozas. En ninguno de los sitios se presentaron estructuras en el canal húmedo, así como canales secundarios o barras. El dosel fue máximo en Cañada y mínimo en Toma (Figura 16). El tipo de vegetación fue flotante enraizada tanto para Aguas Arriba como para Cañada, mientras que en Toma no se visualizaron macrófitas en el canal húmedo. El lecho era visible en Aguas Arriba y Toma, mientras que en Cañada la presencia excesiva de macrófitas no permitía ver el fondo del canal (Figura 16). El aspecto del sedimento varió, predominando guijarros y arenas en Aguas Arriba y Toma, y limo en Cañada.



**Figura 15.** Troncos sumergidos en el sitio Aguas Arriba del arroyo Solís Chico.



**Figura 16.** Variación del porcentaje de dosel en el canal húmedo entre los sitios Aguas Arriba (A), Toma (B) y Cañada (C).

### Parámetros fisicoquímicos

Todos los parámetros tuvieron diferencias significativas entre sitios (Kruskal-Wallis, Temperatura:  $H = 7,20$ ,  $p = 0,04$ , pH:  $H = 7,78$ ,  $p = 0,02$ , Turbidez:  $H = 7,51$ ,  $p = 0,02$ , oxígeno disuelto:  $H = 7,20$ ,  $P = 0,02$ ), siendo el oxígeno disuelto en Cañada significativamente menor que en Aguas Arriba, mientras que la temperatura, el pH, la conductividad y la turbidez en Cañada fueron significativamente mayores que en ambos sitios del arroyo (Tabla 2).

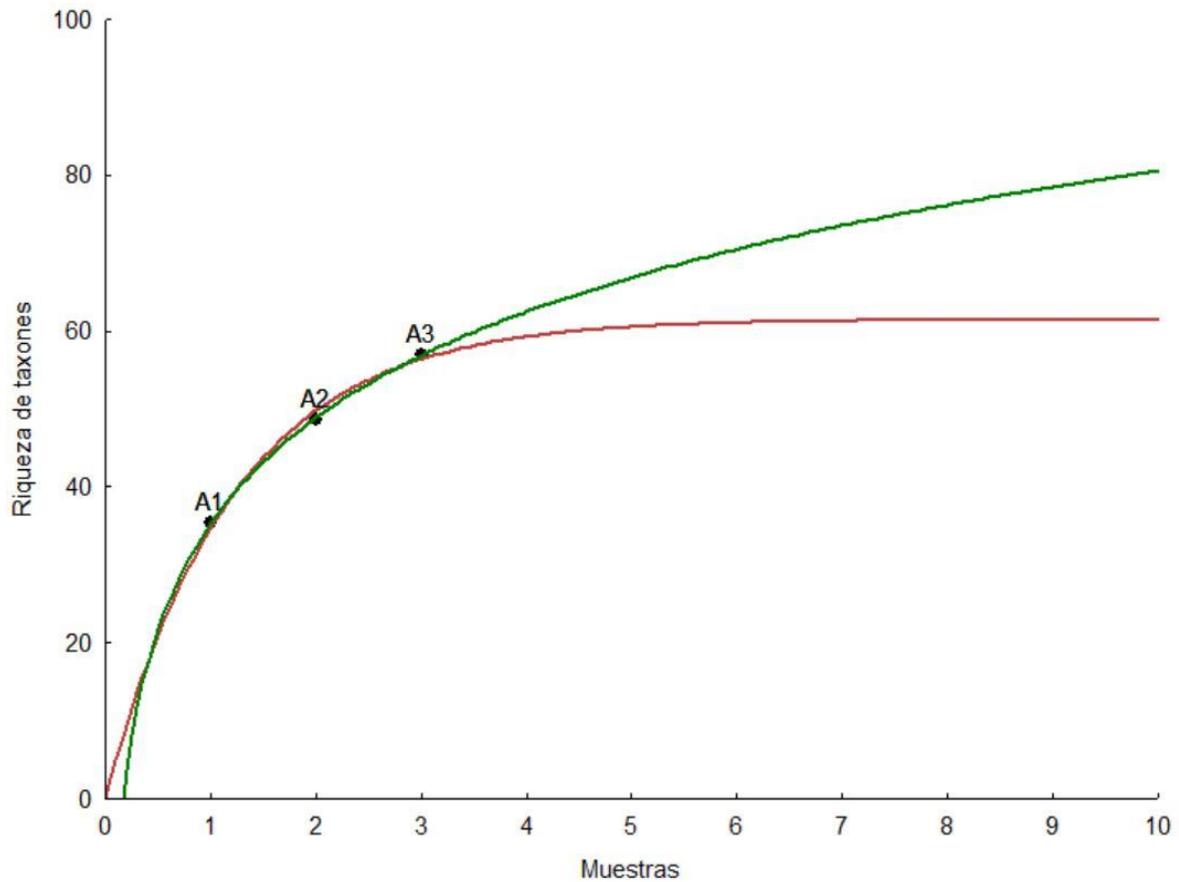
**Tabla 2.** Parámetros fisicoquímicos en los sitios de estudio. T temperatura, C conductividad, Tu turbidez y OD oxígeno disuelto. Los valores significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ) de acuerdo al test de Dunn, llevan letras diferentes.

Sitio	T (°C)	pH	C (mS/cm)	Tu (NTU)	OD (mg/L)
Aguas Arriba	20,82 ± 0,05 <sup>a</sup>	8,18 ± 0,14 <sup>a</sup>	0,423 ± 0,000 <sup>a</sup>	1,1 ± 0,0 <sup>a</sup>	9,64 ± 0,20 <sup>a</sup>
Toma	19,90 ± 0,08 <sup>a</sup>	7,98 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,420 ± 0,001 <sup>a</sup>	0,6 ± 0,1 <sup>a</sup>	5,69 ± 0,19 <sup>ab</sup>
Cañada	26,08 ± 0,25 <sup>b</sup>	8,30 ± 0,05 <sup>b</sup>	0,568 ± 0,000 <sup>b</sup>	12,3 ± 0,6 <sup>b</sup>	4,17 ± 0,21 <sup>b</sup>

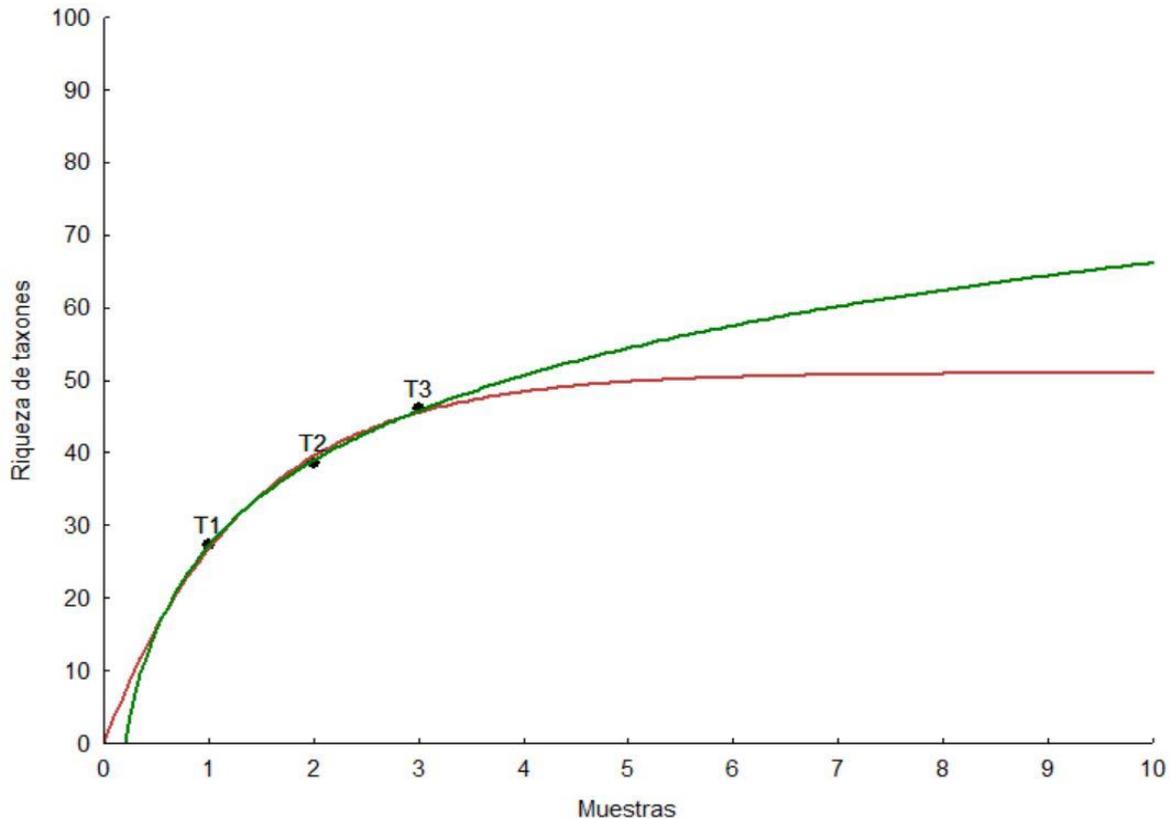
## Macroinvertebrados

### Curvas de acumulación

En Aguas Arriba se recolectaron 57 taxones. El valor esperado de acuerdo al modelo ( $a/b$ ) obtenido por las curvas de acumulación de especies (Figuras 17 y 18) fue 83 de acuerdo al modelo logarítmico y 62 de acuerdo al modelo exponencial negativo, por lo que se recolectaron entre el 69% y 93% de los taxones esperados. En Toma se recolectaron 46 taxones de 62 de acuerdo al modelo logarítmico y 51 de acuerdo al modelo exponencial negativo. Lo que representa el 74% y 92% de los taxones esperados. Se considera que el muestreo realizado brinda una buena aproximación de la riqueza de taxones existente, tanto en Aguas Arriba como en Toma.



**Figura 17.** Curva de acumulación de especies para Aguas Arriba. En verde: ajuste logarítmico en base a la riqueza observada (Coeficiente de determinación  $R^2 = 0,99$ , Varianza = 99,97%, pendiente  $a = 19,67$ , ordenada en el origen  $b = 35,25$ ), en rojo: función de acuerdo al modelo exponencial negativo ( $R^2 = 0,99$ , Varianza = 99,13%,  $a = 51,06$ ,  $b = 0,83$ ).



**Figura 18.** Curva de acumulación de especies para Toma. En verde: ajuste logarítmico en base a la riqueza observada (Coeficiente de determinación  $R^2 = 0,99$ , Varianza = 99,92%, pendiente  $a = 19,92$ , ordenada en el origen  $b = 27,22$ ), en rojo: función de acuerdo al modelo exponencial negativo ( $R^2 = 0,99$ , Varianza = 99,32%,  $a = 38,04$ ,  $b = 0,74$ ).

## Riqueza

En total se recolectaron 3650 individuos correspondientes a 5 filum, 9 clases, 22 órdenes, 50 superfamilias, familias y subfamilias, 55 géneros y tribus y 19 géneros no identificados. Aguas Arriba fue el sitio con mayor cantidad de géneros (43), seguido de Toma (35), quien a su vez tuvo mayor número de tribus (3), y Cañada (12) (Tabla 3). El sitio donde se obtuvo el valor más alto para el índice de Chao 1 fue Aguas Arriba (Tabla 4) siendo levemente más significativo que Toma (Mann-Whitney,  $p = 0,049$ ,  $Z = 1,96$ ). Cañada fue el lugar en que se recolectó significativamente menor cantidad de individuos y se obtuvo el menor valor para la riqueza y el índice de Chao 1.

**Tabla 3.** Taxones encontrados en los sitios de muestreo. n.i.: No identificado.

Filo/Orden	Familia/Subfamilia	Tribu/Género	Aguas Arriba	Tom a	Cañada
<b>Annelida</b>					
Tubificida	Naididae	Stylaria	1	6	
		Pristina	3		
		Allonais	1		
		Homochaeta	4		
Rhynchobdellia	Glossiphoniidae	Placobdella	27	3	
		Helobdella	4		
<b>Arthropoda</b>					
Trombidiformes	Unionicolidae/Unionicolinae	n.i.	1		
	Unionicolidae/Pionatacinae	n.i.	1		
	Clathrosperchonidae	Clathrosperchonella	2		
	Hydrodromidae	Hydrodroma	1		
	Limnesiidae/Limnesiinae	n.i.	6	11	
	Hygrobatidae	Atractides	1		
	Aturidae/Axonopsinae	n.i.		3	
<b>Arthropoda</b>					
Amphipoda	Hyaellidae	Hyaella	23	103	100
Decapoda	Aegliidae	Aegla	9	25	
	Palaemonidae	n.i.		4	
		Macrobrachium	9		1
	Varunidae	Neohelice	1	9	
Isopoda	Asellidae	Caecidotea	3	29	
<b>Arthropoda</b>					
Cypridoidea				22	
Coleoptera	Elmidae	Hexacylloepus	163	67	1
	Gyrinidae	Gyretes	5	4	
	Scirtidae	n.i.			2
	Dytiscidae	Laccophilus		13	
Diptera	Chironomidae	Gen. Sp. (p.p)	48	39	
	Chironominae	Chironomini	126	166	6
		Tanytarsinii	121	229	
	Tanypodinae		40	28	3
	Orthoclaadiinae	n.i.	2		
	Empididae	n.i.	1		
	Culicidae	Aedini		1	
		Mansonia			2
	Simuliidae	Simulium	1	46	
	Ceratopogonidae/Forcipomyiinae	n.i.		2	
Ephemeroptera	Caenidae	Caenis	141	247	45
	Baetidae	Camelobaetidius	9	16	
		Americabaetis	116	258	
	Leptohiphidae	Tricorythodes	21	41	
	Leptophlebiidae	Miroculus	10		
		Farrodes	145	111	

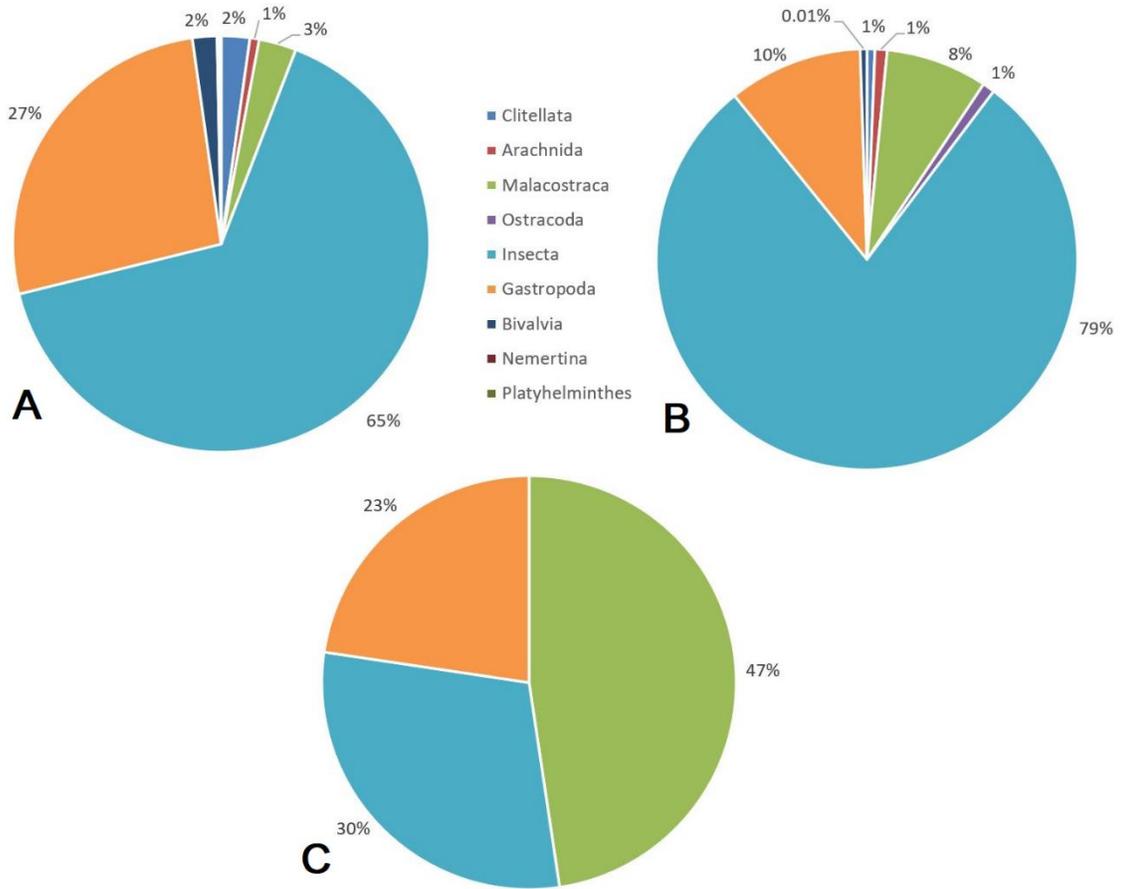
		Ulmeritoides	17	2	
		Homotraulius	2		
Hymenoptera		n.i.	1		
Hemiptera	Gerridae	n.i.		1	
		Rheumatobates		1	
	Nepidae	Ranatra	1		
	Notonectidae	n.i.			1
		Notonecta		3	
	Corixidae	n.i.		5	1
	Saldidae	n.i.		1	
	Belostomatidae	n.i.			2
Neuroptera	Sisyridae	n.i.	31		
Odonata	Coenagrionidae	Argia	11	2	
		Acanthagrion		10	
		Peristicta		17	
	Gomphidae	n.i.	1	2	
Plecoptera	Perlidae	Anacroneuria	2	3	
Trichoptera	Calamoceratidae	Phylloicus	1		
	Glossosomatidae	Protoptila	7	3	
		Mortoniella	42		
	Hydropsychidae	Leptonema	1		
		Smicridea	11	111	
	Hydroptilidae	Neotrichia	8	1	
	Leptoceridae	Oecetis	1	3	
		Triplectides	4	1	
<b>Mollusca</b>					
Littorinimorpha	Cochliopidae	Heleobia	300	151	
	Tateidae	Potamolithus	49	29	
Hygrophila	Planorbidae	Biomphalaria	3		
		Unancylus	3	3	
		Antillorbis		5	
		Anysancylus		4	
		Hebetancylus	1	3	
		Depranotrema			48
Veneroida	Corbiculidae	Corbicula	11		
	Sphaeriidae	Eupera	25	10	
<b>Nemertina</b>		n.i.	1		
<b>Platyhelminthes</b>		n.i.	4		

**Tabla 4.** Número de individuos, riqueza e índice de Chao 1 para todos los sitios.

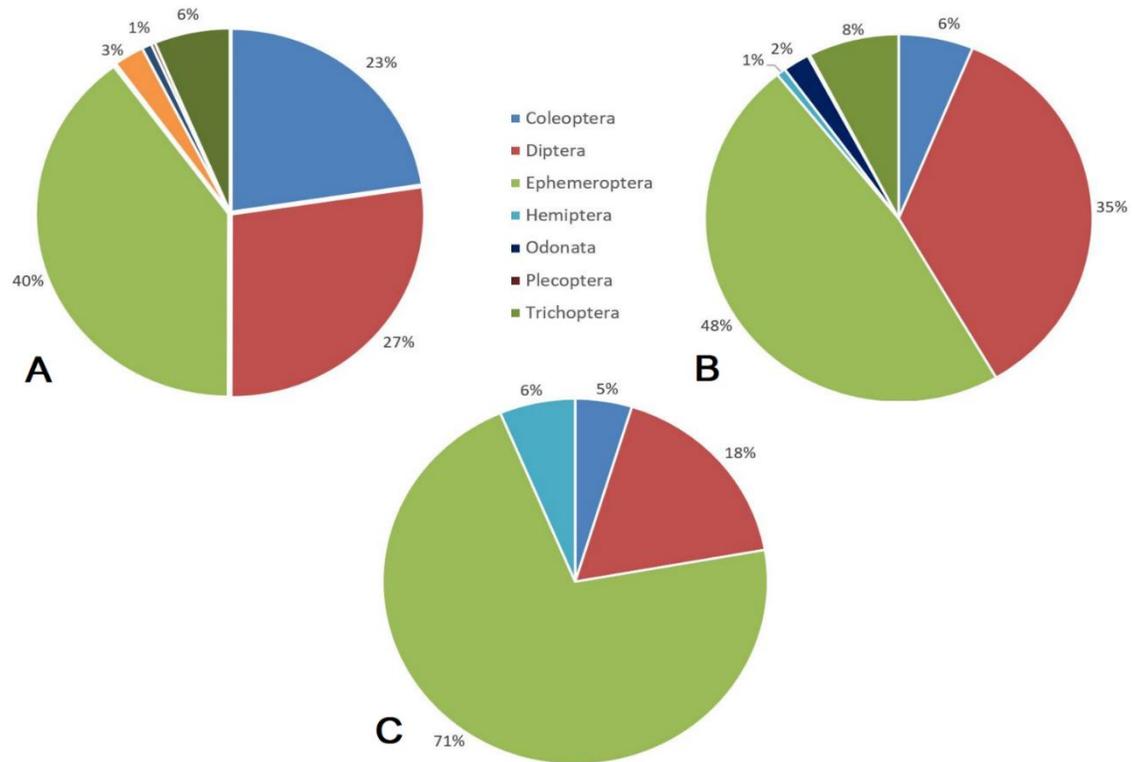
	<b>Aguas Arriba</b>	<b>Toma</b>	<b>Cañada</b>	<b>Total</b>
N ind.	1583	1855	212	3650
Riqueza	36 ± 7.58	29 ± 8.33	12	
Chao-1	58.9 ± 26.33	31.58 ± 8.06	13.49	

### Abundancia relativa

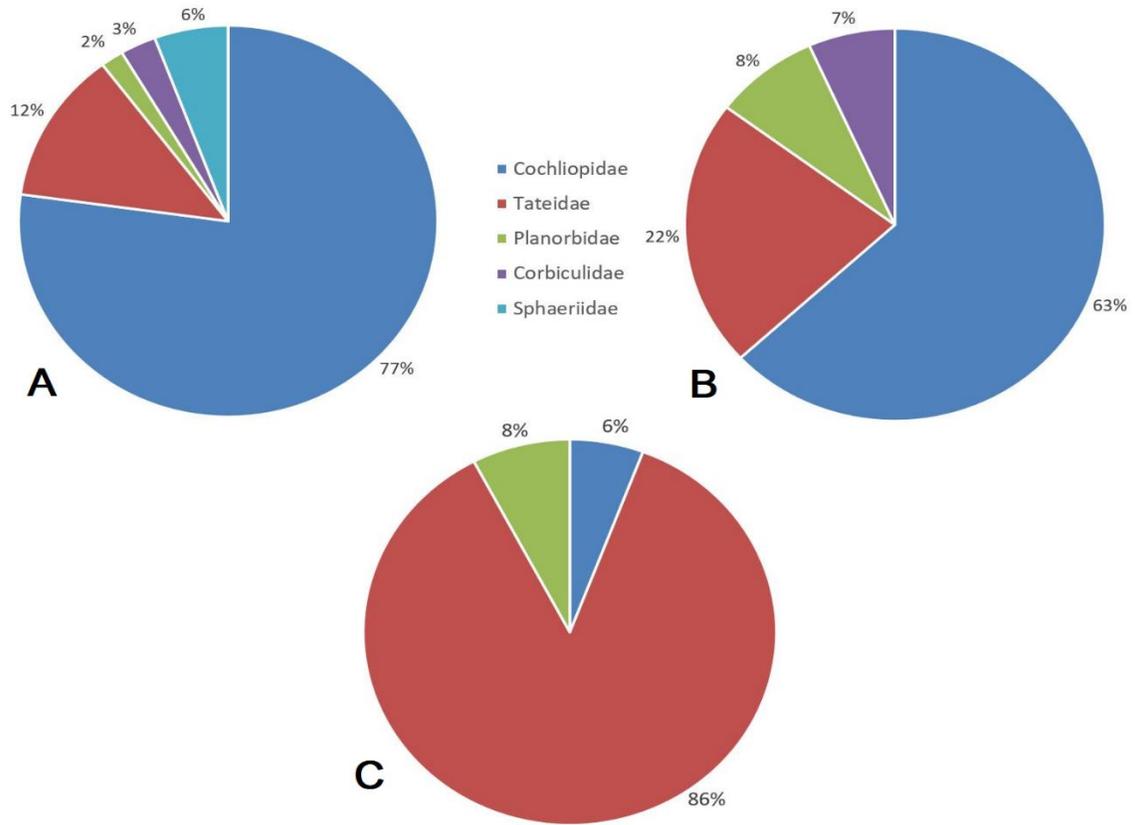
Insecta fue la clase más abundante en Aguas Arriba y Toma (Figura 19), mientras que en Cañada fue la segunda clase. Los dos órdenes de insectos más abundantes en todos los casos fueron Ephemeroptera y Diptera (Figura 20). El tercero más abundante en Aguas Arriba fue Coleoptera, en Toma Trichoptera y en Cañada Hemiptera. Gastropoda fue la segunda clase más abundante en Aguas Arriba y Toma, y la tercera en Cañada (Figura 19). Para ambos sitios del arroyo Solís Chico, la familia de moluscos más abundante fue Cochliopidae, mientras que en Cañada fue Tateidae (Figura 21). Malacostraca fue la tercera clase más abundante en Aguas Arriba y Toma, y la primera en Cañada (Figura 19). Para esta clase, el orden más abundante tanto en Aguas Arriba como en Cañada fue Amphipoda, mientras que en Toma fue Decapoda (*Aegla*), presente también en los otros dos sitios como el segundo orden más abundante (Figura 22).



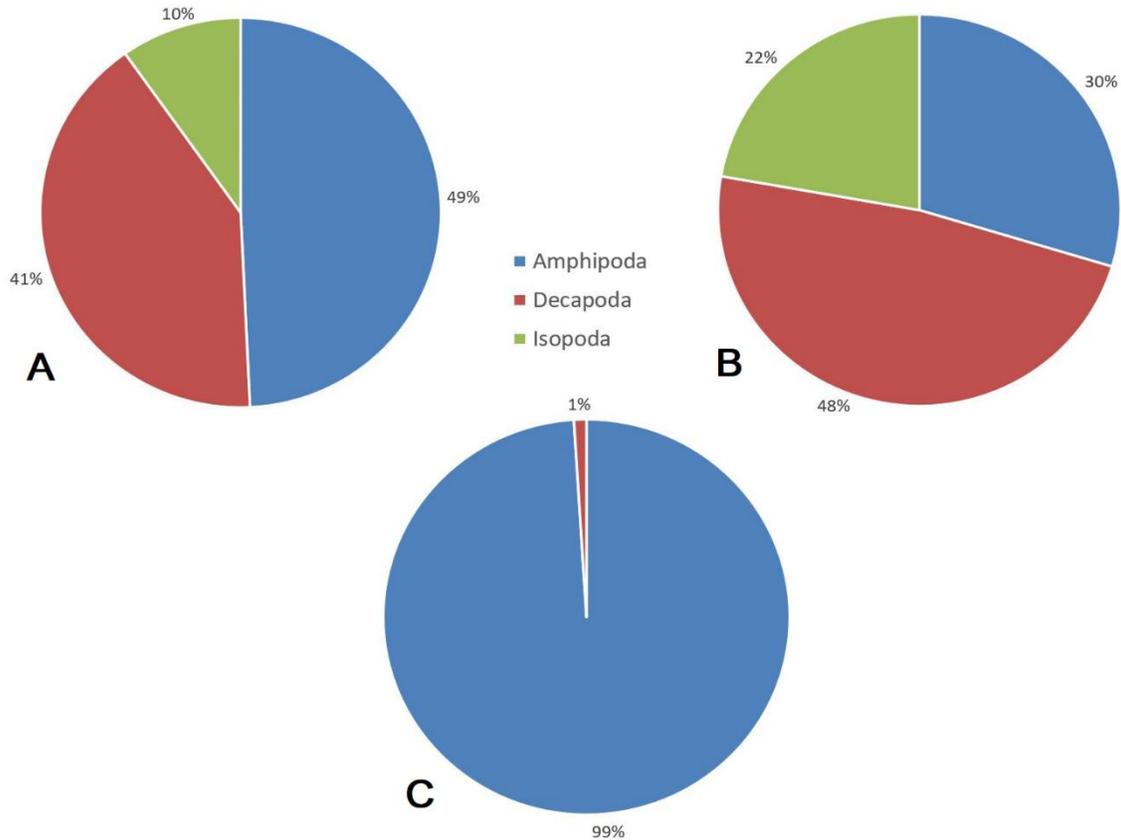
**Figura 19.** Abundancia relativa de las clases de macroinvertebrados encontrados en los sitios Aguas Arriba (A), Toma (B) y Cañada (C).



**Figura 20.** Abundancia relativa de los órdenes de insectos encontrados en los sitios Aguas Arriba (A), Toma (B), y Cañada (C).

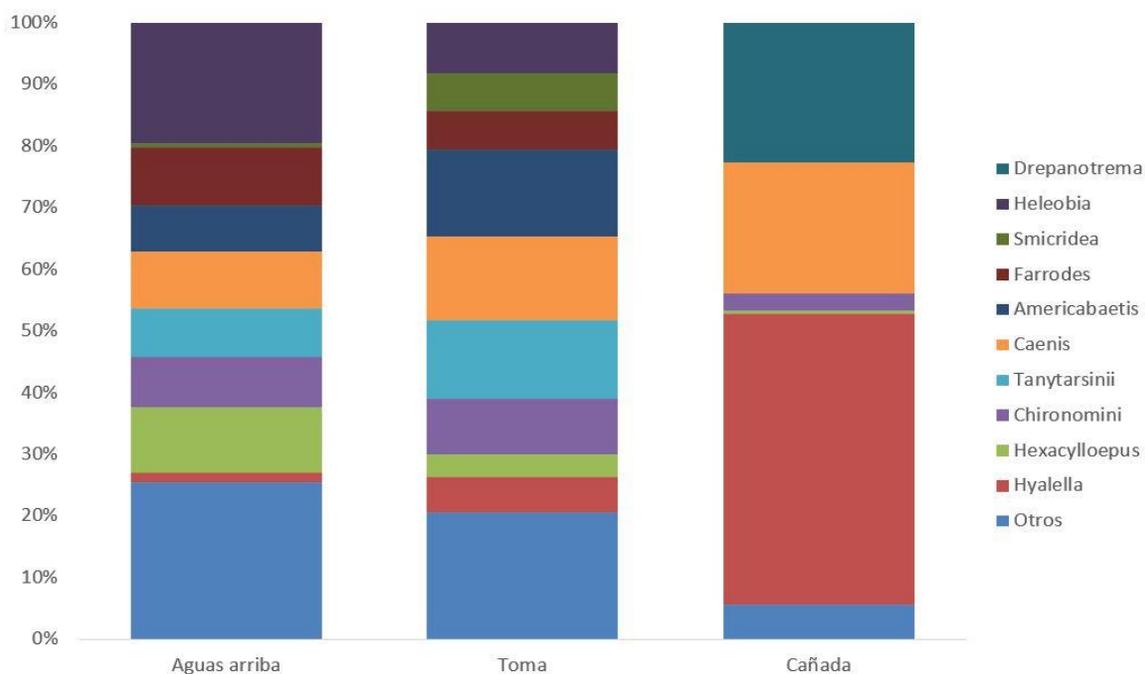


**Figura 21.** Abundancia relativa de familias de moluscos encontrados en los sitios Aguas Arriba (A), Toma (B) y Cañada (C).



**Figura 22.** Abundancia relativa de los órdenes de crustáceos encontrados en Aguas Arriba (A), Toma (B) y Cañada (C).

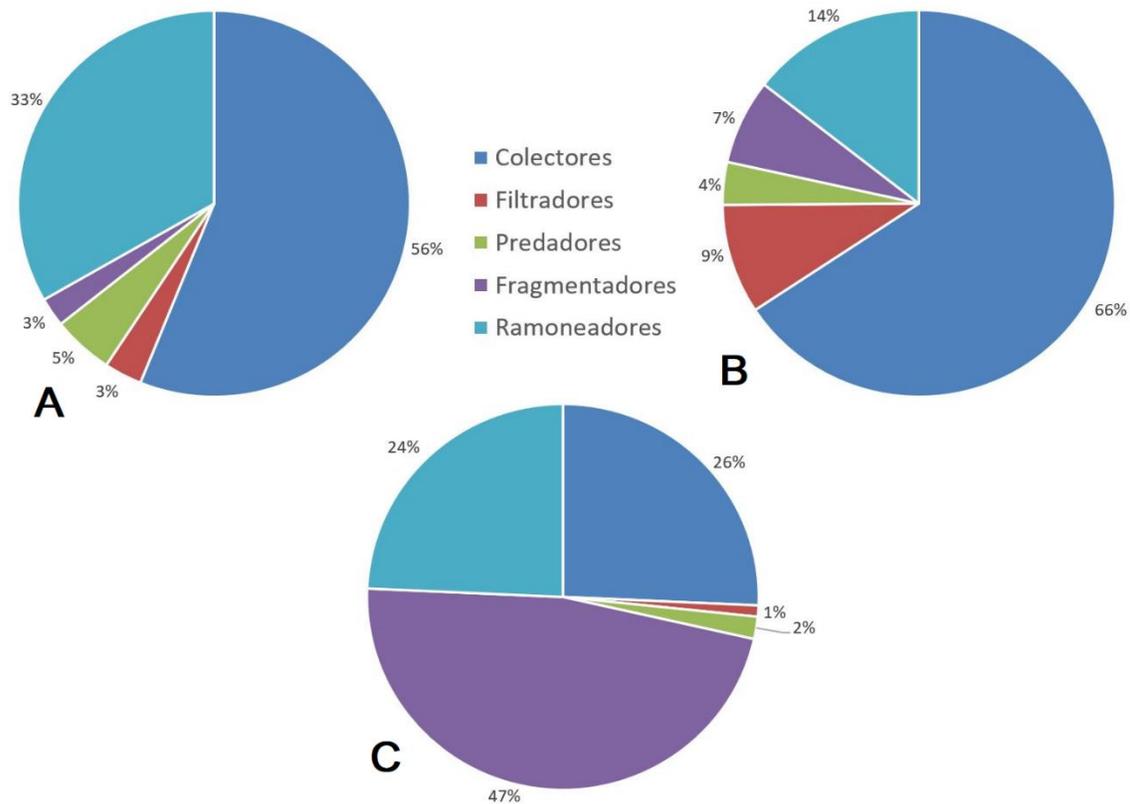
Los géneros más abundantes en Aguas Arriba fueron *Heleobia* (19,5%), *Hexacylloepus* (10,6%) y *Farrodes* (9,4%) (Figura 23), mientras que en Toma resultaron ser *Americabaetis* (14,2%), *Caenis* (13,6%) y la tribu Tanytarsinii (12,6%). En Cañada fueron *Hyaella* (47,2%), *Depanotrema* (22,6%) y *Caenis* (21,2%). No se encontraron especies tipificantes en Aguas Arriba y Toma (ANOSIM,  $p = 0,10$ ,  $R = 0,33$ ). No se encontraron relaciones significativas entre los taxones y los parámetros fisicoquímicos (Mantel,  $p = 0,34$ ,  $R = 0,70$ ).



**Figura 23.** Abundancia relativa de los géneros encontrados en Aguas Arriba, Toma y Cañada. Otros: todos aquellos géneros cuya abundancia relativa fue igual o menor al 5%.

### Grupos funcionales alimenticios

Los colectores y los ramoneadores fueron el primer y segundo grupo funcional alimenticio predominantes en Aguas Arriba y Toma (Figura 24), mientras que en Cañada dominaron los fragmentadores. No se encontraron diferencias significativas entre los grupos funcionales entre Aguas Arriba y Toma (ANOSIM,  $p = 0,50$ ,  $R = 0,04$ ). Tampoco se encontraron relaciones significativas entre los grupos funcionales alimenticios y los parámetros fisicoquímicos (Mantel,  $p = 1,00$ ,  $R = -0,98$ ).

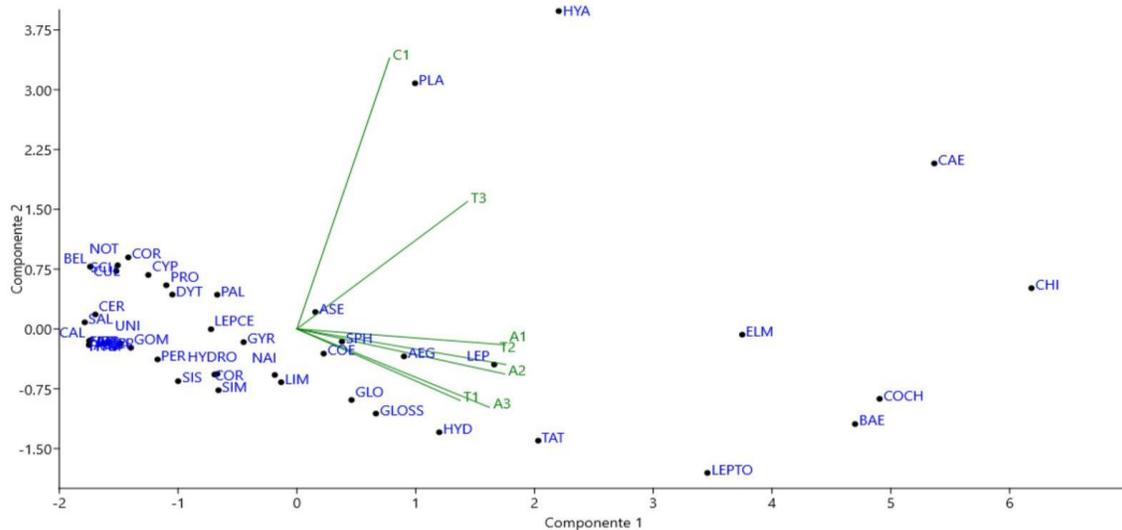


**Figura 24.** Abundancia relativa de los grupos funcionales alimenticios encontrados en los sitios Aguas Arriba (A), Toma (B) y Cañada (C).

### Comparación de la composición de macroinvertebrados entre sitios

De acuerdo al análisis de componentes principales, 41 familias estuvieron más relacionadas con el primer componente, mientras que las restantes 10 lo estuvieron con el segundo componente (Naididae, Glossiphoniidae, Limnesiidae, Hyalellidae, Simuliidae, Coenagrionidae, Glossossomatidae, Hydropsychidae, Planorbidae y Asellidae). El primer componente explicó el 65%, mientras que el segundo fue 15%. Los sitios Aguas Arriba y Toma fueron muy similares, excepto T3, y relacionados con el primer componente (Figura 25). A su vez, 41 familias de macroinvertebrados se encontraron asociadas con este componente. Mientras que, las 10 familias restantes lo estuvieron con el segundo componente (Naididae, Glossiphoniidae, Limnesiidae, Hyalellidae, Simuliidar, Coenagrionidae, Glossossomatidae,

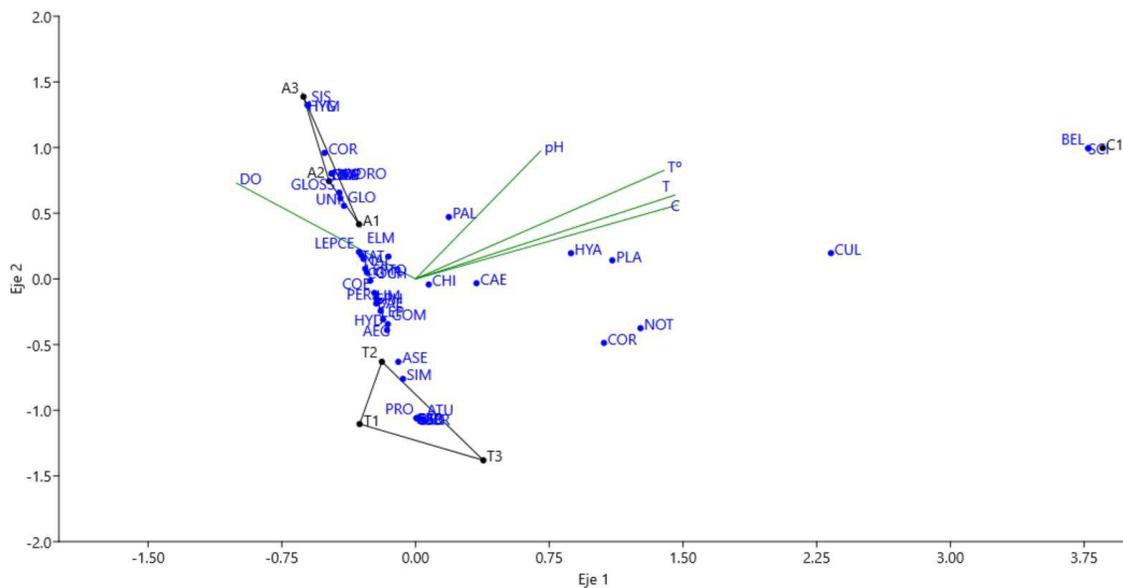
Hydropsychidae, Planorbidae y Asellidae). Este mismo componente se relacionó el sitio Cañada.



**Figura 25.** Análisis de Componentes principales con Biplot a partir de la matriz de correlación entre las familias. Varianza del primer componente: 65%. Varianza del segundo componente: 15%. A1, A2 y A3: réplicas del sitio Aguas Arriba; T1, T2 y T3: réplicas del sitio Toma; C1: muestra del sitio Cañada. Etiquetas empleadas para las familias: Naididae NAI; Glossiphoniidae GLO; Unionicolidae UNI; Clathrosperchonidae CLA; Hydrodromidae HY; Limnesiidae LIM; Hygrobatidae HYG; Aturidae ATU; Hyaellidae HYA; Aeglidae AEG; Asellidae ASE; Palaemonidae PAL; Elmidae ELM; Gyrinidae GYR; Scirtidae SCI; Dytiscidae DYT; Chironomidae CHI; Empididae EMP; Culicidae CUL; Simuliidae SIM; Ceratopogonidae CER; Caenidae CAE; Baetidae BAE; Leptohiphidae LEP; Leptophlebiidae LEPTO; Hymenoptera HYM; Gerridae GER; Nepidae NEP; Notonectidae NOT; Corixidae COR; Saldidae SAL; Belostomatidae BEL; Sisyridae SIS; Coenagrionidae COE; Protoneuridae PRO; Gomphidae GOM; Perlidae PER; Calamoceratidae CAL; Glossosomatidae GLOSS; Hydropsychidae HYD; Hydroptilidae HYDRO; Leptoceridae LEPCE; Cochliopidae COCH; Tateidae TAT; Planorbidae PLA; Corbiculidae CORB; Sphaeriidae SPH.

El análisis canónico de correspondencias, mostró que las réplicas de Aguas Arriba y Toma se correlacionaron más con el segundo eje (Figura 26), las de Aguas Arriba positivamente mientras que las de Toma negativamente. El primer componente explicó el 63% de la varianza, mientras que el segundo fue el 37%. Cañada se encontró correlacionado positivamente con el primer eje. Los parámetros fisicoquímicos indicaron que Cañada tuvo mayor temperatura, conductividad y

turbidez. Por el contrario, Toma se ubicó en el área opuesta al incremento de estos parámetros y Aguas Arriba se relacionó con el incremento del oxígeno disuelto. Las familias que más se relacionaron con el oxígeno disuelto fueron 19 (Tabla 5), mientras que con el pH solo Palaemonidae y con la conductividad, temperatura y turbidez se relacionaron cinco familias. El resto de familias no presentaron una asociación clara con los parámetros fisicoquímicos.



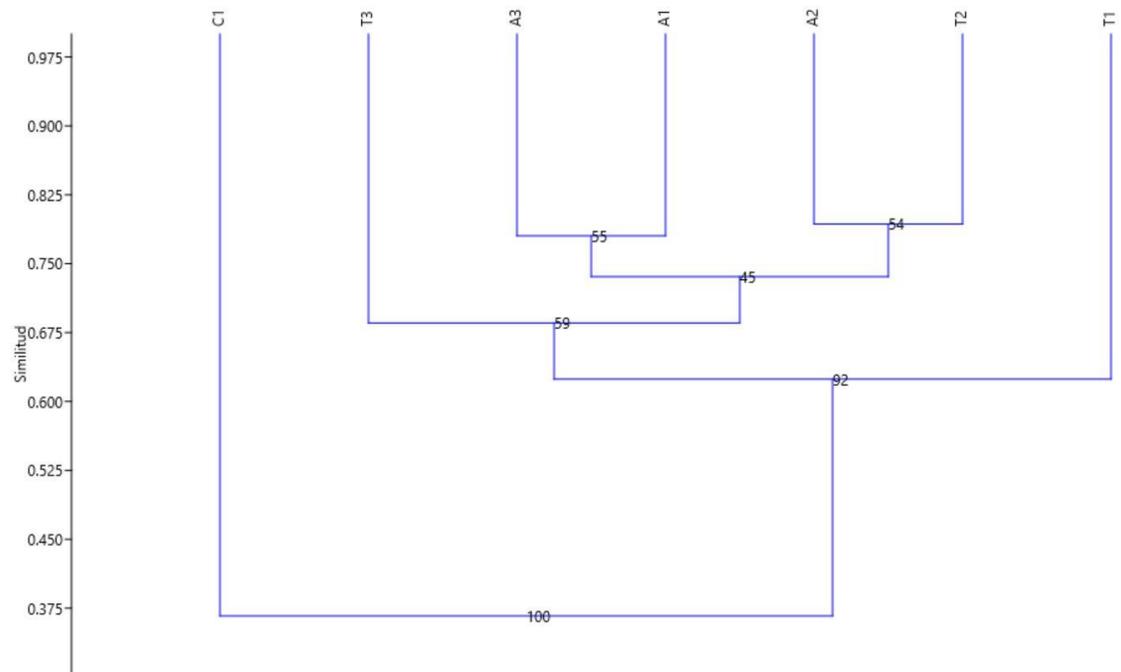
**Figura 26.** Análisis canónico de correspondencia entre los sitios de estudio, las familias de macroinvertebrados y los parámetros fisicoquímicos. Varianza del eje 1: 63%. Varianza del eje 2: 37%. A1, A2 y A3: réplicas del sitio Aguas Arriba; T1, T2 y T3: réplicas del sitio Toma; C1: muestra del sitio Cañada, DO: oxígeno disuelto, T°: temperatura, T: turbidez, C: conductividad. Ver códigos de las familias en la Figura 25.

**Tabla 5.** Familias de macroinvertebrados más relacionadas con los parámetros fisicoquímicos en el análisis canónico de correspondencia. DO: oxígeno disuelto, T°: temperatura, T: turbidez, C: conductividad.

DO	pH	T°/T/C
Naididae	Palaemonidae	Hyalellidae
Glossiphoniidae		Scirtidae
Unionicolidae		Culicidae
Clathrosperchonidae		Belostomatidae
Hydrodromidae		Planorbidae

Hygrobatidae  
Elmidae  
Empididae  
Leptophlebiidae  
Hymenoptera  
Nepidae  
Sisyridae  
Calamoceratidae  
Glossosomatidae  
Hydroptilidae  
Leptoceridae  
Cochliopidae  
Tateidae  
Corbiculidae

En el análisis de agrupamiento de las réplicas, utilizando la abundancia de las familias, Cañada fue la muestra más diferente (Figura 27), mientras que todas las réplicas de Aguas Arriba resultaron similares entre sí. En cambio, Toma no presentó sus réplicas agrupadas. T2 presentó mayor similitud con las de Aguas Arriba, que con T1 y T3, separadas del resto de las réplicas.



**Figura 27. Análisis de agrupamiento utilizando el índice de distancias de Bray-Curtis para los sitios de estudio. A1, A2 y A3: réplicas del sitio Aguas Arriba; T1, T2 y T3: réplicas del sitio Toma; C1: muestra del sitio Cañada.**

## Discusión

En este trabajo se identificaron diferencias entre sitios y en base a eso se plantean posibles efectos del trasvase de aguas de una cuenca a otra en la comunidad de macroinvertebrados mediante la comparación de ésta entre ambas cuencas y revisión bibliográfica, cumpliendo así con el objetivo general propuesto. Para esto se analizaron los macroinvertebrados, las características fisicoquímicas del agua y el tipo de hábitats disponibles en la cañada del Cisne y el arroyo Solís Chico de la Costa de Oro, en la planicie del Río de la Plata, por lo que también fue posible cumplir con los objetivos específicos propuestos. En base a estos resultados y a la literatura científica, se plantearon hipótesis de los posibles cambios que pueden ocurrir en el ensamble de macroinvertebrados de la cañada debido al trasvase de aguas.

Con respecto a la composición de macroinvertebrados, se encontró que los sitios de muestreo en el arroyo Solís Chico son en general más similares entre sí que el sitio de muestreo de la cañada del Cisne. Esto era de esperar, ya que los muestreos realizados en el arroyo Solís, se ubicaron próximos entre sí, mientras la Cañada es un curso de agua que pertenece a otra cuenca. Los resultados en Cañada indican una mayor conexión de este curso con la planicie de inundación, menor velocidad de corriente y por tanto poca capacidad de arrastre, mayor presencia de materia orgánica en el sedimento, y menor contenido de oxígeno disuelto que el arroyo. El arroyo presenta monte ripario, que es efectivo para retener material alóctono, y mayor velocidad de corriente, lo que le da mayor capacidad de arrastre. Estas diferencias entre los sitios, habrían permitido el desarrollo de hábitats específicos y por tanto diferentes ensambles de macroinvertebrados, dada la presencia de géneros distintos. La descomposición de la materia orgánica disminuye el contenido de oxígeno disuelto por lo que la biota residente será en su mayoría tolerante, como es el caso del género *Hyaella* y la familia Planorbidae, en particular *Drepanotrema* sp, encontrados en la cañada. En cambio, en el arroyo *Hyaella* no fue muy

abundante, y *Drepanotrema* no fue encontrada, pero la riqueza y la cantidad de taxones sensibles a la presencia de materia orgánica son mayores.

Estos resultados indican que el trasvase de aguas desde al arroyo hacia la cañada podría generar cambios en la comunidad de macroinvertebrados, principalmente debido a sus diferentes características fisicoquímicas.

## Hábitat

La morfología de los cursos de agua es el resultado de la interacción entre el aporte de materiales alógenos y la capacidad del curso para transportarlos aguas abajo (Elosegui, 2009). El arroyo Solís Chico tiene un valle de pendientes ligeramente pronunciadas, las que generalmente se asocian a cuerpos de agua desacoplados de la planicie de inundación por el depósito de material que los separa (Gutiérrez, 2008; Stevaux y Latrubesse, 2017). En comparación con el arroyo, la cañada presentó un valle de laderas planas, en los cuales predomina el aporte de material fino que es depositado en las márgenes. Esto genera mayor conexión con la planicie de inundación, es decir que predominan los aportes laterales sobre los longitudinales, y es poca la capacidad de transporte aguas abajo (Gutiérrez, 2008; Stevaux y Latrubesse, 2017). Ambos sitios de muestreo en el arroyo presentaron monte ripario extenso, lo que está principalmente relacionado con cursos de agua permanente (Lozano-Peña et al., 2019) de orillas altas con respecto al nivel normal de agua y suelo bien drenado que permite la aparición de flora de alto porte (Stevaux y Latrubesse, 2017). Las zonas riparias con vegetación arbustiva generan cambios en la biota a nivel de tramo del curso de agua, como el aporte de hojas, ramas y troncos, que favorece a los organismos fragmentadores (Elosegui, 2009). Este tipo de material fue encontrado en ambos sitios de muestreo en el arroyo. En Cañada no se constató zona riparia diferenciada, mientras que las orillas estaban erosionadas y cubiertas por pastizales. Este tipo de vegetación es menos efectiva en la retención de nitrógeno (Tufekcioglu et al., 2003; Kuusemets et al., 2001; Hefting et al., 2005; Lescano, 2016) pero igual de efectivas que los montes en la

retención de sedimento (Daniels y Gilliam, 1996; Na, Huaien, y Dongqing, 2011; Al-Wadaey et al., 2012). En Uruguay, la vegetación de tipo herbácea es muy común en arroyos de bajo orden como el caso de la cañada del Cisne, dominando en la mayor parte de las nacientes (Mary-Lauyé et al., 2023). En cambio, el monte ripario está mayormente presente en cursos mayores, sugiriendo que los cursos de agua se generan principalmente en terreno sin cobertura arbórea para luego formar cursos mayores y el desarrollo de zonas riparias arbustivas (Mary-Lauyé et al., 2023). Únicamente en Cañada se constató la presencia de vegetación flotante enraizada, la que se asocia a cursos con vegetación riparia de bajo porte y fondos permanente o periódicamente sumergidos (Junk et al., 2022). En tipo de ambientes la biota allí es tolerante a bajas concentraciones de oxígeno (Junk et al., 2022). El sedimento en Cañada fue limoso, común en zonas de poca pendiente y baja velocidad de corriente, lo que permite su deposición en el lecho (Basile, 2018). En comparación, el sustrato en el arroyo fue de grano grueso, concordando con mayores velocidades de corriente que propician el arrastre del sedimento de grano fino (Basile 2018).

### Parámetros fisicoquímicos

Los parámetros fisicoquímicos también presentaron diferencias entre sitios. El pH, la conductividad y la turbidez fueron mayores en Cañada, indicando aguas con mayor contenido de sales disueltas y partículas en suspensión. En Uruguay, los ecosistemas acuáticos continentales tienen una conductividad entre 50 y 500 a 1000  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  para zonas poco mineralizadas y zonas sedimentarias, respectivamente, y esto a su vez está estrechamente ligado a los sólidos totales disueltos, habiendo mayor cantidad de éstos en aguas de alta conductividad (Gorga y Conde, 1999). En Cañada los resultados señalan que el sitio tiene mayor capacidad de mineralización que Aguas Arriba y Toma. El pH usualmente oscila entre 6 y 9, variando en función de las características de la cuenca, la capacidad de amortiguación del cuerpo de agua, la oxidación de la materia orgánica y la adición de contaminantes (Gorga y

Conde, 1999). Todos los sitios presentaron aguas con pH comprendidos dentro de ese rango siendo ligeramente más básicas en Cañada y Aguas arriba en comparación con Toma. El oxígeno disuelto fue mínimo en Cañada, pudiendo indicar mayores tasas de descomposición de la materia orgánica presente en el sedimento fino (Junk et al., 2022; Walter, Dodds, y Matt, 2017).

Los resultados muestran similitudes en las características fisicoquímicas entre el arroyo Solís Chicho y ríos y arroyos próximos geográficamente. El pH y el oxígeno disuelto en comparación con el río Santa Lucía son similares, mientras que la turbidez es menor (Ministerio de Ambiente, 2020). En cambio, el arroyo Carrasco tiene menores pH y oxígeno disuelto (Mello de Carvalho, 2013). Tanto la cuenca del arroyo Carrasco como la del río Santa Lucía, tienen usos que han perjudicado la calidad de sus aguas (Ministerio de Ambiente, 2020; Mello De Carvalho, 2013). Es probable que el rápido aumento en la actividad agrícola en el departamento de Canelones (CURE-IC, 2017), haya generado consecuencias similares en el arroyo Solís Chico. Sin embargo, son necesarios más estudios al respecto.

### Macroinvertebrados

Los muestreos realizados en el arroyo presentaron mayor riqueza de géneros que Cañada, tal vez debido a su sedimento más heterogéneo, siendo Toma el sitio con mayor heterogeneidad de géneros. Variables relacionadas con la morfología del canal, como la granulometría del sedimento son muy importantes para el ensamble de macroinvertebrados, y sitios con sedimento fino presentan menor riqueza de macroinvertebrados que sitios con mayor heterogeneidad de grano (Richards, Host y Arthur, 1993). Estos mismos resultados fueron encontrados en otros estudios realizados en Uruguay (Chalar, 1994; Morelli y Verdi, 2014).

En ambos sitios del arroyo la clase predominante fue Insecta, siendo estos resultados similares a lo encontrado por Morelli y Verdi (2014) y otros estudios realizados en sitios más impactados (Chalar, 1994; Pacheco et al., 2012; Castro et

al., 2020; Bazzoni, 2015; Arocena, 1996; Vilaboa, 2012; Fagúndez, 2012). Los géneros más abundantes en el arroyo fueron *Hexacylloepus* y *Heleobia* en Aguas Arriba, y *Americanbaetis* sp. y *Heleobia* en Toma. Las familias Elmidae (*Hexacylloepus*) y Baetidae (*Americanbaetis*) tienen baja tolerancia a la contaminación (Restrepo et al., 2008; Flowers y De la Rosa, 2010), y prefieren ambientes con material vegetal y aguas corrientes, respectivamente. En cambio, *Heleobia* sp. ha mostrado adaptaciones a diversos tipos de hábitats, pudiendo habitar desde sistemas lénticos hasta arroyos con grandes corrientes (Cuezzo, 2009). *Caenis* sp., *Americanbaetis* y *Farrodes* sp. fueron los más abundantes de los Ephemeroptera en ambos sitios, estando los dos primeros en mayor proporción en Toma. Los individuos de este orden son conocidos por su baja tolerancia a la contaminación y preferencia por hábitats de aguas corrientes y altas concentraciones de oxígeno disuelto (Flowers y De la Rosa, 2010). *Caenis* tiene cierta tolerancia a la contaminación y puede ser encontrado en diversos tipos de ambientes, mientras que *Farrodes* es menos tolerante y habita sistemas lénticos (Flowers y De la Rosa, 2010). *Notonecta* sp. y las familias Hydropsychidae, Hydroptilidae, Leptoceridae y Simuliidae, encontrados en ambos sitios del arroyo, son sensibles a la contaminación (Vilaboa, 2012; Restrepo et al., 2008). Otro género sensible encontrado fue *Anacroneuria* sp., cuya presencia está asociada a hábitats lénticos de aguas rápidas y sustrato de grano grueso (Avelino-Capistrano, Pessacq y Silva, 2018; Pérez y Restrepo, 2008). La sensibilidad a la contaminación de la familia Perlidae (*Anacroneuria*) hace de esta un buen bioindicador (Pérez y Restrepo, 2008). También se encontraron hidroácaros, siendo *Limnossinae* sp. el más abundante en ambos sitios, seguido de *Pionatacinae* sp., *Hydrodroma* sp. y *Clathrosperchonella* sp., este último corresponde al primer registro para este género en el Uruguay. Poco se sabe en América del Sur de los hidroácaros y su relación con el estado de los ecosistemas acuáticos debido a su recolección no intencionada y la falta de identificación hasta familia o especie (Rosso y Fernández, 2009). Una de las pocas familias estudiadas es Limnossidae, la cual puede encontrarse en muchos tipos de hábitats con aguas limpias (Restrepo et al., 2008). También se encontraron individuos de la familia Asellidae. Sin embargo, al igual que los

hidroácidos, estos isópodos dulceacuícolas son poco conocidos, encontrándose muy pocos registros en la región (Wilson, 2008).

Los géneros encontrados en el arroyo indican poco impacto ambiental. Si bien se encontraron géneros con tolerancia moderada a la contaminación (*Heleobia* y *Caenis*), los mismos son muy abundantes en Uruguay y en la región (Arocena, Castro y Chalar, 2022). También se encontraron individuos de la tribu Chironomini, cuya alta tolerancia a la contaminación gracias a la hemoglobina que le permite soportar bajos niveles de oxígeno en el medio (Wielgolaski, 1975), favorece sus grandes abundancias en sistemas con alto grado de contaminación (Chalar, 1994; Pacheco et al., 2012; Castro et al., 2020; Bazzoni, 2015; Arocena, 1996; Vilaboa, 2012; Fagúndez, 2012). Sin embargo, su baja abundancia y el mayor porcentaje de géneros más sensibles a la contaminación, indicarían que el arroyo como ambiente no se encuentra altamente impactado.

Cañada fue el sitio con menor riqueza de géneros. La clase predominante fue Malacostraca con *Hyalella* sp. como el más abundante. Este género se encuentra muy asociado a sistemas con gran cantidad de materia orgánica en descomposición (Pérez, 1988), siendo muy tolerante a aguas con bajas concentraciones de oxígeno (Vilaboa, 2012), como las que usualmente se generan en sistemas acuáticos con altas abundancias de macrófitas emergentes en el curso de agua (Junk et al., 2022). Otros géneros abundantes fueron *Drepanotrema* y *Caenis*. La familia Planorbidae es característica de aguas moderadamente contaminadas (Restrepo et al., 2008), y en particular *Drepanotrema* tolerante a la contaminación orgánica (Vilaboa, 2012). En cuanto a *Caenis*, su presencia podría ser atribuible a su sensibilidad moderada a la contaminación y su gran distribución en Uruguay (Flowers y De la Rosa, 2010; Arocena, Castro y Chalar, 2022). También se encontró Chironomini, Tanypodinae y *Hexacylloepus*. Para el último caso, es probable que las condiciones en Cañada no sean del todo propicias. A pesar de su relación con hábitats de poca corriente y sedimento fino (Reis, Beasley y Simeone, 2023), como los encontrados en Cañada, su tolerancia moderada a la contaminación orgánica (Restrepo et al., 2018) podría ser la razón por la que se la registró en menor abundancia en este sitio.

## Potenciales efectos del trasvase

La modificación del ensamble de macroinvertebrados por efecto del trasvase de aguas es un hecho documentado en otras obras hidráulicas en el planeta (O’Keeffe y De Moor, 1988; Snaddon et al., 1999; Gallardo y Aldrige, 2018; Jiang et al., 2020; Yu et al., 2020; Qu et al., 2023) y se prevén consecuencias similares en otros trasvases ya en funcionamiento (Cole y Carver, 2011; Zhang et al. 2022; Zhuang, 2016; Baeza, 2019). En base a los géneros y familias de macroinvertebrados encontrados, es posible suponer que el pasaje de aguas genere cambios en el ensamble presente en la Cañada del Cisne. A manera de hipótesis, se plantean a continuación los cambios que podrían generarse en la Cañada del Cisne producto del trasvase.

Aguas con diferentes características fisicoquímicas podría afectar a la biota por la modificación del ambiente (O’Keeffe y De Moor, 1988; Zhang et al., 2019; Tan et al., 2023). Tal podría ser el caso para *Drepanotrema*, cuya presencia depende en parte de la disponibilidad de calcio en el agua (Cuezzo, 2009). Las aguas con menor conductividad encontradas en el arroyo podrían diluir aquéllas en la cañada, disminuyendo la concentración de calcio disponible e impactando en el desarrollo de estos gasterópodos. Aguas más claras y con menor contenido de materia orgánica también podrían generar modificaciones en los tipos de hábitats disponibles y en consecuencia cambios en los géneros más abundantes. El ensamble de macroinvertebrados en Cañada presentó especies más adecuadas a aguas con mayor contenido de materia orgánica que en el arroyo, habiendo mayor proporción de fragmentadores (*Hyalella*) pero igual proporción de ramoneadores (*Drepanotrema*) y colectores (*Caenis*). Estos géneros, así como *Macrobrachium* consumen materia orgánica (Flowers y De la Rosa, 2010; Peralta y Grosso, 2009; Saigo, Marchese y Montalto, 2010; García-Guerrero, 2013), por lo que su abundancia en la cañada podría ser menor debido a que no encuentran alimento para sobrevivir.

Sin embargo, el principal promotor de cambios en la cañada sea probablemente el aumento del caudal y la alteración del régimen hidrológico (Bunn y Arthington, 2002). A esta conclusión han llegado otros autores estudiando diferentes tipos de ensamblajes bióticos (O’Keffe y De Moor, 1988; Qu et al., 2023; Liu et al., 2022; Kroll et al., 2013; Gibbins, Jeffries y Soulsby, 2000; Tan et al., 2023; Zhao et al., 2019; Kroll, 2012). Dichos cambios alterarían el ensamblaje de macroinvertebrados debido a la llegada de organismos por deriva.

Géneros como *Macrobrachium* que presenta una fase larvaria (García-Guerrero, 2013; Peralta y Grosso, 2009), podrían resultar más abundantes en la cañada. Sin embargo, otros taxones también podrían ser transportados. Estudios de deriva de macroinvertebrados en el río Xingu de Canadá y en ríos de la Amazonía brasilera, indicaron presencia de individuos del orden Ephemeroptera, con Baetidae como más abundante, y las familias Chironomidae, Simuliidae, Hydropsychidae y Elmidae (Rashidabadi et al., 2022; Callisto et al., 2023; Leal et al., 2023). El orden Ephemeroptera presenta el cuerpo comprimido dorsoventralmente y uñas desarrolladas para resistir la deriva en sitios con grandes velocidades de corriente (Domínguez, Molineri y Nieto, 2009). Sin embargo, estos individuos utilizan la deriva para huir de amenazas o dispersarse (Flowers y De la Rosa, 2010), explicando las altas proporciones encontradas por Rashidabadi et al., (2022), Callisto et al., (2023) y Leal et al., (2023). Otros taxones también podrían ser encontrados en la deriva, como Notonectidae y Belostomatidae que, al ser nadadores libres (Figueiredo, et al., 2018; Mazzucconi, López y Bachmann, 2009), podrían ser más susceptibles a ser arrastradas por la corriente. El asentamiento de estos taxones dependerá de si encuentran los hábitats adecuados. Ephemeroptera y Elmidae, podrían encontrar hábitats favorables, a pesar de su poca tolerancia a la contaminación orgánica (Archangelsy, Manzo, Michat y Torres, 2009; Domínguez, Molineri y Nieto, 2009). La familia Chironomidae, probablemente encuentre sitios apropiados, ya que, dentro de los insectos, es la familia de mayor rango de preferencia de hábitat (Laurindo, et al., 2018; Paggi, 2009). *Mansonia* (Simuliidae) sería el menos propenso a ser arrastrado por la corriente, debido a que utiliza el sifón terminal para perforar

tallos y hojas sumergidas y así sujetarse a este tipo de superficies, evitando ser arrastrados (Badii et al., 2015).

Probablemente *Aegla* sp. y *Anacroneuria*, encontrados únicamente en el arroyo, no se encontrarían en la cañada debido a ser poco tolerantes a la contaminación por materia orgánica. *Aegla* prefiere hábitats con corrientes rápidas y aguas muy oxigenadas, habiéndose encontrado correlaciones significativas entre el número de individuos y la concentración de oxígeno disuelto (Trevisan, Hepp y Santos, 2009; Bueno et al., 2016; Correa-Araneda, Contreras y De Los Ríos, 2010). Aparte de sus preferencias de hábitat, *Anacroneuria* tiene uñas bien desarrolladas y cuerpo aplanado, siendo poco susceptible a ser arrastrado por las corrientes (Froehlich, 2009; Gutiérrez-Fonseca, 2010). Géneros más tolerantes a la contaminación orgánica que se encontraron únicamente en el arroyo, podrían encontrar hábitats adecuados y así colonizar la cañada del Cisne. Por ejemplo, los géneros *Heleobia*, *Eupera* y la familia Planorbidae que, debido a su amplia preferencia de hábitats, es posible encontrarlos tanto en aguas relativamente rápidas como en remansos, adheridos a la vegetación o a sustratos rocosos (Collado, 2020; Cuezco, 2009; Barbosa, Constanza y Macedo, 2020; Ituarte, 2009; Ituarte y Dreher, 2018). Oligochaeta, prefiere sitios con poca corriente y sustrato limoso (Marchese, 2009; Marchese y Alves, 2018). Dentro de los Odonata, Gomphidae prefiere sedimento de grano pequeño, como arena o limo, detritus u hojas caídas (Novelo-Gutiérrez, Ramírez y González-Soriano, 2018). Por su parte, Coenagrionidae habita desde sitios con velocidades de corrientes considerables hasta cuerpos leníticos con detritus en el fondo (Lozano, et al., 2018). Ambas familias podrían llegar a ser encontradas en la cañada, probablemente con Coenagrionidae más abundante.

Un caso en particular es el bivalvo *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) invasor asiático en Uruguay (Brazeiro et al., 2021). *Corbicula fluminea* cuenta con una fase planctónica al inicio del ciclo de vida que facilita su dispersión (Brazeiro et al., 2021). Uno de los principales efectos de las especies exóticas invasoras es la modificación del funcionamiento del ecosistema (Silva et al., 2008; Vilà et al., 2008), en el caso de *C. fluminea* por ser mejor competidora por espacio y recursos que otras especies

autóctonas o por su acción como “especie ingeniera” modificando los hábitats disponibles (Jones, Lawton y Shachak, 1994; Brazeiro et al., 2021). En el noreste de Patagonia, Argentina, la presencia de *C. fluminea* está relacionada con sistemas de menor biodiversidad de gasterópodos y élmidos en comparación con aquellos donde el bivalvo no está presente, mientras que ciertas especies de la familia Caenidae se ven beneficiadas por su presencia, generando poblaciones de mayor número de individuos (Labaut et al., 2021). En los ríos Minho y Lima, Portugal, la presencia de *C. fluminea* ocurrió en sitios con mayor densidad de individuos y biodiversidad (Sampaio y Rodil, 2013). Su presencia en Minho estuvo relacionada con la desaparición del crustáceo nativo *Corophium multisetosum*. Experimentos de campo y laboratorio indicaron que, a mayor cantidad de individuos de *C. fluminea*, peor desempeño del bivalvo autóctono *Unio delphinus* (Ferreira-Rodríguez, Sousa y Pardo, 2016), pero mayor tasa de locomoción que podrían deberse al intento de *U. delphinus* de llegar a espacios sin *C. fluminea*. Estas conclusiones podrían indicar que *U. delphinus* se ve negativamente afectado por *C. fluminea*, pudiendo incluso ser desplazado de su hábitat natural. En vista de estos resultados, los efectos de la presencia de *C. fluminea* varían de acuerdo al número de individuos y del taxón considerado. Para el caso del trasvase hacia la Cañada del Cisne el futuro asentamiento y la dispersión de la especie podría generar menor abundancia y riqueza de macroinvertebrados, similar a lo determinado por Sampaio y Rodil (2013), y algunos taxones se podrían ver específicamente afectados o beneficiados, como en los resultados de Labaut et al. (2021). El gasterópodo *Drepanotrema* y el élmido *Hexacylloepus* podrían ser menos abundantes, mientras que *Caenis* sería más abundante. Los efectos de la llegada de este bivalvo invasor a la cañada pueden ser variados, por lo que es necesario hacer más estudios para determinar su impacto.

La llegada de *C. fluminea*, así como de otros macroinvertebrados a la Cañada del Cisne también conllevaría un cambio a nivel genético. La generación de nuevos descendientes producto de la mezcla entre los nuevos y los ya establecidos en la cañada ocasionaría que el material genético en las cuencas inicialmente aisladas progresivamente se homogenice entre ellas (Snaddon et al., 1999). Muñoz-

Ramírez, Victoriano y Habit (2015) encontraron que la baja variabilidad genética en el pez *Diplomystes cf. chilensis* es consecuencia del trasvase de aguas entre las cuencas Mataquito y Rapel en Chile. Resultados similares fueron encontrados en el ensamble de microorganismos en cuerpos de agua que forman parte del South-to-North Water Diversion Project en China (Yang et al., 2023). Ambos artículos señalan que probablemente esta pérdida de variabilidad genética se dé en otros ensamblajes bióticos.

## Conclusión

Estudiar los posibles impactos del trasvase de aguas entre cuencas es de suma importancia para contemplar los probables escenarios de cambios en los ensamblajes bióticos y sus impactos a nivel ecosistémico. En este estudio, se han identificado dos ensamblajes de macroinvertebrados diferentes en su composición taxonómica en dos cursos de agua a ser interconectados por un trasvase. Las diferencias resultaron relacionadas con las características tanto de los hábitats disponibles como de la fisicoquímica del agua. A partir de esto, se realizan hipótesis de las posibles consecuencias en los macroinvertebrados del sitio receptor generados por el trasvase de agua. En un futuro, alguno de estos supuestos podría ser válido y los resultados en los cuales se basó podrían servir de insumo para esclarecer las causas de los cambios y sus mecanismos en la cañada del Cisne.

## Bibliografía

Acurio, G. A. (2019). *Determinación de la calidad de agua del Río Boquerón utilizando como indicador biológico macroinvertebrados acuáticos*. [Tesis de Grado, Universidad Técnica del Norte].

Adedeji, O., Reuben, O., y Olatoye, O. (2014). Global climate change. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 2(2), 114. DOI: [10.4236/gep.2014.22016](https://doi.org/10.4236/gep.2014.22016)

Allen, M. R., Dube, O. P., Solecki, W., Aragon-Durand, F., Cramer, W., Humphreys, S., Kainuma, M., Kala, J., Mahowald, N., Mulugetta, Y., Perez, R., Wairiu, M., y Zickfeld, K. (2018). *Framing and Context*. En Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Portner, H.-O., Roberts, D., Skea, J., Shukla, P.R., Pirani, A., Moufouma-Okia, W., Pean, C., Pidcock, R., Connors, S., Matthews, J.B.R., Chen, Y., Zhou, X., Gomis, M.I., Lonnoy, E., Maycock, T., Tignor, M., y Waterfield, T. (eds.): *Global Warming of 1.5°C*. IPCC Special Report. In Press.

Al-Wadaey, A., Wortmann, C. S., Franti, T. G., Shapiro, C. A., y Eisenhauer, D. E. (2012). Effectiveness of grass filters in reducing phosphorus and sediment runoff. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223, 5865-5875. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1322-2>

Archangelsky, M., Manzo, V., Michat, M. C., y Torres, P. L. M. (2009). Coleoptera. En: Domínguez, E., y Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Arocena, R. (1996). La comunidad bentónica como indicadora de zonas de degradación y recuperación en el arroyo Toledo (Uruguay). *Revista de Biología Tropical*, 659-671.

Arocena, R., Castro, M., y Chalar, G. (2022). Ecological integrity assessment of streams in the light of natural ecoregions and anthropic land use. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(10), 748. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10422-z>

Arocena, R., Chalar, G., González, I., García, P., Piccardo, A., Piccini, C., y Castro, M. (2018). *Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitoreo cuenca del Río Negro*. Informe final del Convenio de entre MVOTMA (DINAMA) y Facultad de Ciencias (UdelaR).

Avilán, A. (2019). *Lo común del Cisne: los actores de la Comisión de Cuenca de la Laguna del Cisne y el Agua*. [Tesis de Maestría, Universidad de la República]

Avelino-Capistrano, F., Pessacq, P., y Silva, L. (2018). Order Plecoptera. En: Hamada, N., Thorp, J. H., y Rogers, D. C. (eds.). (2018). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda*. Academic Press.

Badii, M., Garza-Almanza, V., Landeros, J., y Quiroz, H. (2015). Diversidad y relevancia de los mosquitos. *Cultura científica y tecnologica*, (13).

Baeza, E. (2019). *Regulaciones y experiencias extranjeras sobre trasvase de aguas intercuenas (carreteras hídricas u otra infraestructura) Casos de España, Estados Unidos de Norteamérica, Canadá, Australia Sudáfrica e Irán*. Asesoría Técnica Parlamentaria.

Biblioteca del Congreso Nacional de Chile.

Barbosa, S., Constanza, X. M., y Macedo, L. E. (2018). Planorbioidea, Planorbidae, Ancyliinae. En: Damborenea, C., Rogers, D. C., y Thorp, J. H. (eds.). (2020). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 5: Keys to Neotropical and Antarctic Fauna*. Academic Press.

Basile, P. A. (2018). Transporte de sedimentos y morfodinámica de ríos aluviales. Editora UNR. Rosario, Argentina.

Bazzoni, B. (2015). Evaluación del estado trófico de cursos de agua en cuencas de uso agrícola mediante un índice biótico. [Tesis de Grado, Universidad de la República].

Brazeiro, A., Bresciano, D., Brugnoli, E., y Iturburu, M. (eds). (2021). Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión. RETEMA-UdelaR, CEEI-Ministerio de Ambiente, Montevideo, 226.

Brower, J., E., y Zar., J., H. (1984). Field and laboratory methods for general ecology. Wm. C. Brown Co. Dubuque, Iowa. 226 pp.

Bueno, S. L., Santos, S., Rocha, S. S. D., Gomes, K. M., Mossolin, E. C., Mantelatto, F. L. (2016). Avaliação dos Eglídeos (Decapoda: Aeglidae). Livro vermelho dos crustáceos do Brasil: Avaliação 2010–2014, 35-63.

Bunn, S. E., y Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental management*, 30(4), 492-507. DOI: 10.1007/s00267-002-2737-0

Cabrera-Lamanna, L. (2020). *Rol amortiguador de la vegetación riparia: caso del Embalse Paso Severino*. [Tesis de Maestría, Universidad de la República].

Callisto, M., Castro, D. M., Linares, M. S., Carvalho, L. K., Barbosa, J. E., y Hughes, R. M. (2023). Which metrics drive macroinvertebrate drift in neotropical sky island streams?. *Water Biology and Security*, 2(1), 100077.

Caretta, M.A., Mukherji A., Arfanuzzaman M., Betts R.A., Gelfan A., Hirabayashi Y., Lissner T.K., Liu J., Lopez Gunn E., Morgan R., Mwanga S., y Supratid S. (2022). Water. En: Portner H.O., Roberts D.C, Tignor M., Poloczanska E.S., Mintenbeck K., Alegria A., Craig M., Langsdorf S., Loschke S., Moller V., Okem A., y Rama B. (eds.) *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK & New York, NY, USA. DOI:10.1017/9781009325844.006.

Castro, M., Capurro, L., Chalar, G., y Arocena, R. (2020). Macroinvertebrados bentónicos indican empeoramiento de la calidad de agua en una zona de influencia urbana en el Río Negro. *Boletín de La Sociedad Zoológica Del Uruguay*, 29(2), 116-125.

Chalar, G. (1994). Composición y abundancia del zoobentos del Arroyo Toledo (Uruguay) y su relación con la calidad de agua. *Revista chilena de historia natural*, 67, 129-141.

Chao, A. (1984). Nonparametric estimation of the number of classes in a

population. *Scandinavian Journal of statistics*, 11(4), 265-270. URL: <https://www.jstor.org/stable/4615964>

Chutter, F. M. (1970). Hydrobiological studies in the catchment of Vaal Dam, South Africa. Part 1. River zonation and the benthic fauna. En: O'keeffe, J. H., y De Moor, F.C. (1988). Changes in the physico-chemistry and benthic invertebrates of the Great Fish River, South Africa, following an interbasin transfer of water. *Regulated Rivers: Research & Management*, 2(1), 39-55.

Clarke, K., R. (1993). Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, vol 18, 117-143 pp.

Cole, D. S., y Carver, W. B. (2011). *Interbasin transfers of water*. Georgia Institute of Technology.

Comisión – Defensa de la Laguna del Cisne y el Arroyo Solís Chico. (2022). <https://www.facebook.com/defensalagunadelcisneyarroyosolischico/videos/1470735743408914/>

Comuna Canaria. (2015). Resolución nº15/06959 del 29 de octubre, expediente 2014-81-1090-00644. Canelones, Uruguay.

Correa-Araneda, F., Contreras, A., De Los Ríos, P. (2010). Amphipoda and Decapoda as potential bioindicators of water quality in an urban stream (38 S, Temuco, Chile). *Crustaceana*, 897-902.

Cuezzo, M. G. (2009). Mollusca Gastropoda. En: Domínguez, E., y Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Cummins, K. W., Merritt, R. W., y Andrade, P. C. (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. DOI: <https://doi.org/10.1080/01650520400025720>

Cunha, D. G. F., do Carmo, M., y Lamparelli, M. C. (2013). A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI<sub>tr</sub>). *Ecological Engineering*, 60, 126-134. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>

CURE-IC. (2017). *Sistemas Acuáticos Canarios: Estado del conocimiento y gestión ambiental. Informe Ambiental y Estratégico*. Informe técnico. Centro Universitario Regional Este. Universidad de la República – Intendencia de Canelones.

Daniels, R. B., y Gilliam, J. W. (1996). Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil Science Society of America Journal*, 60(1), 246-251. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000010037x>

Davies, B. R., Thoms, M., y Meador, M. (1992). An assessment of the ecological impacts of inter-basin water transfers, and their threats to river basin integrity and conservation. *Aquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems*, 2(4), 325-349.

Decreto-ley nº253/979. Aprobación de normativa para prevenir la contaminación ambiental, a través del control de las aguas. 31 de mayo de 1979. Diario Oficial Tomo 295, no. 20504.

Dias, N., Trimble, M., Giordano, G., y Torres, P. (2022). Conflictos del agua y del territorio en Laguna del Cisne (Canelones, Uruguay): proyectos hidrosociales en disputa. *Revista Uruguaya de Antropología y Etnografía*, 7(2). DOI: <https://doi.org/10.29112/ruae.v7i2.1648>.

DNH. (2012). Comunicación de Proyecto – Recuperación del Arco de Playa “La Floresta”. Dirección Nacional de Hidrografía (DNH). Canelones, Uruguay.

Domínguez, E., y Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Domínguez, E., Molineri, C., y Nieto, C., (2009). Ephemeroptera. En: Domínguez, E., y Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A., Soto, D., Stiassny, M. L. J., y Sullivan, C. A. (2005). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2), 163-182. DOI: <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>

Elosegui, A. (ed.). (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA. Bilbao, España.

Fagúndez, S. (2012). Evaluación de la calidad de agua del Arroyo Flores (San José, Uruguay) mediante macroinvertebrados bentónicos como indicadores de contaminación orgánica. [Tesis de Grado, Universidad de la República].

FAO. (2013). Afrontar la escasez de agua. Un marco de acción para la agricultura y la seguridad alimentaria. Informe sobre temas hídricos. Informe técnico. Roma.

Faúndez, M., Alcayaga, H., Walters, J., Pizarro, A., y Soto-Alvarez, M. (2022). Sustainability of water transfer projects: A systematic review. *Science of The Total Environment*, 680, 160500. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160500>

Figueiredo, F. F., Duarte, H. D., Sites, R. W., Silva, I. R., y Magalhães, O. M. (2018). Order Hemiptera. En: Hamada, N., Thorp, J. H., y Rogers, D. C. (eds.). (2018). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda*. Academic Press.

Flowers, R. W., y De la Rosa, C. (2010). Capítulo 4: Ephemeroptera. *Revista de Biología Tropical*, 58, 63-93.

Froehlich, C. G. (2009). Plecoptera. En: Domínguez, E., y Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Gallardo, B., y Aldridge, D. C. (2018). Inter-basin water transfers and the expansion of aquatic invasive species. *Water Research*, 143, 282-291. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.06.056>

García-Guerrero, M. U., Becerril-Morales, F., Vega-Villasante, F., y Espinosa-Chaurand, L.

D. (2013). Los langostinos del género *Macrobrachium* con importancia económica y pesquera en América Latina: conocimiento actual, rol ecológico y conservación. *Latin American journal of aquatic research*, 41(4), 651-675.

Gibbins, C. N., Jeffries, M. J., y Soulsby, C. (2000). Impacts of an inter-basin water transfer: distribution and abundance of *Micronecta poweri* (Insecta: Corixidae) in the River Wear, north-east England. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 10(2), 103-115.

Gonzalez, A. (2020). Trasvasan agua del Solís Chico a Laguna del Cisne. Decisión apurada, riesgo desmedido. Mate Amargo, otra vuelta a la información [Consultada el 10-04-2023]. Disponible en: <https://www.mateamargo.org.uy/2020/12/24/trasvasan-agua-del-solis-chico-a-laguna-del-cisne-decision-apurada-riesgo-desmedido/>

Gorga, J., y Conde, D. (1999). Composición iónica. En: Arocena, R., y Conde, D. (eds.) *Métodos en ecología de aguas continentales con ejemplos de limnología en Uruguay*. Universidad de la República – Facultad de Ciencias.

Goyenola, G., Acevedo, S., Machado, I., y Mazzeo, N. (2011). *Diagnóstico del Estado Ambiental de los Sistemas Acuáticos Superficiales del Departamento de Canelones: Intendencia Municipal de Canelones. Volumen III: Laguna del Cisne*. Informe técnico. Canelones, Uruguay.

Goyzueta, G. G. (2020). *Alteración del hábitat y biodiversidad (macrófitos y aves) del Lago Titicaca-Perú ocasionado por el trasvase de agua a Bolivia*. [Tesis de Doctorado, Universidad Nacional del Altiplano]

Gutiérrez, M. (2008). *Geomorfología*. Editorial Pearson Madrid.

Gutiérrez-Fonseca, P. E. (2010). Capítulo 6: Plecoptera. *Revista de Biología Tropical*, 58, 139-148.

Hamada, N., Thorp, J. H., y Rogers, D. C. (eds.). (2018). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda*. Academic Press.

Hefting, M. M., Clement, J. C., Bienkowski, P., Dowrick, D., Guenat, C., Butturini, A., Topa, S., Pinay, G., y Verhoeven, J. T. (2005). The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. *Ecological Engineering*, 24(5), 465-482. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.01.003>

Houghton, J. (2005). Global warming. *Reports on progress in physics*, 68(6), 1343. DOI: 10.1088/0034-4885/68/6/R02

Hutton, M., Venturini, N., García-Rodríguez, F., Brugnoli, E., y Muniz, P. (2015). Assessing the ecological quality status of a temperate urban estuary by means of benthic biotic indices. *Marine pollution bulletin*, 91(2), 441-453. DOI: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X14007267?via%3Dihub>

IMPO, (2004). Artículo 47 de 2004 [Constitución]. Sección II – Derechos, haberes y garantías capítulo. IMPO – Centro de Información Oficial. [Consultada el 09-04-2023] Disponible en: <https://www.impo.com.uy/bases/constitucion/1967-1967/47>

Ituarte, C. (2009). Mollusca Bivalvia. En: Domínguez, E., y Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Ituarte, C., y Dreher, M. C. (2018). Class Bivalvia. En: Damborenea, C., Rogers, D. C., y Thorp, J. H. (eds.). (2020). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 5: Keys to Neotropical and Antarctic Fauna*. Academic Press.

Jähnig, S. C., y Cai, Q. (2010). River water quality assessment in selected Yangtze tributaries: Background and method development. *Journal of Earth Science*, 21(6), 876-881. DOI: 10.1007/s12583-010-0140-y

Jiang, W., Pan, B., Chen, J., Jiang, X., Shen, H., y Zhu, T. (2020). Macroinvertebrate Communities in a Lake of an Inter-Basin Water Transfer Project and Its Implications for Sustainable Management. *Water*, 12(7), 1900. DOI: 10.3390/w12071900

Jiménez-Valverde, A., y Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8,151-161.

Jones, C. G., Lawton, J. H., y Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 373-386.

Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., da Cunha, C. N., Goncalves, S. R. A., Wantzen, K. M., Y Wittmann, F. (2022). Riparian wetlands of low-order streams in Brazil: extent, hydrology, vegetation cover, interactions with streams and uplands, and threats. *Hydrobiologia*, 1-22. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05056-8>

Kroll, S. A. (2012). *The influence of climate and flow regulation on aquatic macroinvertebrate communities*. State University of New York College of Environmental Science and Forestry.

Kroll, S. A., Ringler, N. H., De las Heras, J., Gómez-Alday, J. J., Moratalla, A., y Briggs, R. D. (2013). Analysis of anthropogenic pressures in the Segura Watershed (SE Spain), with a focus on inter-basin transfer. *Ecohydrology*, 6(5), 878-888. DOI: <https://doi.org/10.1002/eco.1311>

Kruk, C., Suárez, C., Ríos, M., Zaldúa, N., y Martino, D. (2013). Ficha: Análisis calidad de agua en Uruguay. Asesoramiento Ambiental Estratégico, Vida Silvestre, IUCN. Montevideo, Uruguay.

Kuusemets, V., Mander, Ü., Lohmus, K., y Ivask, M. (2001). Nitrogen and phosphorus variation in shallow groundwater and assimilation in plants in complex riparian buffer zones. *Water Science and Technology*, 44(11-12), 615-622. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0888>

Laurindo, F., Pinho, L. C., Wiedenbrug, S., Dantas, G. P. S., Siri, A., Andersen, T., y Trivinho-Strixino, S. (2018). Family Chironomidae. En: Hamada, N., Thorp, J. H., y Rogers, D. C. (eds.). (2018). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda*. Academic Press.

Leal, T. B., Oliveira, R. S., Giarrizzo, T., y Godoy, B. S. (2023). The drift effect on nestedness of Ephemeroptera, Trichoptera and Plecoptera orders in the Xingu River. *Biota Neotropica*, 23. DOI: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2022-1354>

Lescano, C. (2016). *Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura*. [Tesis de Grado, Universidad de la República]

Ley nº 18610 de 2009. Ley política nacional de aguas. Principios rectores. 28 de octubre de 2009. Diario Oficial Tomo 1, no. 27845.

Liu, Y., Pan, B., Zhu, X., Zhao, X., Sun, H., He, H., y Jiang, W. (2022). Patterns of microbial communities and their relationships with water quality in a large-scale water transfer system. *Journal of Environmental Management*, 319, 115678.

Lozano, F., Muzón, J., Anjos-Santos, D., y Pessacq, P. (2018). Superfamily Coenagrionoidea. En: Hamada, N., Thorp, J. H., y Rogers, D. C. (eds.). (2018). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda*. Academic Press.

Lozano-Peña, S., Vásquez-Moscoso, C. A., Rivera-Rondon, C. A., Zapata, A. M., y Ortiz-Moreno, M. L. (2019). Efecto de la vegetación riparia sobre el fitoperifiton de humedales en la Orinoquía colombiana. *Acta biológica colombiana*, 24(1), 67-85. DOI: <https://doi.org/10.15446/abc.v24n1.69086>

Lyu, C., Li, X., Yuan, P., Song, Y., Gao, H., Liu, X., Liu, R., y Yu, H. (2021). Nitrogen retention effect of riparian zones in agricultural areas: A meta-analysis. *Journal of Cleaner Production*, 315, 128143. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128143>

Mantel, N. (1967). The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer research*, vol. 27, no 2\_Part\_1, p. 209-220.

Marchese, M. R. (2009). Annelida Oligochaeta. En: Domínguez, E., y Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Marchese, M. R., y Alves, R. G. (2018). Class Clitellata: Subclass Oligochaeta. En: Damborenea, C., Rogers, D. C., y Thorp, J. H. (eds.). (2020). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 5: Keys to Neotropical and Antarctic Fauna*. Academic Press.

Martínez, D. A. (2016). Estado del agua en América Latina y el Caribe. Informe para Amigos de la Tierra

Mary-Lauyé, A. L., González-Bergonzoni, I., Gobel, N., Somma, A., Silva, I., y Lucas, C. M. (2023). Baseline assessment of the hydrological network and land use in riparian buffers of Pampean streams of Uruguay. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(1), 80. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10684-7>

Mazzucconi, S. A., López, M. L., y Bachmann, A. O. (2009). Hemiptera – Heteroptera: Gerromorpha y Nepomorpha. En: Domínguez, E., y Fernández, H. R. (2009).

*Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología.* Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Mello De Carvalho, L. (2013). *Distribución espacial de metales pesados en la Cuenca del Arroyo Carrasco y su relación con los usos de la cuenca asociada.* [Tesis de Maestría, Universidad de la República]

Ministerio de Ambiente. (2020). *Plan de monitoreo del río Santa Lucía Informe de actividades y presentación de resultados.* <https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/DCA-Informe-Qagua-Santa-Lucia-A%C3%B1o2020.pdf>

Ministerio de Ambiente. (2021). Respuesta al pedido de informes presentado por el Señor Representante Óscar Amigo Díaz. Montevideo. Disponible en: <https://documentos.diputados.gub.uy/docs/L49/Original/02869.pdf>

Morelli, E., y Verdi, A. (2014). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en cursos de agua dulce con vegetación ribereña nativa de Uruguay. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85(4), 1160-1170. DOI: <https://doi.org/10.7550/rmb.45419>

Muñoz-Ramírez, C. P., Victoriano, P. F., y Habit, E. (2015). Inter-basin dispersal through irrigation canals explains low genetic structure in *Diplomystes* cf. *chilensis*, an endangered freshwater catfish from Central Chile. *Limnologica*, 53, 10-16.

MVOTMA. (2015). Resumen Estado de Situación Cuenca Laguna del Cisne. Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, Uruguay.

MVOTMA. (2017). Plan Nacional de Aguas. Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, Uruguay.

MVOTMA. (2019). Plan de cuenca Laguna del Cisne. Propuesta de Trabajo. Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, Uruguay.

Na, D., Huaien, L., y Dongqing, S. (2011). Preliminary experimental study on effectiveness of vegetative filter strip to pollutants in surface runoff. *Journal of Water Resource and Protection*, 3(4), 222-227. DOI: [10.4236/jwarp.2011.34028](https://doi.org/10.4236/jwarp.2011.34028)

Novelo-Gutiérrez, R., Ramírez, A., y González-Soriano, E. (2018). Superfamily Gomphoidea. En: Hamada, N., Thorp, J. H., y Rogers, D. C. (eds.). (2018). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda*. Academic Press.

O'Keeffe, J. H., y De Moor, F. C. (1988). Changes in the physico-chemistry and benthic invertebrates of the Great Fish River, South Africa, following an interbasin transfer of water. *Regulated Rivers: Research & Management*, 2(1), 39-55.

ONU. (2021). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2021: El valor del agua. UNESCO, París.

Øyvind H. y Harper, D. A. T. (2022). PAST Paleontological Statistics Version 4.12 Reference Manual. Manual de ayuda. Museo de Historia Natural. Universidad de Oslo.

OAN. (2013). Geoportal. Visualización dinámica de información geográfica, descarga de archivos y metadatos. Disponible en: <https://www.ambiente.gub.uy/oan/geoportal/>

Oliva-Paterna, F. J., Verdiell-Curbelo, D., Ruiz-Navarro, A., y Torralva, M. (2014). La ictiofauna continental de la Cuenca del río Segura (SE Península Ibérica): décadas después de Mas (1986). *Anales de Biología*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia, 37-45.

Pacheco, J. P., Arocena, R., Chalar, G., García, P., González Piana, M., Fabian, D., Silva, M., y Olivero, V. (2012). Evaluación del estado trófico de arroyos de la cuenca de Paso Severino (Florida, Uruguay) mediante la utilización del índice biótico TSI-BI. *Augmdomus*, 4, 80-91. URL: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/25745>

Paggi, A. C. (2009). Diptera Chironomidae. En: Domínguez, E., y Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Peralta, M., y Grosso, L. E. (2009). Crustacea, Syncarida, Amphipoda y Decapoda. En: Domínguez, E., y Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Pérez, G. R. (1988). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Fondo para la Protección del Medio Ambiente "José Celestino Mutis".

Pérez, G. R., y Restrepo, J. J. R. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical* (2da Edición). Universidad de Antioquia.

Pupo, Y. M. L., Sandín, Y. L., y Riverón, C. C. D. A. (2014). El impacto sociocultural del trasvase Este-Oeste: un estudio de caso. *Revista Caribeña de Ciencias Sociales*.

Qu, X., Olden, J. D., Xia, W., Liu, H., Xie, Z., Hughes, R. M., y Chen, Y. (2023). Hydrology and water quality shape macroinvertebrate patterns and facilitate non-native species dispersals in an inter-basin water transfer system. *Journal of Environmental Management*, 329, 117111. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.117111>

Ramírez, A., y Gutiérrez-Fonseca, P. E. (2014). Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *Revista de Biología Tropical*, 62, 155-167.

RAPAL. (2010). *Contaminación y eutrofización del agua: Impactos del modelo de agricultura industrial*. RAPAL, Uruguay.

Rashidabadi, F., Rosenfeld, J. S., Abdoli, A., Naman, S. M., y Nicolas, A. (2022). Seasonal changes in invertebrate drift: effects of declining summer flows on prey abundance for drift-feeding fishes. *Hydrobiologia*, 849(8), 1855-1869.

Recagno, V. (2021). La Dinagua aprobó el trasvase de agua a Laguna del Cisne, una acción que puede afectar esa fuente. Consultada el 3-10-2021. Disponible en: <https://ladiaria.com.uy/politica/articulo/2021/5/la-dinagua-aprobo-el-trasvase-de-agua-a->

[laguna-del-cisne-una-accion-que-puede-afectar-esa-fuente/](#)

Reis, G. D. C., Beasley, C. R., y Simeone, D. (2023). First insights into the association of complex hydraulic variables with the abundance and richness of Elmidae (Coleoptera) in the Amazon. *Ecohydrology & Hydrobiology*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2023.03.002>

Restrepo, D. M., Peñaranda, M. L. P., Muñoz, E., Soto, A., y Peña, E. J. (2008). Diversidad de los macroinvertebrados acuáticos de la Laguna de Sonso, valle del cauca, Colombia. *Revista de Ciencias*, 12, 45-57.

Richards, C., Host, G. E., y Arthur, J. W. (1993). Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. *Freshwater Biology*, 29(2), 285-294. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1993.tb00764.x>

Rosemberg, D., y Resh, V. (1993). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrate*. Chapman & Hall, New York.

Rosso, B., y Fernández, H. R. (2009). Acari, Parasitengona, Hydrachnidia. En: Domínguez, E., y Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Saigo, M., Marchese, M., y Montalto, L. (2010). *Hábitos alimentarios de Hyalella curvispina Shoemaker, 1942 (Amphipoda: Gammaridea) en ambientes leníticos de la llanura aluvial del río Paraná Medio*. Facultad de Humnidades y Ciencias, Universidad Nacional del Litoral.

Santos, C. (2010). Agua en Uruguay: lucha social y la emergencia de nuevos esquemas de politización. *Theomai*, 22, 76-85.

Sassano, K., Iccardi, P., Giordano, G., García, R., Parrilla, G., Reyes, A., y García, P. (2019). Análisis del conflicto ambiental de la Cuenca de la Laguna del Cisne: territorio en disputa. Programa Integral Metropolitano – Universidad de la República.

Scarabino, F., Zaffaroni, J. C., Clavijo, C., Carranza, A., y Nin, M. (2006). Bivalvos marinos y estuarinos de la costa uruguaya: faunística, distribución, taxonomía y conservación. En: Menafra, R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F., y Conde, D. (eds). *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay*, 157-169. ISBN: 9974-7589-2-0.

Silva, L., Land, E. O., Luengo, J. L. R., y Daehler, C. (2008). *Las invasiones biológicas*. En: Silva, L., Land, E. O., Luengo, J. L. R., y Daehler, C. (2008). *Flora y Fauna terrestre invasora en La Macaronesia*. ARENA, Ponta Delgada, 546, 29-49.

Snaddon, C. D., Wishart, M. J., y Davies, B. R. (1998). Some implications of inter-basin water transfers for river ecosystem functioning and water resources management in southern Africa. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1(2), 159-182.

Snaddon, C. D., Davies, B. R., Wishart, M. J., Meador, M. E., y Thoms, M. C. (1999). A global overview of inter-basin water transfer schemes, with an appraisal of their ecological, socio-economic and socio-political implications, and recommendations for their management. *Water Research Commission Report No. TT120/00*. Pretoria: Water

Research Commission.

Spósito, M. (2015). Evaluación del estado trófico y ecológico del compartimiento bentónico en tres estuarios de la costa uruguaya mediante el uso de indicadores bioquímicos y biológicos. [Tesis Grado, Universidad de la República]

Srinivasan, V., Lambin, E. F., Gorelick, S. M., Thompson, B. H., y Rozelle, S. (2012). The nature and causes of the global water crisis: Syndromes from a meta-analysis of coupled human-water studies. *Water resources research*, 48(10). DOI: <https://doi.org/10.1029/2011WR011087>

Stevaux, J. C., y Latrubesse, E. M. (2017). *Geomorfología fluvial*. Oficina de Textos. Câmara Brasileira do Livro, Brasil.

Tan, L., Wang, Z., Bai, Y., y Huang, X. (2023). Short-term responses of nutrients and algal biomass in a eutrophic shallow lake to different scales of water transfer. *Science of The Total Environment*, 880, 163321.

Texeira, F., Rodríguez-Bolaña C., Tesitore, G., Kröger, A., Goyenola, G., Pérez, A., y Heinzen, H. (2020). Aportes a la construcción de capacidades nacionales para el monitoreo ambiental de plaguicidas utilizando la cuenca de la Laguna del Cisne como caso de estudio. Proyecto: Fortalecimiento de las capacidades para la gestión ambientalmente adecuada de plaguicidas incluyendo COPS. GCP/URU/031/GFF-MSP-MGAP-MVOTMA-FAO-GEF-2016-2020. Informe técnico. Montevideo, Uruguay.

Trevisan, A., Hepp, L. U., y Santos, S. (2009). Abundance and distribution of Aeglidae (Crustacea: Anomura) in function of land use in Rio Jacutinga hydrographic basin, Rio Grande do Sul, Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 26, 419-426.

Tufekcioglu, A., Raich, J. W., Isenhardt, T. M., y Schultz, R. C. (2003). Biomass, carbon and nitrogen dynamics of multi-species riparian buffers within an agricultural watershed in Iowa, USA. *Agroforestry systems*, 57, 187-198. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1024898615284>

UEA. (2011). Datos Estadísticos Municipios Canarios. Plan Estratégico Canario. Unidad Estadística Canaria (UEA). Informe técnico. Gobierno de Canelones. Canelones, Uruguay.  
UNESCO. (2019). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2019: No dejar a nadie atrás. Informe técnico. UNSECO, París.

Vilà, M., Valladares, F., Traveset, A., Santamaría, L., y Castro, P. (2008). Invasiones biológicas. Madrid: Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

Vilaboa, N. (2012). *Evaluación de calidad de agua en un sistema lótico bajo impacto lechero mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos*. [Tesis de Grado, Universidad de la República].

Walter, K., Dodds, W., y Matt, R. (2017). *Freshwater ecology: concepts and environmental applications of limnology*. Elsevier Academic Press.

Wielgolaski, F. E. (1975). Biological indicators on pollution. *Urban Ecology*, 1(1), 63-79.

Wilson, G. D. (2008). Global diversity of Isopod crustaceans (Crustacea; Isopoda) in

freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 231-240. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9019-z>

World Wildlife Fund. (2007). *Trasvases: del mito a la realidad, Trasvases inter-cuencas y escasez de agua*. Global Freshwater Programme. Países Bajos.

Yang, N., Hou, X., Li, Y., Zhang, H., Wang, J., Hu, X., y Zhang, W. (2023). Inter-basin water diversion homogenizes microbial communities mainly through stochastic assembly processes. *Environmental Research*, 223, 115473.

Yu, Z., Wang, H., Miao, M., Kong, Q., Quan, Q., Wang, R., y Liu, J. (2020). Long-term monitoring of community succession in impoundment lake: Responses of macroinvertebrate to South-to-North Water Diversion Project. *Ecological Indicators*, 118, 106734. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106734>

Zhang, R., Zhang, Y., Fei, X., Hou, Y., Shi, J., Li, E., y Chu, W. (2022). *Limnoperna fortunei* as an invasive biofouling bivalve species in freshwater: a review of its occurrence, biological traits, risks, and control strategies. *AQUA—Water Infrastructure, Ecosystems and Society*, 71(12), 1364-1383. DOI: <https://doi.org/10.2166/aqua.2022.238>

Zhao, N., Xu, M., Blanckaert, K., Qiao, C., Zhou, H., y Niu, X. (2019). Study of factors influencing the invasion of Golden Mussels (*Limnoperna fortunei*) in water transfer projects. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 22(4), 385-395.

Zhuang, W. (2016). Eco-environmental impact of inter-basin water transfer projects: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(13), 12867-12879. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6854-3>