



Caracterización de la malacofauna acuática continental de la Patagonia extra-andina de la provincia de Santa Cruz

Trabajo de tesis para optar
al título de Doctor en Ciencias Naturales



Lic. Santiago Torres

Directores: Dr. Gustavo Darrigran
Dr. Juan Pablo Martin
La Plata - Argentina
2022

**FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MUSEO
UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA**



**Caracterización de la malacofauna acuática continental de la
Patagonia extra-andina de la provincia de Santa Cruz**

Trabajo de tesis para optar al título de Doctor en Ciencias Naturales

Tesista

Lic. Santiago Hernán Torres

Directores

Dr. Gustavo A. Darrigran

Dr. Juan Pablo Martin

La Plata, 2022

A mi familia,

La presentación de esta tesis no constituye una publicación en el sentido del Artículo 8 del Código Internacional de Nomenclatura Zoológica (CINZ, 2000) y, por lo tanto, los actos nomenclaturales incluidos en ella carecen de disponibilidad hasta que sean publicados según los criterios del Capítulo 4 del Código.

INDICE	
AGRADECIMIENTOS	1
RESUMEN	3
ABSTRACT	6
CAPÍTULO I. LA PATAGONIA EXTRANDINA	9
INTRODUCCIÓN	9
LA PATAGONIA EXTRANDINA DE SANTA CRUZ	11
Biozona extrandina occidental	13
Características hidrográficas de la biozona extrandina occidental.....	14
Biozona extrandina oriental	16
Características hidrográficas de la biozona extrandina oriental.....	16
Biozona extrandina austral	19
Características hidrográficas de la biozona extrandina oriental.....	20
Aspectos socio-económicos y potenciales impactos en la Patagonia extrandina	22
REFERENCIAS	25
CAPÍTULO II. DIVERSIDAD DE MOLUSCOS	31
INTRODUCCIÓN	31
MATERIALES Y MÉTODOS	33
Trabajo de gabinete	33
Trabajo de campo y de laboratorio	35
RESULTADOS	40
Listado sistemático	41
Clase Gastropoda	42
Familia Tateidae.....	42
“ <i>Heleobia</i> ” <i>hatcheri</i> (Pilsbry, 1911).....	45
<i>Comentarios</i>	47
Familia Chilinidae.....	48
Género <i>Chilina</i> Gray, 1828.....	52
<i>Chilina fulgurata</i> Pilsbry, 1911.....	53
<i>Chilina patagonica</i> G. B. Sowerby II, 1874.....	54
<i>Chilina perrieri</i> Mabille, 1884.....	55
<i>Chilina strebeli</i> Pilsbry, 1911.....	56
<i>Comentarios</i>	57
Familia Lymnaeidae.....	58
<i>Galba viator</i> (d'Orbigny, 1835).....	63
<i>Pectinidens diaphanus</i> (King, 1832).....	63
<i>Comentarios</i>	65
Familia Planorbidae.....	66
Subfamilia Ancylineae.....	68
<i>Anisancylus obliquus</i> (Broderip & Sowerby, 1832).....	68
Subfamilia Planorbinae.....	69

<i>Biomphalaria peregrina</i> (d'Orbigny, 1835).....	70
Comentarios.....	70
Familia Glacidordibae.....	71
Género <i>Patagonorbis</i> Rumi y Gutiérrez Gregoric, 2015.....	72
Comentarios.....	74
Clase Bivalvia	74
Familia Sphaeriidae.....	74
Género <i>Pisidium</i> C. Pfeiffer, 1821.....	77
<i>Pisidium magellanicum</i> (Dall, 1908).....	77
<i>Pisidium patagonicum</i> Pilsbry, 1911.....	79
Género <i>Musculium</i> Link, 1807.....	80
<i>Musculium patagonicum</i> Pilsbry, 1911.....	81
Comentarios.....	82
CONSIDERACIONES FINALES	83
REFERENCIAS	84
CAPÍTULO III. LOS ENSAMBLES DE MACROINVERTEBRADOS DULCEACUÍCOLAS Y EL IMPACTO ANTRÓPICO EN LA PROVINCIA DE SANTA CRUZ	95
INTRODUCCIÓN	95
MATERIALES Y MÉTODOS	97
Muestras	97
Análisis de datos	100
RESULTADOS	101
Variables ambientales	101
Ensamblés de macroinvertebrados acuáticos	105
El ensamble de macroinvertebrados acuáticos y su relación con las variables ambientales	111
La malacofauna y su relación con las variables ambientales.....	118
Aplicación del índice BMPS	118
DISCUSIÓN	121
CONSIDERACIONES FINALES	126
REFERENCIAS	127
CAPÍTULO IV. LOS MOLUSCOS COMO BIOINDICADORES DE IMPACTO AMBIENTAL	131
INTRODUCCIÓN	131
MATERIALES Y MÉTODOS	134
Bioensayos en ambiente controlado con <i>Pectinidens diaphanus</i>	134
Análisis estadístico	139
RESULTADOS	140
Ensayo de toxicidad directa con <i>Pectinidens diaphanus</i>	140
DISCUSIÓN	142
CONSIDERACIONES FINALES	144

REFERENCIAS	145
CAPÍTULO V. ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA MALACOFUNA ACUÁTICA CONTINENTAL DE SANTA CRUZ	149
INTRODUCCIÓN	149
MATERIALES Y MÉTODOS	152
Patrones de distribución	152
Distribución, idoneidad ambiental y riqueza potencial de especies	153
Selección de variables y calibración de los modelos	153
Evaluación de los modelos.....	157
Riqueza potencial de especies.....	157
Evaluación del estado de conservación según criterio B de la UICN	157
RESULTADOS	159
Patrones de distribución	159
Modelado de áreas de idoneidad ambiental de especies	162
Riqueza potencial de especies	167
Evaluación de estado de conservación y categorías de amenaza según criterio B de la UICN	167
Actividad minera y ganadería	170
Aprovechamiento energético	171
Especies exóticas invasoras	171
Áreas protegidas.....	172
Condiciones a, b y c del Criterio B	172
DISCUSIÓN	173
CONSIDERACIONES FINALES	179
REFERENCIAS	180
CONSIDERACIONES FINALES	189
ANEXO I	191
ANEXO II	192

AGRADECIMIENTOS

En todos los sentidos el presente trabajo de tesis es gracias a un gran número de personas e instituciones que aportaron tiempo y esfuerzo para lograr concretar esta importante etapa en mi formación académica.

En primer lugar, quisiera agradecer a mi familia, por acompañarme y ayudarme en todo momento. A mi mamá por darme todas las oportunidades que una persona puede necesitar. A mis hermanos y hermanas por siempre estar para dar consejos y ayudarme en absolutamente todo.

A mis directores de tesis, Dr. Juan Pablo Martin (UASJ-UNPA) y Dr. Gustavo Darrigran (FCNyM-UNLP) quienes con gran dedicación y paciencia supieron guiarme en el desarrollo del trabajo de tesis, respetando mis formas y tiempos.

A mis amigos y amigas de la facultad, quienes me ayudaron a terminar la carrera de grado y a dar mis primeros pasos en los primeros años del trabajo de tesis. Gracias a todos y a todas por las charlas, las juntadas, los asados y el aguante cada vez que tuve que ir a La Plata a trabajar en la tesis.

A la Dra. María José Apodaca por todos los consejos durante la escritura de las primeras versiones del manuscrito. Al Dr. Diego Gutiérrez Gregoric por sus invaluable aportes, desde la identificación de material hasta la revisión de la última coma del manuscrito. Agradecerle especialmente a Jorge Donadelli del Laboratorio de microbiología del ILPLA quién de forma desinteresada accedió a realizar los análisis de agua necesarios para el desarrollo del trabajo de tesis. Al grupo de expertos y expertas en taxonomía de moluscos de agua dulce quienes de forma desinteresada me ayudaron en la identificación de todo el material colectado. Dra. Stella Martin, Dr. Gutiérrez Gregoric, Dra. Micaela de Lucía, Dra. Ximena Ovando, del Dr. Cristián Ituarte, Dra. Cecilia Brand, Dr. Luis Epele Beltrán, Dra. Luz Manzo, Dra. Betina Gullo, Dra. Laura Armendáriz, Dra. Analía Díaz.

A la Asociación Argentina de Malacología (ASAM) por organizar uno de los espacios de intercambio más interesantes para quienes aspiramos a formar parte del mundo de la malacología argentina y sudamericana. Al grupo de Bivalvos de Agua Dulce de América del Sur (BIVAAS) cuyo empuje y energía estimula a querer investigar y comunicar en pos de la conservación de los ecosistemas de agua dulce. Agradecerles a las personas de la División Zoología Invertebrados del Museo de La Plata, lugar que me dio la oportunidad de conocer la malacología. A la Dra. Stella Martín quién fue mi primera conexión con la división. A Hugo Merlo, Mónica Tassara, Verónica Nuñez por las charlas, almuerzos y mates compartidos. A la Dra. Cristina Damborenea, quién, aunque este con mil cosas, siempre encuentra un hueco en su agenda para brindar su ayuda.

Agradecerles a todas las personas que dieron una mano durante los trabajos de campo. A mis amigos y colegas Facundo Tejedor y Lucía Gárgano, becarios doctorales e integrantes del grupo de investigación, con quienes hemos compartido muchas campañas de muestreo por la provincia. Al Mg. Marcelo Aguilar de la Agencia de Extensión Rural Puerto San Julián del INTA por todo el material

brindado y por brindar todo su conocimiento y asesoramiento sobre el sector rural de la provincia y los impactos de *Fasciola hepatica* en la región. AL Mg. Rodrigo Clarke de la Secretaría de Estado de Pesca y Acuicultura de Santa Cruz por toda la información y experiencia en el estudio integral y manejo de peces exóticos invasores y de la dispersión del alga *Dydimio* en la provincia. A la Mg. Carla Moscardi y al Dr. Larry Andrade de la Unidad Académica San Julián (UASJ-UNPA) por darme un lugar en sus campañas de muestreo por la meseta central de la provincia. A dueños y dueñas de los establecimientos rurales, quienes nos brindaron ayuda y asesoramiento para ingresar por los diferentes caminos rurales. En especial a Luciano “El Chano” Faure y Diana Derendinger, por estar siempre dispuestos a dar una mano y darnos lugar en su hogar durante las campañas en el río Chico. A Servicios Públicos Sociedad del Estado por brindar asesoramiento e información sobre el funcionamiento de la planta de tratamientos de líquidos cloacales de Gobernador Gregores.

A la Secretaría de Posgrado de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP). Al jurado de la tesis, Dra. María Emilia Seuffert, Dr. Pablo Macchi y Dr. Néstor F. Ciocco de quienes aprendí mucho a través de sus correcciones y sugerencias en el manuscrito. Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y al Centro de Investigaciones y Transferencia Santa Cruz (CIT Santa Cruz) por permitirme, a través de su sistema de becas, poder volver a mi lugar de nacimiento y enfocarme en mis estudios de posgrado. A la Facultad de Ciencias Naturales y Museo (FCNyM-UNLP), lugar que elegí para mis estudios de grado y de postgrado y donde di mis primeros pasos en la docencia universitaria y en la investigación. A las secretarías de Investigación y Postgrado de la Unidad Académica San Julián y Universidad Nacional de la Patagonia Austral por brindar su apoyo a través de los proyectos de investigación y subsidios para estudios de postgrado para los y las docentes en formación.

A la Unidad Académica San Julián de la Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UASJ-UNPA) por darme la oportunidad de insertarme como docente de la institución y poder formar parte del equipo del Instituto de Ciencias del Ambiente, Sustentabilidad y Recursos Naturales (ICASUR-UASJ). A todos los trabajadores y trabajadoras de la UASJ por generar tan buen ambiente laboral, sobre todo a compañeras y compañeros de las Escuela de Recursos Naturales, la Escuela de Ingeniería y Prevención de Riesgos, donde me desempeñé como docente y al Instituto de Ciencias del Ambiente, Sustentabilidad y Recursos Naturales donde realizamos nuestras tareas de investigación y extensión.

Por último, agradecer a la localidad de Puerto San Julián, lugar donde nací, me crié y elegí para desarrollarme en lo personal y en lo profesional. A mis amigos y amigas de toda la vida por escucharme y acompañarme a buscar caracoles y almejas en viajes y travesías en kayak por los ríos y lagos de la provincia.

RESUMEN

Los moluscos, por su riqueza de especies y abundancia en número y biomasa, son importantes integrantes de las comunidades bentónicas de las aguas continentales, donde cumplen distintos roles como descomponedores de detritos, como filtradores y como depredadores. Numerosas investigaciones señalan también la utilidad de los moluscos dulceacuícolas como organismos indicadores de impacto de origen antrópico, de gran importancia en estudios de monitoreo ambiental y de aplicación en programas de protección y manejo de ecosistemas acuáticos. A pesar de ello, pocas publicaciones abordaron el estudio de este grupo zoológico en los cuerpos de agua continentales de la Patagonia austral. La presente Tesis Doctoral aporta información taxonómica, biológica, ecológica y de distribución geográfica de la malacofauna de agua dulce la provincia de Santa Cruz, a la vez que indaga sobre la importancia de los moluscos en el ecosistema y su utilidad como organismos indicadores de calidad ambiental.

El área de estudio de la presente tesis Doctoral se centra en la Patagonia extrandina de la provincia de Santa Cruz, la cual ocupa gran parte del territorio provincial limitando al oeste con la cordillera de los Andes, al este con el mar Argentino, al norte con la provincia de Chubut y al sur con el estrecho de Magallanes. Presenta un clima árido a subhúmedo seco, con un régimen de precipitaciones entre 100 a 300 mm anuales y una temperatura media anual entre 8° y 14 °C. La fisonomía predominante es de tipo esteparia y presenta gran diversidad de cuerpos de agua dulce como arroyos, ríos, lagos, lagunas, mallines y manantiales. Las principales actividades productivas son la ganadería ovina de tipo extensiva, la minería a cielo abierto y subterránea y la extracción de hidrocarburos. En el capítulo I de la presente Tesis se realiza una descripción detallada del área de estudio, con información sobre el clima, la fisonomía y las principales características hidrográficas de la Patagonia extrandina.

A pesar de que los moluscos son un grupo zoológico poco estudiado en la provincia de Santa Cruz, los antecedentes datan de los trabajos realizados por el malacólogo estadounidense Henry Pilsbry, a partir de la expedición de la Universidad de Princeton (1896-1899) en la Patagonia. Estos trabajos dieron lugar a la descripción de diversas especies y la ampliación de registros geográficos sobre la base de material colectado en la provincia de Santa Cruz, principalmente en los ríos Santa Cruz y Chico. Otro antecedente importante fue la expedición realizada por la Dra. Hylton Scott y el Dr. Birabén del Museo de La Plata por el territorio de la provincia de Santa Cruz en el año 1936, el cual generó importantes aportes sobre la fauna continental de la región. Dicho material se encuentra depositado en gran parte en la División Zoología de Invertebrados del Museo de La Plata (DZI-MLP) y ha sido el insumo de muchas publicaciones sobre taxonomía y patrones de distribución de especies de moluscos dulceacuícolas por parte de los grupos de investigación de la DZI-MLP. A partir de nuevas campañas de muestreo y sobre la base de la información bibliográfica y de colecciones malacológicas, en el capítulo II se analizaron y actualizaron los registros y rango de distribución de la malacofauna acuática

continental en el área de estudio. Se obtuvieron un total de 229 registros de presencia de moluscos acuáticos continentales para la provincia de Santa Cruz, de los cuales 112 provienen de información bibliográfica y de colecciones malacológicas, mientras que 117 corresponden a datos obtenidos en nuevas campañas de muestreo realizadas en el marco de la presente Tesis. Se registraron un total de 13 entidades taxonómicas diferentes de moluscos dulceacuícolas, dos de las cuales son los primeros registros para la provincia. Dichos taxones se distribuyen en seis familias, cinco de la clase Gastropoda y una de la clase Bivalvia.

Por su sensibilidad a los cambios ambientales, los ensambles de macroinvertebrados presentes en los ecosistemas acuáticos, en particular del macrobentos, han sido utilizados para el monitoreo de los cambios en la calidad del agua en ríos y arroyos desde hace más de dos décadas. Una de las formas de evaluar el grado de alteración de los ecosistemas acuáticos es a través de la utilización de índices bióticos de calidad ambiental, asignando valores de sensibilidad/tolerancia a los diferentes grupos que integran el ensamble de macroinvertebrados. En el Capítulo III se analiza la respuesta de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos frente a los disturbios ambientales de origen antrópico sobre un tramo del río Chico en la provincia de Santa Cruz. Se analizó el ensamble completo de macroinvertebrados bentónicos, teniendo especial interés en los cambios observados en la malacofauna. Los resultados del estudio mostraron la importancia de los moluscos en el ensamble de macrobentos en el área de estudio. Además, las distintas especies de moluscos mostraron diferencias en la sensibilidad/tolerancia ante los factores de impacto, ayudando a evaluar la calidad ambiental de las estaciones de muestreo en función de las diferentes métricas y análisis estadísticos utilizados.

La respuesta de los organismos indicadores a fuentes específicas de perturbación ambiental suele requerir la realización de pruebas en condiciones ambientales controladas. En el capítulo IV se presentan y analizan los resultados de los bioensayos de laboratorio realizados para evaluar la respuesta de *Pectinidens diaphanus* (= *Lymnaea diaphana*) a diferentes concentraciones de efluentes cloacales no tratados. Para ello, por primera vez en la provincia, se realizó un ensayo de toxicidad directa en condiciones controladas de laboratorio. Los resultados obtenidos demostraron que esta especie es un organismo adecuado para el monitoreo de la calidad ambiental en la región patagónica, ya que se aclimata fácilmente a las condiciones de laboratorio y tiene una alta capacidad reproductiva. Los moluscos acuáticos continentales pueden considerarse indicadores de la salud del ecosistema en general, y los resultados de los ensayos son más susceptibles de extrapolación en los programas de evaluación de riesgos que los basados en taxones menos diversos y numéricamente menos significativos.

El continuo aumento demográfico y las diferentes actividades humanas están generando que los ecosistemas de agua dulce se vean sometidos a una presión ambiental constante. En este sentido, los moluscos acuáticos continentales son considerados como uno de los grupos con mayor grado de amenaza de extinción. Con el objetivo de describir los patrones de distribución y el grado de amenaza de las diferentes especies de moluscos acuáticos continentales, en el Capítulo V se realizaron diferentes

análisis integrando la información obtenida durante el desarrollo de la presente tesis Doctoral. Los patrones de distribución en la provincia de Santa Cruz y la riqueza de especies por cuenca hidrográfica, fueron analizados utilizando los registros de ocurrencia obtenidos a partir de relevamientos a campo, análisis de datos de colecciones malacológicas oficiales y revisión de bibliografía utilizando el software libre QGIS 2.16.3 Nødebo.

Para el modelado de distribución de las especies analizadas, se utilizó el software de acceso libre MaxEnt v. 3.4.1, el cual modela la idoneidad ambiental en función de las variables ambientales que se introducen basándose en el principio de máxima entropía. Los modelos individuales obtenidos fueron integrados en un único mapa de riqueza potencial de especies de moluscos de agua dulce utilizando software libre Qgis 2.16.3. A partir de los resultados obtenidos se analizaron las potenciales fuente de impacto en las zonas consideradas de mayor importancia para la conservación en términos de número de especies.

Se utilizaron los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) para la clasificación del estado de conservación de las especies de moluscos acuáticos continentales a nivel regional. La información obtenida en esta investigación servirá de base para futuras y necesarias categorizaciones del estado de conservación de los moluscos de agua dulce en la provincia de Santa Cruz.

ABSTRACT

Molluscs, due to their species richness and abundance in number and biomass, are important members of the benthic communities of inland waters, where they play different roles as detritus decomposers, filter feeders, and predators. Numerous studies also point to the value of freshwater molluscs as biological indicators of anthropogenic impact, their importance in environmental monitoring studies, and their relevance in programmes for the protection and management of aquatic ecosystems. Despite their value, few publications have addressed the study of this zoological group in the continental water bodies of southern Patagonia. The objective of this thesis is twofold: to provide taxonomic, biological, ecological, and geographical distribution information on the freshwater molluscs of the province of Santa Cruz, and to explore the importance of molluscs in the ecosystem and their usefulness as biological indicators of environmental quality.

The study area of this research is the extra-Andean Patagonia of Santa Cruz province, which occupies a large part of the provincial territory. It borders the Andes mountain range to the west, the Argentinean sea to the east, the province of Chubut to the north, and the Strait of Magellan to the south. It presents an arid to dry sub-humid climate, with a rainfall regime between 100 and 300 mm per year and an average annual temperature between 8° and 14 °C. The predominant landscape is steppe-like with a great diversity of freshwater bodies such as streams, rivers, lakes, lagoons, wetlands, and springs. The main productive activities are extensive sheep farming, open-pit and underground mining, and hydrocarbon extraction. In Chapter I a detailed description of the study area is given with information on the climate, landscape, and main hydrographic features of extra-Andean Patagonia.

Although molluscs are an under-examined zoological group in the province of Santa Cruz. One of the pioneers in the study of these animals was the American malacologist Henry Pilsbry from the Princeton University who joined an expedition to Patagonia (1896-1899). These studies led to the description of several species and the extension of geographical records based on material collected in the province of Santa Cruz, mainly in the Santa Cruz and Chico rivers. Another important expedition in the area was led by Dr. Hylton Scott and Dr. Birabén of the Museo de La Plata (MLP onwards) in 1936, which generated an invaluable contribution on the continental fauna of the region. This material can be found in the División Zoología de Invertebrados (DZI) of the MLP and has been the source of many publications on taxonomy and distribution patterns of this freshwater species by the DZI-MLP research groups. Chapter II presents an analysis and update of the presence and distributional range of the continental aquatic molluscs in the study area on the basis of new sampling campaigns, bibliographic information, and data obtained from malacological collections. A total of 229 records of continental aquatic molluscs were obtained, of which 112 come from bibliographic information and malacological collections and 117 correspond to data obtained from new sampling campaigns carried out within the framework of this research. A total of 13 different taxonomic entities of freshwater molluscs were

recorded, two of which are reported for the first time in this province. These taxa are distributed in six families, five of the class Gastropoda and one of the class Bivalvia.

Due to their sensitivity to environmental changes, macroinvertebrate assemblages present in aquatic ecosystems, particularly the macrobenthos, have been used to monitor water quality in rivers and streams for more than two decades. One of the methods for assessing the degree of alteration of aquatic ecosystems is through the use of biotic indices of environmental quality, assigning sensitivity/tolerance values to the different groups that compose the macroinvertebrate assemblage. Chapter III analyses the response of benthic macroinvertebrate assemblages to anthropogenic environmental disturbances in a stretch of the Chico River in the province of Santa Cruz. The complete benthic macroinvertebrate assemblage was analysed, with a special interest in the changes observed in the malacofauna. The results showed the importance of molluscs in the macrobenthos assemblage in the study area. In addition, the different mollusc species presented differences in sensitivity/tolerance to the impact factors, helping us to assess the environmental quality of the sampling stations according to the different metrics and statistical analyses used.

The response of indicator organisms to specific sources of environmental disturbance often requires testing under controlled environmental conditions. Chapter IV presents and discusses the results of laboratory bioassays conducted to assess the response of *Pectinidens diaphanus* (= *Lymnaea diaphana*) to different concentrations of untreated sewage effluent. For this purpose, for the first time in the province, a direct toxicity test was carried out under controlled laboratory conditions. The results obtained showed that this species is a suitable organism for environmental quality monitoring in the Patagonian region since they can easily acclimatise to laboratory conditions and have a high reproductive capacity. Inland aquatic molluscs can be considered indicators of ecosystem health in general, with test results more amenable to extrapolation in risk assessment programmes than those based on less diverse and less numerically significant taxa.

The continuous increase in population and human activities are putting freshwater ecosystems under constant environmental pressure. In this regard, inland aquatic molluscs are considered an endangered species. Chapter V describes the distribution patterns, the species richness, and the degree of threat of inland aquatic molluscs in the province of Santa Cruz. To this end, records of occurrence were obtained from field surveys, official malacological collections, and a literature review. These data were analysed using the open source software Qgis 2.16.3 Nødebo.

For the potential distribution modelling of the species analysed, the open access software MaxEnt v. 3.4.1 was used. Based on the principle of maximum entropy, this software models the potential distribution as a function of the environmental variables. The individual models obtained were integrated into a single map of potential freshwater mollusc species richness by using Qgis 2.16.3. Nødebo. The potential sources of impact in the areas considered to be of greatest conservation importance in terms of the number of species were analysed.

The criteria of the International Union for Conservation of Nature (IUCN) for the classification of the conservation status of inland aquatic mollusc species were used at a regional level. The information obtained from this research is highly valuable and will serve as a basis for future and necessary categorisations.

CAPÍTULO I

LA PATAGONIA EXTRANDINA

INTRODUCCIÓN

La Patagonia Argentina es una amplia región de aproximadamente 780.000 km² que se extiende desde el río Colorado (36° latitud Sur) hasta el canal de Beagle (55° latitud Sur). Se encuentra limitada al oeste por la Cordillera de los Andes y al este por el Océano Atlántico (Casariego *et al.*, 2005) (Figura 1. 1). El clima está dominado por masas de aire provenientes del Pacífico, las cuales generan un régimen de precipitaciones que se concentran en las estaciones más frías (abril-agosto), con un marcado gradiente que disminuye de oeste a este (Paruelo *et al.*, 1998a). El sector noreste y el extremo sur patagónico también son afectados por masas de aire provenientes del Atlántico, aumentando los regímenes de precipitaciones sin una concentración tan definida a lo largo del año (Paruelo *et al.*, 1998a).

Soriano & Paruelo (1992) introducen por primera vez el concepto de biozona, clasificando las unidades de vegetación a través del procesamiento de imágenes satelitales, sobre la base del análisis de atributos funcionales derivados del Índice Verde Normalizado (IVN). Por su parte, del Valle *et al.* (1995) redefinen el concepto de biozona clasificando regiones equivalentes a las anteriores, pero en términos de características climáticas, fitofisonómicas y geomorfológicas. En este esquema de regionalización, dichos autores realizan una división jerárquica del territorio patagónico, definiendo tres regiones principales: Patagonia Andina, Patagonia Subandina y Patagonia Extrandina (Figura 1. 1).

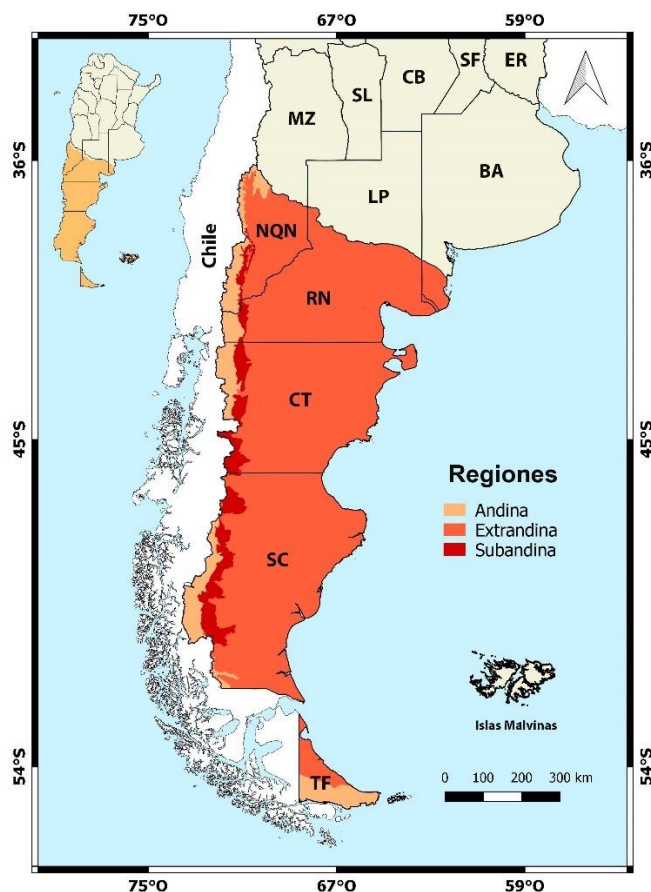


Figura 1.1. Región patagónica. BA: Buenos Aires; CB: Córdoba; CT: Chubut; ER: Entre Ríos; LP: La Pampa; MZ: Mendoza; NQN: Neuquén; RN: Río Negro; SL: San Luis; SC: Santa Cruz; SF: Santa Fé; TF: Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur. (Según del Valle *et al.*, 1995).

De acuerdo con Casariego *et al.* (2005), la variabilidad interanual de la precipitación para la región se estima en un 40%, experimentando fluctuaciones que reflejan cambios apreciables en algunos aspectos de la circulación general de la atmósfera, capaces de persistir por uno o más años, con años de sequías extremas que afectan a la región. El gradiente de temperaturas se encuentra principalmente asociado con la altimetría, con temperaturas más bajas a medida que la altura es mayor, y en menor medida con un gradiente latitudinal (Paruelo *et al.*, 1998a; Casariego *et al.*, 2005).

De acuerdo con del Valle (1998), las condiciones climáticas, principalmente las bajas temperaturas y el poco lavado dado por las escasas lluvias, hacen que, en la Patagonia extrandina, los suelos presenten un escaso grado de evolución, dando lugar a suelos áridos y de poco desarrollo de horizontes. Aunque cada provincia tiene sus características propias, del Valle (1998) define que las características generales de los suelos en la Patagonia extrandina son consistentes.

La interacción entre los factores climáticos (temperatura, precipitaciones, régimen de vientos), la geomorfología y la composición de suelos definen el tipo de vegetación predominante (Apodaca, 2016). La vegetación típica de gran parte de la región patagónica es de tipo esteparia, con numerosas variantes que dependen de la abundancia relativa de herbáceas y arbustos. La cobertura varía desde casi nula en

áreas con precipitación anual menor a 200 mm y con mayor deterioro antrópico, hasta más de 80% en áreas con 450 mm o más (Oyarzabal *et al.*, 2018).

Las condiciones climáticas preponderantes hacen que el equilibrio ecológico de la Patagonia sea altamente susceptible a las modificaciones realizadas por actividades antrópicas. De acuerdo con del Valle *et al.* (1998), más del 90% de la superficie de la Patagonia presenta algún grado de desertificación. Las actividades agrícola-ganaderas, como la ganadería extensiva y los monocultivos, han generado la degradación de la vegetación nativa, una disminución de la cobertura vegetal y un aumento considerable de los procesos erosivos en la región (Mazzoni & Vázquez, 2009).

LA PATAGONIA EXTRANDINA DE SANTA CRUZ

La Patagonia extrandina ocupa gran parte del territorio de la provincia de Santa Cruz. Es una región predominantemente de planicie, que limita al oeste con la cordillera de los Andes, al este con el mar Argentino, al norte con la provincia de Chubut y al sur con el estrecho de Magallanes (del Valle *et al.*, 1995; León *et al.*, 1998). Siguiendo la clasificación propuesta por del Valle *et al.* (1995), la región extrandina de la provincia de Santa Cruz está constituida por tres biozonas: la extrandina occidental, la oriental y la austral (Figura 1. 2).

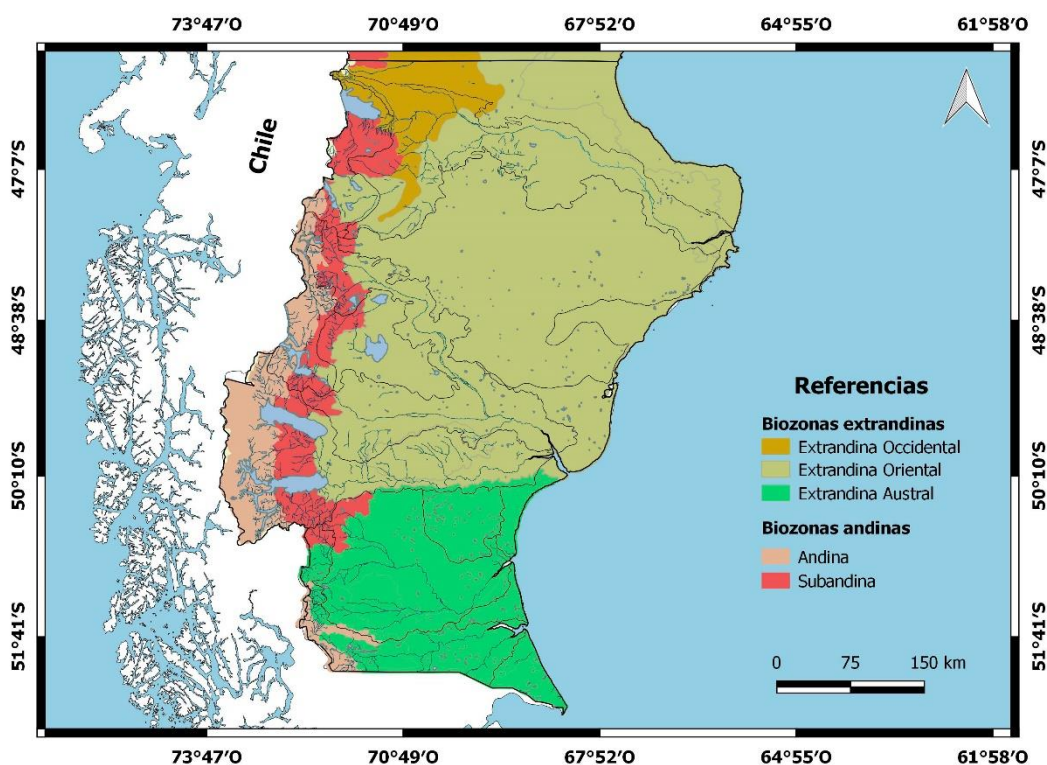


Figura 1. 2. Biozonas de la provincia de Santa Cruz según del Valle *et al.* (1995).

En forma general, presenta un clima entre árido a subhúmedo seco, con precipitaciones anuales que varían de 100 a 300 mm (Paruelo *et al.*, 1998a). El déficit hídrico oscila entre 200 y 800 mm anuales, el periodo libre de heladas es de entre 90 y 180 días, la temperatura media anual varía entre 8° y 14 °C y las máximas medias anuales son de entre 14° y 23 °C (del Valle *et al.*, 1995; Mazzoni & Vázquez, 2009).

La fisonomía de la Patagonia extrandina de Santa Cruz es predominantemente de tipo esteparia (del Valle, 1998; del Valle *et al.*, 1998), con una cobertura vegetal que varía entre aproximadamente un 10% en las zonas más secas (centro de la provincia) hasta más del 70% en las regiones con mayor régimen de precipitación (Casariego *et al.*, 2005; Oyarzabal *et al.*, 2018). Los procesos erosivos, producto de la explotación ganadera y el uso de la tierra, han hecho de la región extrandina de Santa Cruz una de las zonas con mayor desertificación de la Patagonia, con grados que van de moderados a altos en prácticamente toda su extensión (del Valle *et al.*, 1998; Mazzoni & Vázquez, 2009).

De acuerdo a la zonificación hidrográfica propuesta por Diaz & Giménez (2007), la provincia de Santa Cruz está integrada por 12 regiones hidrográficas (Figura 1. 3), las cuales engloban las 19 cuencas hídricas superficiales presentes en la provincia de Santa Cruz (Giraut *et al.*, 2005; SSRH, 2010) y conectadas, en mayor o menor medida, con la región extrandina.

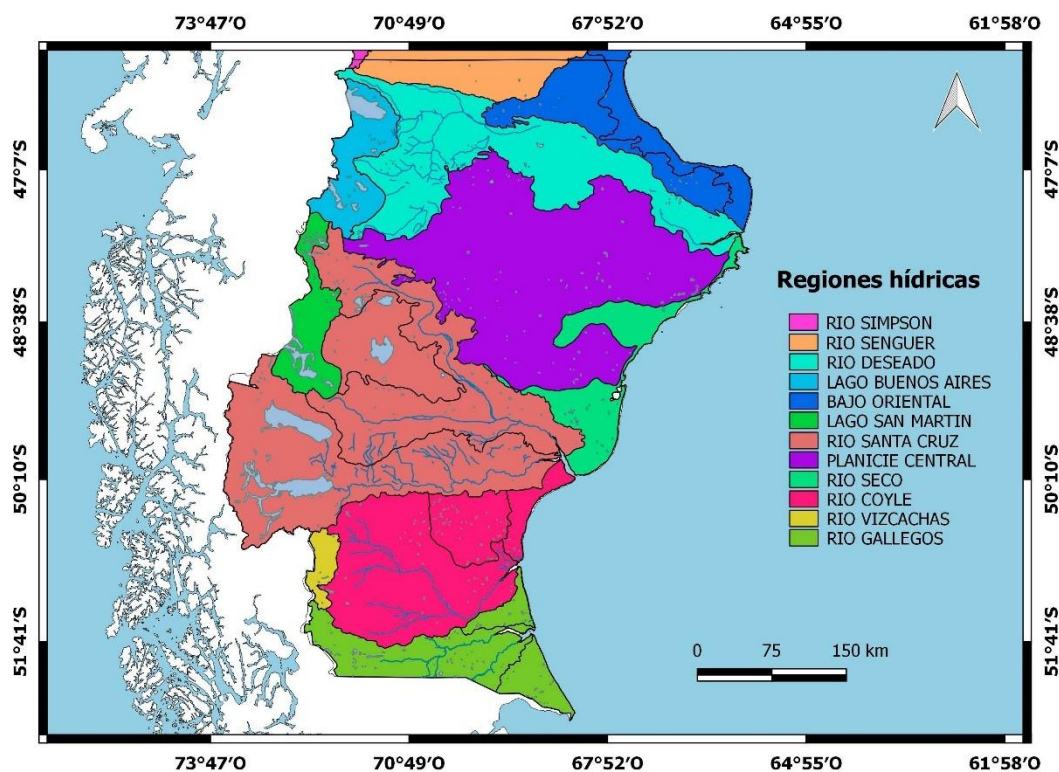


Figura 1. 3. Regionalización hidrográfica propuesta por Diaz & Giménez (2015) para la provincia de Santa Cruz.

Biozona extrandina occidental

Ubicada al oeste del meridiano 70° O, la biozona extrandina occidental de Santa Cruz comprende la porción noroeste de la provincia (Figura 1. 4). Es un área rica en sierras y mesetas basálticas, como las mesetas del lago Buenos Aires y lago Strobel. Presenta un clima predominantemente árido y frío, con temperaturas medias entre 8 y 10° C y precipitaciones anuales entre 200 a 300 mm concentradas en los meses más fríos (abril a septiembre) (León *et al.*, 1998; Casariego *et al.*, 2005).

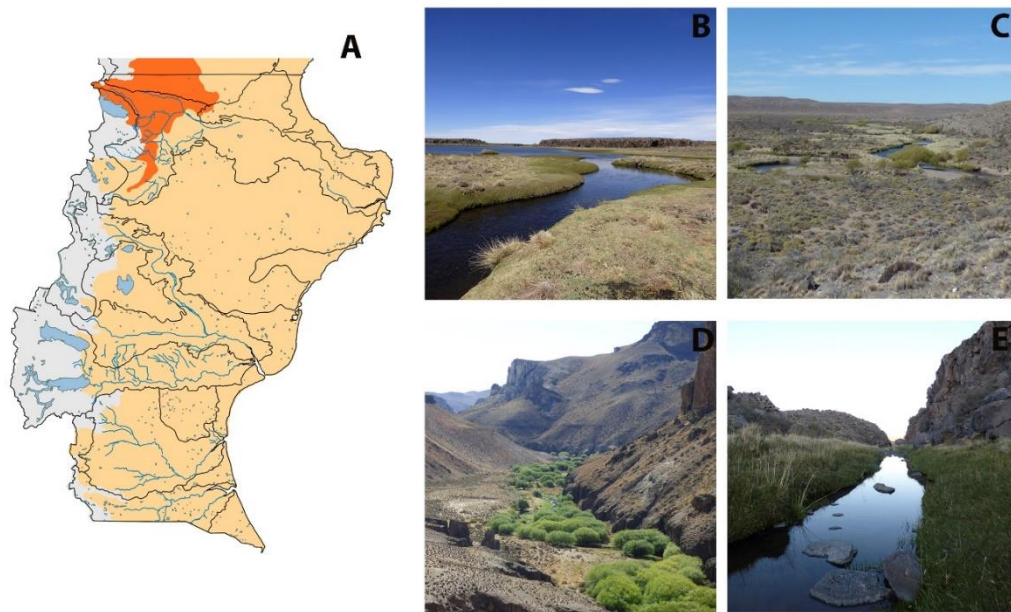


Figura 1. 4. Paisaje de la Patagonia extrandina occidental. A) Detalle biozona extrandina occidental (color naranja). B) Nacimiento del río Ecker y laguna de la meseta del lago Buenos Aires. C) río Fénix Grande. D) Cañadón del río Pinturas, Parque Provincial Cueva de las Manos. E) río Pinturas. (Fotografías: Santiago Torres).

La región se caracteriza por una estepa arbustivo-graminosa de los géneros *Pappostipa* (coirones) y *Poa* (pasto hilo), con una cobertura promedio cercana al 50% y una riqueza florística de aproximadamente 25 especies (León *et al.*, 1998; Oyarzabal *et al.*, 2018) (Figura 1. 5).

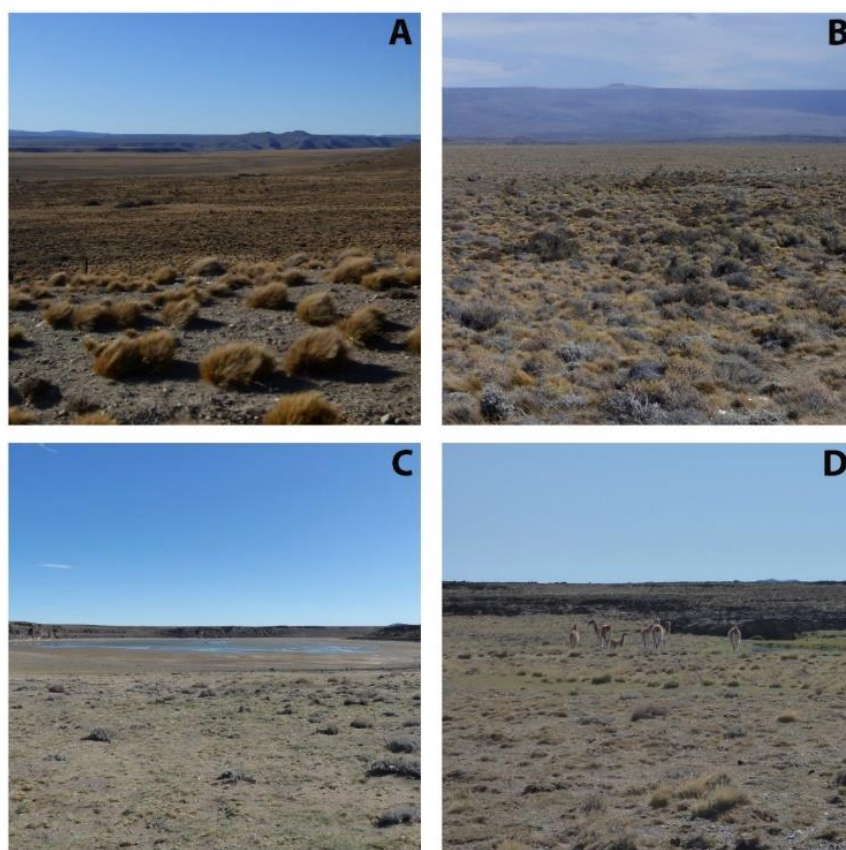


Figura 1. 5. Fisonomía de Patagonia extrandina occidental. A y B: Estepa patagónica. C y D: Meseta del lago Buenos Aires. (Fotografías: Santiago Torres).

Características hidrográficas de la biozona extrandina occidental

La biozona extrandina occidental involucra la porción más austral de la región hidrográfica del río Senguer, el norte de la cuenca de la región del sistema Lago Buenos Aires – Lago Pueyrredón y el sector occidental de la región del río Deseado (Giraut *et al.*, 2005, 2008; Diaz & Giménez, 2015). El cuerpo de agua continental más importante de la biozona extrandina occidental es el Lago Buenos Aires (lago General Carrera -Chile-), el cual ocupa una superficie de 170 km de largo por 20 km de ancho que abarca, dentro de la República Argentina, una superficie de 841 km² con más de 160 Km de costas. Entre los tributarios más importantes se mencionan los arroyos Pallacivini y Victoria en su margen septentrional, el río Fénix Grande en su margen oriental y los ríos Jeinimeni y Los Antiguos en su margen meridional (SSRH-INA, 2002; Valladares, 2004; SSRH, 2010) (Figura 1. 6). De acuerdo con la información obtenida del Sistema Nacional de Información Hidrica, SNIH (www.snih.hidricosargentina.gob.ar/), el módulo del río Los Antiguos para la serie temporal 2004/2020 (estación hidrométrica 2825) es de 2,82 m³/seg.

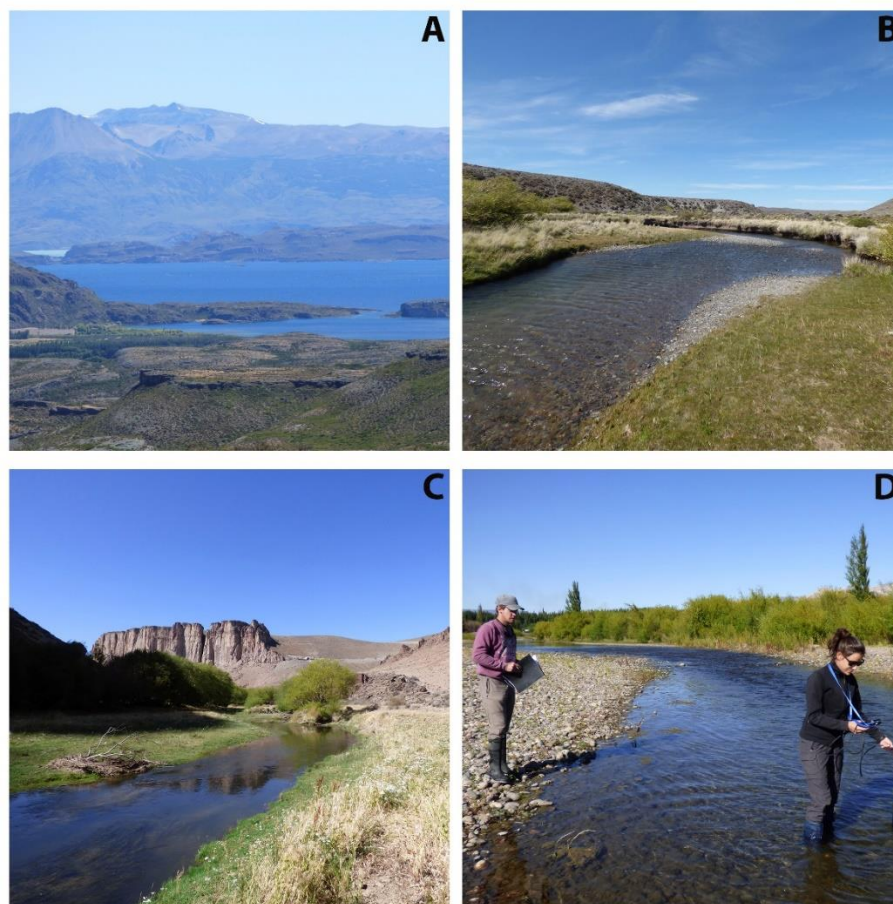


Figura 1. 6. Cuerpos de agua continentales de la Patagonia extrandina occidental. A: Lago Buenos Aires. B: río Fénix Grande. C: río Pinturas. D: río Los Antiguos. (Fotografías: Santiago Torres).

La cuenca del río Deseado está formada por mesetas, sierras y valles fluviales anchos. Ocupa una superficie aproximada de 32.450 km². El río Deseado presenta un módulo de 1,86 m³/seg para la serie temporal 2004/2020 (estación hidrométrica 2824) según la información obtenida del Sistema Nacional de Información Hídrica (www.snih.hidricosargentina.gob.ar/). Los ríos de mayor importancia de la cuenca son el río Fénix Grande y el río Pinturas. El río Fénix Grande tiene sus nacientes en la zona andina, por deshielo de nieves y glaciares pequeños en el Cerro Api Wan. El río Pinturas nace en el macizo del Monte Zeballos, su cauce se encuentra en un extenso cañadón (cañadón Pinturas) con un lecho formado por roca de origen volcánico. Cerca del cerro Bayo se une con el río Ecker, el cual tiene sus nacientes en una zona de manantiales de la meseta del lago Buenos Aires (Figura 1. 6A). El río Guenguel es el río de mayor importancia en el sector sur de la cuenca del río Senguer. Es un cuerpo de agua intermitente, cuyas nacientes se encuentra en la cordillera de los Andes, que recibe aportes de nieve y lluvia durante los meses de invierno (Scordo, 2018). Sus aguas fluyen hacia el noreste bordeando la meseta del Guenguel captando aguas de arroyos y vertientes, ingresando a la provincia del Chubut para convertirse en tributario del río Mayo (Valladares, 2004; Scordo, 2018).

Biozona extrandina oriental

Es la biozona más extensa de la provincia, correspondiendo a las zonas más áridas de Santa Cruz. La altitud media no supera los 300 m s. n. m, predominando paisajes de mesetas, serranías suaves y bajos endorreicos (del Valle, 1995; Paruelo *et al.*, 1998b). Presenta una temperatura media anual de 9°C y precipitaciones inferiores a los 200 mm anuales, concentradas en los meses más fríos (Paruelo *et al.*, 1998a). Los suelos característicos de la región son los típicos de zonas áridas, con poco desarrollo de horizontes superficiales y generalmente pobres en materia orgánica (del Valle, 1998).

La cobertura vegetal varía entre un 10% en las zonas más áridas hasta un 40% como máximo (León *et al.*, 1998; Oyarzabal *et al.* 2018). El tipo de vegetación predominante es la estepa subarbusciva, la cual generalmente no supera los 15 cm de altura. Las especies de arbustos más comunes son *Nassauvia glomerulosa* (cola de piche), *Chuquiraga aurea* (uña de gato) y *Acantholippia seriphioides* (Tomillo). Suelen estar asociados con gramíneas cortas, de los géneros *Pappostipa* y *Poa*, las que desaparecen a causa del deterioro por sobrepastoreo (Casariego *et al.*, 2005; Oyarzabal *et al.* 2018) (Figura 1. 7).

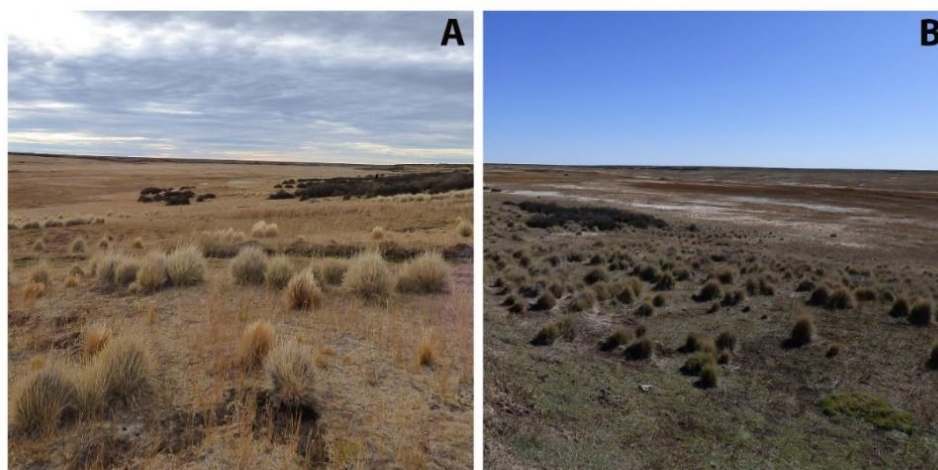


Figura 1. 7. Fisonomía de la Patagonia extrandina oriental. A: Estancia Margary (48° 46' 27" S, 68° 24' 24" O). B: Estancia La Josefina (48° 47' 18" S, 68° 27' 47" O) (Fotografías: Santiago Torres).

Características hidrográficas de la biozona extrandina oriental

La gran extensión de la biozona extrandina oriental hace que la misma englobe 10 de las 12 regiones hidrográficas delimitadas para la provincia de Santa Cruz (Díaz & Giménez, 2015). El lago Argentino da origen al río más importante de la provincia, el río Santa Cruz, con una extensión de aproximadamente 380 km. Este río fluye cruzando la meseta desde sus nacientes en el margen oriental del lago Argentino hasta su desembocadura en el Atlántico Sur, donde forma un importante estuario. Constituye uno de los recursos hídricos más importantes de la región, siendo sus aguas aprovechadas en el sector agropecuario mediante sistemas de canalizaciones y bombeo, para la obtención de agua

potable para tres ciudades de la zona centro de la provincia (Cdte. Luis Piedra Buena, Pto. Santa Cruz y Pto. San Julián) y, en un futuro, para la obtención de energía mediante la construcción de dos represas hidroeléctricas (Martín *et al.*, 2014; Tagliaferro *et al.*, 2013; Tagliaferro & Pascual, 2016) (Figura 1. 8). De acuerdo con Valladares (2004), el río Santa Cruz presenta los máximos caudales medios en el mes de marzo, con un promedio de 1.278 m³/seg, mientras que el menor caudal promedio le corresponde al mes de septiembre, con 278,1 m³/seg para el periodo de medición 1955/2000.

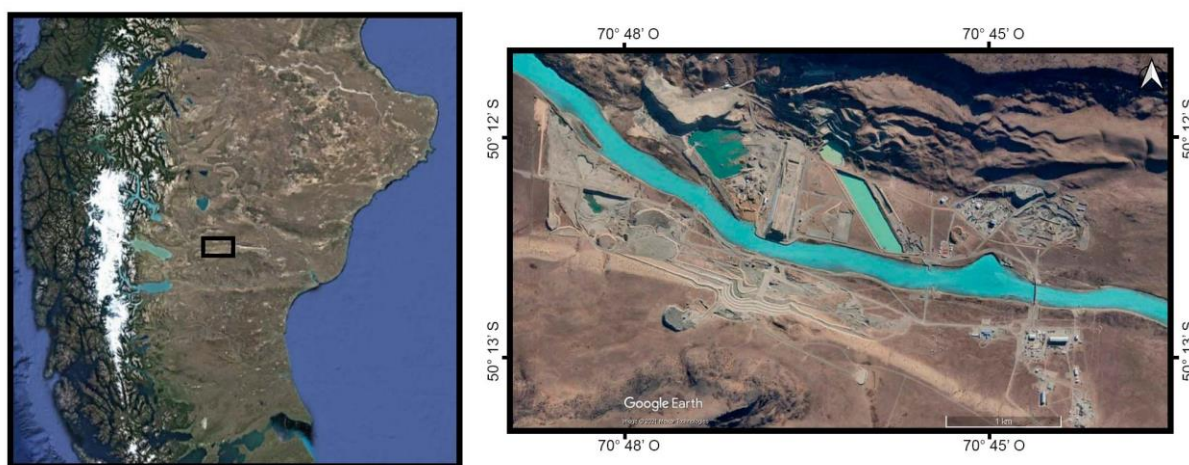


Figura 1. 8. Proyecto represas hidroeléctricas sobre el río Santa Cruz. Fecha de imagen: 05/11/2020. Fuente: Google Earth.

La cuenca del río Chico atraviesa la biozona extrandina oriental de Santa Cruz, desde la Cordillera de los Andes hasta el Atlántico Sur (Valladares 2004; Díaz & Seeber, 2015). Los ríos de mayor importancia de esta cuenca, en términos de extensión y aprovechamiento, son el río Chico y el Chalía (Figura 1. 9B). El río Chico nace por la confluencia de dos ríos, el río Lista y el Capitán (48° 17' 37" S, 71° 33' 34" O). Más adelante recibe las aguas del río Belgrano y el Roble, fluyendo en dirección sudeste hasta su desembocadura en el brazo norte de la ría Santa Cruz. De acuerdo con Díaz (2019), el módulo del río Chico, en la sección Gobernador Gregores, es de 19,7 m³/seg para la serie temporal 2015/2019. El autor describe que, si bien los datos reflejan estacionalidad en los caudales, siendo la primavera la estación de mayor producción de caudales en la región y el invierno la más seca, menciona que hacen falta registros para caracterizar correctamente la dinámica de caudales de este cuerpo de agua.

El río Chalía nace en manantiales de la Meseta del Viento y fluye en dirección este hasta su confluencia con el río Chico (49° 35' 30" S, 69° 30' 40" O) (Valladares, 2004). El sistema hidrográfico de los ríos Chalía y Chico constituye el segundo gran tributario de aguas superficiales de Santa Cruz, con una superficie total de unos 34.310 km² que contribuyen con una descarga media anual estimada del 4% del producido en toda la región hidrográfica. Sus aguas son aprovechadas mediante canalizaciones generando grandes áreas de regadío y para consumo en la localidad de Gobernador Gregores en el centro de la provincia (Díaz & Seeber, 2015; Torres *et al.*, 2019).

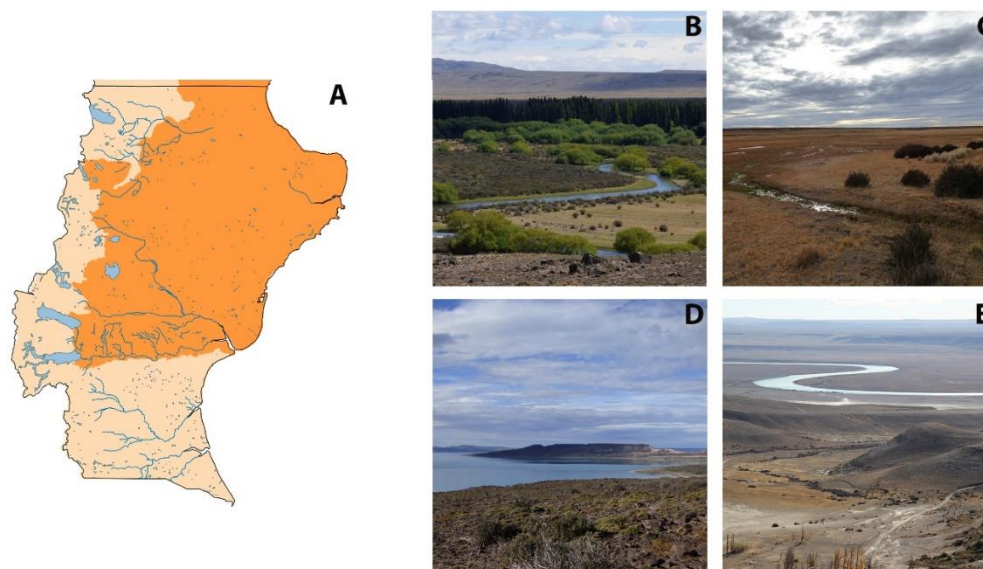


Figura 1. 9. Paisaje de la Patagonia extrandinia oriental. A) Detalle biozona extrandinia oriental (color naranja). B) río Chico, Ea. El Aguila. C) Mallín en meseta central, Ea. La Josefina. D) Lago Cardiel. E) río Santa Cruz. (Fotografías: Santiago Torres).

A pesar de que la Patagonia extrandinia oriental cuenta con los ríos más importantes de la provincia, como el río Santa Cruz (Figura 1. 9E), gran parte de este territorio carece de ríos permanentes o lagos que aporten agua dulce (Mazzoni & Rabassa, 2010). La presencia de afloramientos de agua subterránea en forma de surgentes y la formación de humedales, como manantiales y mallines (Figura 1. 9C), cobra importancia socioeconómica, con la producción de pasturas y agua dulce para el sector rural (Mazzoni & Rabassa, 2013; Melendi *et al.*, 2020). Además, estos ambientes tienen importancia ecológica, ya que actúan como reservorios de biodiversidad de plantas y animales, aumentando la conexión entre hábitats de agua dulce para especies migratorias (Mazzoni & Rabassa, 2010; Manzo *et al.*, 2019; Manzo *et al.*, 2020) (Figura 1. 10). De acuerdo con van Everdingen (1991), hidrológicamente un manantial representa un punto concentrado de descarga natural de agua subterránea que es lo suficientemente alto para mantener el flujo en la superficie de la tierra. La disponibilidad permanente de agua hace que los manantiales sean ambientes ideales para el desarrollo de plantas adaptadas a suelos inundados que sirven de soporte para una gran variedad de macroinvertebrados acuáticos, como moluscos gasterópodos y bivalvos, gran variedad de estadios larvales y adultos de insectos, crustáceos anfípodos, oligoquetos e hirudíneos, entre otros (Williams, 2016).

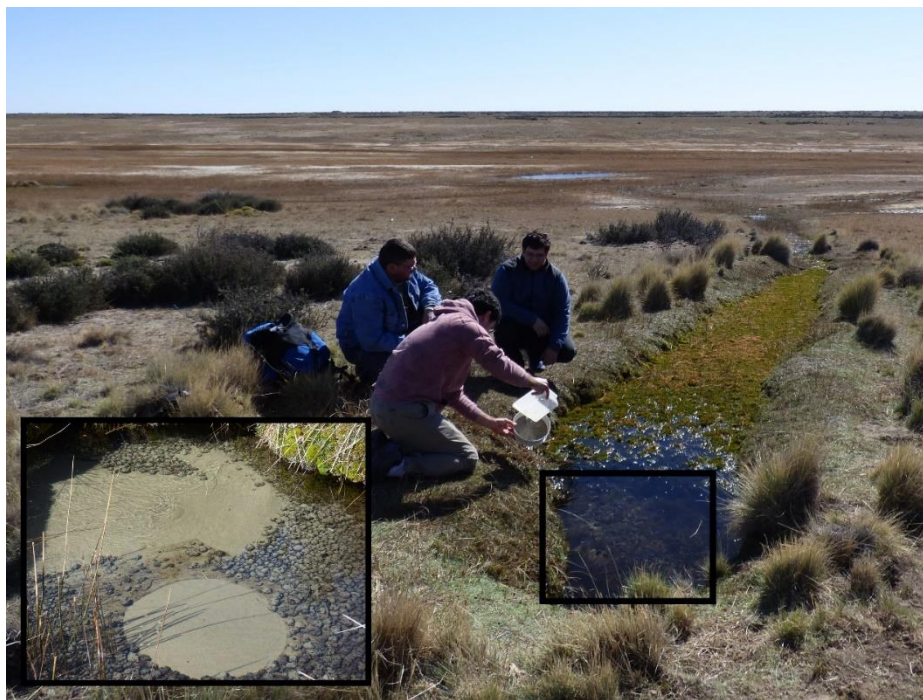


Figura 1. 10. Muestreo de macroinvertebrados sobre manantial de la Ea. La Josefina (Santa Cruz).
(Fotografías: Carla Moscardi).

Biozona extrandina austral

La biozona extrandina austral se encuentra al sur del río Santa Cruz. Al oeste limita con las biozonas subandina y andina, al este con el Atlántico Sur y al sur con el estrecho de Magallanes. La región tiene promedios anuales de temperatura entre 6 y 7°C. Las precipitaciones oscilan entre 200 mm hasta los 400 mm anuales en las zonas más húmedas. Si bien las lluvias se distribuyen a lo largo del año, presentan un máximo en los meses de verano a causa de la influencia del anticiclón del Atlántico (del Valle, 1995; Paruelo *et al.*, 1998b).

Los suelos presentan un mayor desarrollo de un horizonte superficial rico en materia orgánica en las zonas más húmedas, en comparación con las biozonas extrandinas occidental y oriental. El aumento de los valores promedio de humedad y precipitación, junto con suelos ricos en materia orgánica, hacen de esta región una de las más importantes para el sector agropecuario provincial (del Valle, 1995).

La vegetación varía desde una estepa arbustiva baja, dominada por la mata negra asociada a un estrato bajo de gramíneas de los géneros *Festuca*, *Pappostipa* y *Poa*, hasta grandes extensiones de estepa gramínea dominada por coirón fueguino (*Festuca gracillima*). La cobertura vegetal varía desde un 40% hasta un 70% en las zonas más húmedas al sur de la provincia (Figura 1. 11).

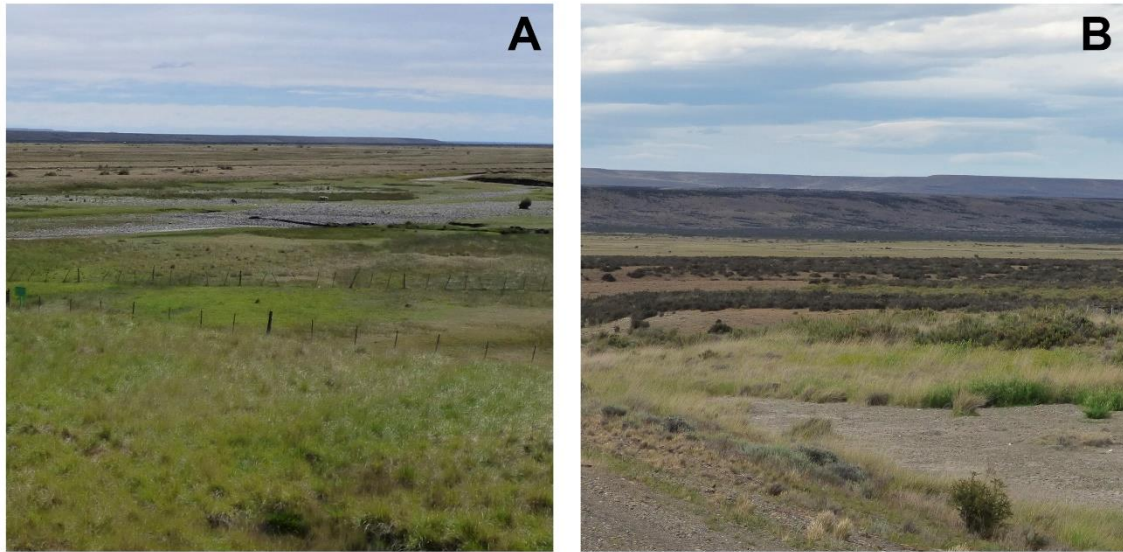


Figura 1. 11. Fisonomía de la biozona extrandina austral. A: Palermo Aike ($51^{\circ} 40' 32''$ S, $69^{\circ} 37' 51''$ O). B: Paraje Lemarchand ($50^{\circ} 44' 39''$ S, $69^{\circ} 27' 58''$ O) (Fotografías: Santiago Torres).

Características hidrográficas de la biozona extrandina oriental

La biozona extrandina austral ocupa 7 cuencas superficiales de la porción más austral de la provincia. Estas cuencas se distribuyen en tres regiones hidrográficas, río Vizcachas, río Gallegos y río Coyle (Díaz & Giménez, 2015) (Figura 1. 12).

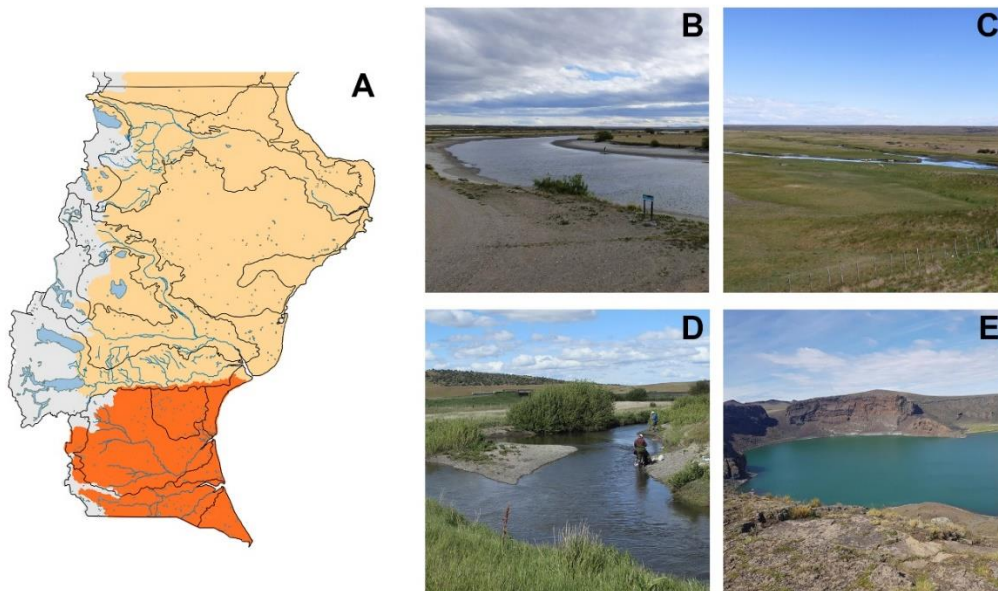


Figura 1. 12. Paisaje de la biozona extrandina austral. A) Detalle biozona extrandina austral (color naranja) B) río Gallegos. C) Fuentes del río Coyle. D) río Turbio. E) Laguna Azul. (Fotografías: Santiago Torres).

La región hidrográfica del río Coyle se desarrolla al sur de la cuenca del río Santa Cruz, entre los paralelos 50° y 51° S y tiene una superficie de aproximadamente 20.000 km². Tiene sus nacientes al oeste de la meseta patagónica de Santa Cruz a partir de zonas de vertientes, lagunas y arroyos que descienden de mesetas extrandinas. El río más importante de la cuenca es el río Coyle. De acuerdo con Valladares (2004) presenta un módulo estimado de 5 m³/seg. Su brazo norte nace como principal emisario de la laguna Esperanza, el cual fluye en dirección noreste en su primer tramo para luego cambiar de rumbo en dirección este hacia el mar. El brazo sur del río Coyle nace de vertientes y arroyos pequeños que descienden de la cordillera.

La región hidrográfica del río Gallegos se ubica en la región más austral de Santa Cruz. Limita al norte con la cuenca del río Coyle y al noroeste con la cuenca del río Vizcachas. Con una superficie de aproximadamente 9.500 km², las cuencas que integran esta región se hallan contenidas entre los paralelos 51° 17' y 52° 09' S y los meridianos 68° 56' y 72° 22' O. Los tributarios del sistema Gallegos-Chico tienen sus nacientes tanto en Argentina como en Chile, siendo un recurso compartido por ambos países. De acuerdo con Díaz *et al.* (2016), el río Gallegos tiene un módulo de 32,2 m³/seg, con valores extremos para la serie disponible 1993/2014 que oscilan entre los 22,4 m³/seg y 47,5 m³/seg.

La subcuenca del río Turbio se desarrolla al sudoeste de la provincia y posee un área de drenaje de aproximadamente 2.000 km² que fluye en sentido general norte-sur desde sus nacientes en la zona de Cancha Carrera (51°15'S, 72° 13' O) hasta la zona denominada Loma de Rospentek (51° 39' S, 72° 8' O) donde cambia el sentido hacia el este (Díaz *et al.*, 2016; Manderwald, 2016). El principal cuerpo de agua es el río Turbio, que nace de la confluencia de los arroyos Primavera y San José (51° 32' 11" S, 72° 15' 59" O). Este último nace en las serranías que definen el límite con Chile, y fluye en sentido oeste-este recibiendo las aguas del arroyo Santa Flavia en su margen sur (Valladares, 2004). Aguas arriba de la localidad de Río Turbio, el arroyo San José sufre una modificación a partir del embalsamiento de sus aguas para el aprovechamiento como agua potable para las localidades cercanas y para el procesamiento del carbón por parte de la empresa Yacimiento Carbonífero Río Turbio (Figura 1. 13) (Caballero, 2009). De acuerdo a Díaz *et al.* (2016), el río Turbio presenta un módulo estimado entre 1,7 y 4,5 m³/s según la serie temporal 2012/2015, con valores mínimos entre 0,3 y 0,4 m³/s para los meses de febrero a marzo.

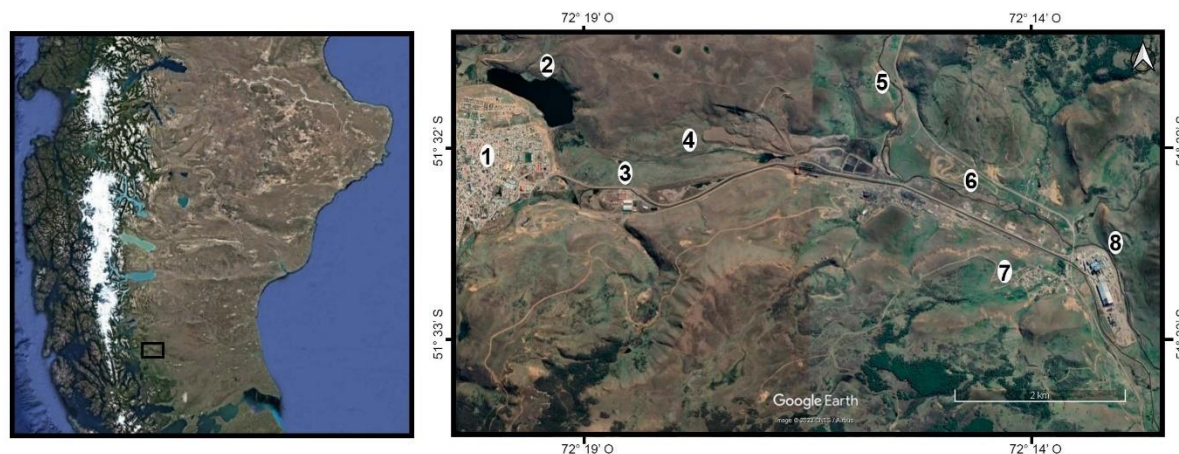


Figura 1. 13. Minería y aprovechamiento energético de carbón mineral. (1) Localidad de Río Turbio, (2) embalse arroyo San José, (3) Yacimientos Carboníferos Río Turbio (YCRT), (4) arroyo San José, (5) arroyo Primavera, (6) río Turbio, (7) localidad de Julia Dufour, (8) Central Termoeléctrica a carbón Río Turbio (CTRT). Fecha de la imagen: 29/10/2021. Fuente: Google Earth.

Aspectos socio-económicos y potenciales impactos en la Patagonia extrandina

La baja densidad poblacional y el escaso grado de industrialización hacen suponer que la provincia de Santa Cruz es una región prístina y que sus cuerpos de agua no presentan impactos de origen antrópico (Bechtum, 2018). Sin embargo, los modelos económicos desarrollados históricamente, como la ganadería extensiva de ovinos y la agricultura intensiva en pequeñas zonas, sumado a los actuales modelos extractivistas de metales, como oro, plata, y carbón, ejercen una presión constante sobre el ambiente en general y sobre los distintos cuerpos de agua continentales en particular (Andrade, 2012; Oliva *et al.*, 2017).

Uno de los efectos sobre el ambiente más notorios de la actividad ganadera es la desertificación, es decir, la degradación de las tierras de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas resultantes de diversos factores, como las variaciones climáticas y las actividades de origen antrópico (Andrade, 2012; Oliva *et al.*, 2017). El modelo extensivo de ganadería de ovinos y bovinos que se ha desarrollado en gran parte de la Patagonia extrandina de Santa Cruz por más de 100 años, ha generado grandes presiones sobre la vegetación, dando como resultado la aceleración de los procesos erosivos por sobrepastoreo y compactación de suelos por pisoteo del ganado (Andrade, 2012). Como se mencionó previamente, grandes extensiones de la Patagonia extrandina carecen de ríos o lagos como fuentes de agua dulce, para las cuales la presencia de humedales, como mallines, vegas y manantiales, son fundamentales para el sostenimiento de la biodiversidad acuática continental y para el desarrollo rural de la región (Mazzoni & Rabassa, 2010, 2013; Manzo *et al.*, 2018, 2020). Entre los impactos sobre los humedales patagónicos, Manzo *et al.* (2018) destacan el sobrepastoreo y la compactación de suelo por la ganadería extensiva, la extracción de agua para agricultura, la minería y la urbanización como las principales causas de modificación y degradación.

En ciertos sectores de la Patagonia extrandina, como en la localidad de Los Antiguos (46° 33' S, 71° 37' O), Lago Posadas (47° 33' S, 71° 44' O) y Gobernador Gregores (48° 45' S, 70° 14' O), se

desarrollan actividades agrícolas de tipo intensiva, con cultivos de importancia forrajera y cultivos estacionales de frutas y hortalizas para el consumo humano (Oliva *et al.*, 2017; Birgi *et al.*, 2020). El incremento de estas actividades demanda grandes cantidades de agua, lo cual lleva al desarrollo de sistemas de canalización y sistemas de riego de baja eficiencia, como inundaciones o riego por manto (del 5 al 20% de eficiencia), que afectan la dinámica de caudales de los cuerpos de agua naturales (Oliva *et al.*, 2017). Además, la utilización de fertilizantes y agroquímicos para el control de plagas podrían impactar de forma significativa sobre la fauna de macroinvertebrados sensible a estas sustancias (Manzo *et al.*, 2019).

La actividad minera en la provincia de Santa Cruz se desarrolla desde mediados de la década del 90. La región de mayor importancia minera es la biozona extrandina oriental, con grandes emprendimientos de extracción de oro y plata (Lurbé, 2012). Esta actividad utiliza agua, la cual es tomada de los reservorios de agua subterránea, lo cual produce impactos importantes en los niveles de agua que contienen los acuíferos (Schweitzer *et al.*, 2011; Oliva *et al.*, 2017; Bechtum, 2018). Por su parte, la extracción de carbón mineral en la Patagonia extrandina austral se realiza de forma continua desde 1936 (Súnico *et al.*, 2017). Esta actividad ha generado diversos cambios en el ambiente, tanto por la modificación de los cuerpos de agua, por la rectificación de arroyos y ríos y la generación de embalses para el acopio de agua, como por cambios en las características físico-químicas del agua, como el aumento de los valores de conductividad, sólidos totales, dureza, turbidez, DQO y concentración de hierro, por el vertido del material estéril de la mina y de los efluentes producto de la depuración del carbón y del agua de mina (Asueta *et al.*, 2019; Súnico *et al.*, 2017).

La actividad minera ha generado un incremento demográfico acelerado en las distintas localidades, resultando en un desarrollo urbanístico sin precedentes para la provincia (Schweitzer *et al.*, 2011; Súnico *et al.*, 2017; Bechtum, 2018). La activación económica por parte de la minería y el bajo rendimiento de los establecimientos ganaderos también ha generado modificaciones en las actividades económicas de la población rural, incorporando, en ciertos casos, la actividad turística como complemento para su sustento económico (Caro *et al.*, 2017).

Una de las actividades de mayor potencial de desarrollo en el turismo rural es la pesca continental deportiva, principalmente de especies introducidas de salmónidos (Vigliano & Alonso, 2007). La introducción de especies exóticas de peces en cuerpos de agua continentales es una de las causas más importantes de la pérdida de biodiversidad en la Patagonia (Macchi & Vigliano, 2014). Entre los efectos más importantes, los autores mencionan la introducción de enfermedades, cambios en las comunidades nativas, por la competencia y la depredación, el empobrecimiento de las poblaciones de peces autóctonas y la alteración de los modos de vida y del trasfondo económico relacionados con el uso del recurso natural. La pesca deportiva trae aparejado además la introducción accidental de otras especies exóticas que pueden afectar la dinámica de los ecosistemas acuáticos continentales. Un buen ejemplo de ello es la introducción de la diatomea invasora *Didymosphenia geminata* (Dydimó), la cual se ha esparcido por la provincia de Santa Cruz, registrándose en la cuenca superior del río Santa Cruz, sobre

el río de Las Vueltas, en las cercanías del lago Argentino sobre el río Santa Cruz y en la cuenca superior del río Deseado sobre el lago Buenos Aires y el río Los Antiguos (Braccalenti, 2016; Lamaro *et al.*, 2019).

En lo referido al aprovechamiento de los ríos para la producción de energía, actualmente se están desarrollando dos proyectos hidroeléctricos sobre el río Santa Cruz (Figura 1. 8). De acuerdo con Tagliaferro & Pascual (2016), con la construcción de las dos represas hidroeléctricas, se perderán aproximadamente el 50% del hábitat lótico, generando una interrupción de la dinámica natural del río y perdiendo gran parte de sus secciones más productivas, según los datos de macroinvertebrados y producción primaria (Martin *et al.*, 2014; Tagliaferro *et al.*, 2013; Tagliaferro & Pascual, 2016).

Como se describió previamente, la Patagonia extrandina de la provincia de Santa Cruz no es una región prístina ni exenta de potenciales impactos de origen antrópico. Estas actividades pueden afectar en mayor o menor medida los cuerpos de agua continentales, generando modificaciones a sus dinámicas naturales y a sus composiciones físico-químicas. Los ensambles de macroinvertebrados en general y los moluscos acuáticos continentales en particular son sensibles a dichos cambios y su estudio es fundamental para generar estrategias que ayuden a prevenir o a disminuir los efectos negativos que podrían generarse.

REFERENCIAS

- Andrade, L. 2012. Producción y ambiente en la Meseta Central de Santa Cruz, Patagonia austral en Argentina: desencadenantes e impacto de la desertificación. *Ambiente y Desarrollo* XVI (30): 73–92.
- Apodaca, M. J. 2016. Biogeografía histórica y conservación de las Provincias Altoandina y Subantártica en W Patagonia (Neuquén, Chubut, Río Negro, Santa Cruz y Tierra del Fuego), Argentina. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata.
- Asueta, R., Súnico, A., Martin, J. P. & Sierpe, C. 2019. Uso de Indicadores Bióticos Basados en Macroinvertebrados Bentónicos para la Determinación de Calidad Ambiental en la Cuenca Superior del Río Gallegos, Santa Cruz. *Informes Científico Técnicos UNPA ICT-UNPA* 197: 106–126.
- Bechtum, A. 2018. La minería a gran escala en la Patagonia Sur: El caso de Cerro Vanguardia y la localidad de Puerto San Julián, Santa Cruz. *Identidades*, 14: 154–174.
- Birgi, J. A., Peri, P. L., Ceconello, M. M. & Gargaglione, V. B. 2020. La Agricultura familiar en Santa Cruz, Patagonia Argentina: Caracterización de los núcleos agrícolas familiares. *Informes Científicos Técnicos UNPA ICT-UNPA*, 243–2020.
- Braccalenti, J. 2016. Plan de Monitoreo de Didymo (*Didymosphenia geminata*) en cuerpos de agua de la provincia de Santa Cruz. Informe final. Provincia de Santa Cruz. Consejo Federal de Inversiones. 78 pp.
- Caballero, A. L. 2009. Valoración del impacto de efluentes minero industriales del carbón en el arroyo San José de Río Turbio en Santa Cruz. *Informes Científico Técnicos UNPA ICT-UNPA* 4: 85–112.
- Cabrera, A. L. & A. Willink. 1973. Biogeografía de América Latina. Monografía 13. Serie de Biología. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Washington DC. EEUU. Pp. 120.
- Cabrera, A. L. 1976. Regiones fiogeográficas argentinas. Pp. 1–85 en W. F. Kugler (ed.). Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Tomo 2. 2da edición. Acme, Buenos Aires, Argentina. Fascículo 1.
- Caro, J., Zapata, S. C., Zanón, J. I., Rodríguez, A. & Travaini, A. 2017. Ganadería ovina y usos alternativos del suelo en la Patagonia austral, Argentina. *Multequina*, 26: 33–50.
- Casariego, H. M., Bran, D., Peralta, C., Madariaga, M., Huerta, G., López, F., Villareal, P., Santagni, A., Easdale, M., Sarmiento, A., Giraud, C., Oliva, G., Rial, P., Escobar, J., Marciani, S., Martínez, R. S., López, C., Umaña, F., Siffredi, G., Ayesa, J. & Elissalde, N. 2005. La Ecorregión Patagónica. Programa Nacional de Ecorregiones. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Pp 46.

CFI (Consejo Federal de Inversión). 1961. Recursos Hídricos Superficiales. Consejo Federal de Inversiones, Serie Evaluación de los recursos naturales de la Argentina, Tomo IV, Volumen I. Buenos Aires, 459p.

del Valle, H. F. 1998. Patagonian soils: a Synthesis. *Ecología Austral* 08: 103–123.

del Valle, H. F., Labraga, J. C. & Goergen, J., 1995. Biozonas de la región Patagónica. In: Cooperación Técnica Argentino Alemana (Eds.), Capítulo III, Buenos Aires, pp. 37–55.

del Valle, H. F., Elissalde, N. O., Gagliardini, D. A. & Milovich, J. 1998. Status of desertification in the Patagonian region: Assessment and mapping from satellite imagery. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 12: 1–27.

De Ruyver, R. 2015. Argentina: Síntesis climática. En: Casas, R.R. y Albarracín, G.F. (Comps.). El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina. Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura (FECIC), Tomo I, pp. 55–78.

Díaz, B. G. 2019. Curvas HQ en el tramo medio del río Chico (Norte). Informe Técnico INTA. Pp 13.

Díaz, B. G. & Giménez M. 2015. Zonificación y codificación hidrográfica en Santa Cruz (Patagonia Austral, Argentina). *Actas CD Congreso Nacional del Agua 2015*. Paraná, Entre Ríos, Argentina. 12p.

Díaz, B. G. & Seeber, G. 2015. Caracterización hidrológica de las Subregiones Hidrográficas de los ríos Chico y Chalia (Centro de la provincia de Santa Cruz). Informe Técnico INTA. Pp 27.

Díaz, B. G., Monserrat, M. C., Tiberi, P. E., Mardewald, G., Hofmann, C., Caparrós, L., Mattenet, F., Zerpa, D., Billoni, S. B. & Martínez, L. 2016. Hidrología superficial de la Región Hidrográfica del río Gallegos (Sur de la provincia de Santa Cruz, Argentina). *Informes Científico Técnicos ICT-UNPA-151-136–161*.

Gardi, C., Angelini, M., Barceló, S., Comerma, J., Cruz Gaistardo, C., Encina Rojas, A., Jones, A., Krasilnikov, P., Mendonça, M. L. S. B., Montanarella, L., Muñiz Ugarte, O., Schad, P., Vara Rodríguez, M. I. & Vargas, R. 2015. Soil Atlas of Latin America and the Caribbean. European Commission, Publications Office of the European Union, L-2995 Luxembourg.

Giraut, M., Valladares, A., Lupano, C., Ludueña, S., Rey, C. & Dente, M. 2005. Cartografía hídrica superficial de la República Argentina al sur del río Colorado”. Informe Técnico SSRH. 8p. <http://www.hidricosargentina.gov.ar/patagonia.pdf>

Giraut, M., Ludueña, S., Postiglioni, A., Rey, C., Dente, M. & Sol, I. 2008. Cartografía hídrica superficial de la República Argentina. http://www.hidricosargentina.gov.ar/cartos_500.pdf.

Golluscio, R. A., Cavagnaro, F. P. & Valenta, M. D. 2011. Arbustos de la estepa patagónica: ¿adaptados a tolerar la sequía o el pastoreo? *Ecología Austral* 21:61–70.

IGM (Instituto Geográfico Militar). 1947. Hoja 5172–34 Estancia Glencross. E.1:100.000. Instituto Geográfico Militar de la República Argentina. 1° Edición.

Lamaro, A. A., Pisonero, J., Uyua, N., Sastre, V., Santinelli, N., Muñoz Saavedra, J. & Sala, S. E. 2019. Distribución de la diatomea invasora *Didymosphenia geminata* (Bacillariophyceae) en cuerpos de agua patagónicos de Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot*, 54: 169–183.

León, R. J. C., Bran, D., Collantes, M., Paruelo, J. M. & Soriano, A. 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extrandina. *Ecología Austral* 8: 123–141.

Lurbé, R. M. 2012. Minería metalífera en Santa Cruz. Empleo y matriz productiva. *Revista de Estudios Regionales*, 8: 57–76.

Macchi, P. & Vigliano, P. H. 2014. Salmonid introduction in Patagonia: the ghost of past, present and future management. *Ecología Austral* 24: 162–172.

Manderwald, G. 2016. Propuesta de una línea de base Ecohidrológica de la subcuenca del río Turbio, Provincia de Santa Cruz, Argentina. Tesis de Maestría en Evaluación Ambiental de Sistemas Hidrológicos. Universidad Nacional de La Plata.

Manzo, L. M., Epele, L. B., Grech, M. G., Kandus, P. & Miserendino, M. L. 2018. Patrones de distribución de las comunidades de humedales patagónicos a una escala de paisaje. En: Abraham, E. M., Quintana, R. D. & Mataloni, G. 2018. Agua + humedales. Serie futuros. 1 a ed.-San Martín: UNSAM EDITA. Pp 485.

Manzo, L. M., Epele, L. B., Grech, M. G., Kandus, P. & Miserendino, M. L. 2019. Wetland genesis rules invertebrate spatial patterns at Patagonian ponds (Santa Cruz, Argentina): A multiscale perspective. *Ecological Engineering*, 126: 43–54.

Manzo, L. M., Grech, M. G., Epele, L. B., Kutschker, A. M. & Miserendino, M. L. 2020. Macrophyte regional patterns, metrics assessment and ecological integrity of isolated ponds at Austral Patagonia (Argentina). *Science of the Total Environment*, 727: 138617.

Martin, J. P., Sar, A., Fernández, R., Caminos, C., Pereyra Ginestar, B., Moscardi, M. & Gaspari, G. 2014. Diversidad de macroinvertebrados bentónicos y aplicación de índices bióticos de calidad ambiental en el Río Santa Cruz (Patagonia austral, Argentina). *2do Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras*, Santa Fe, Argentina.

Morrone, J. J. 2015. Biogeographical regionalisation of the world: a reappraisal. *Australian Systematic Botany* 28: 81–90.

Mazzoni, E. & Vázquez, M. 2009. Desertification in Patagonia. *Developments in Earth Surface Processes* 13: 351–377.

- Mazzoni, E. & Rabassa, J. 2010. Inventario y clasificación de manifestaciones basálticas de Patagonia mediante imágenes satelitales y SIG, Provincia de Santa Cruz. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 66(4): 608–618.
- Mazzoni, E. & Rabassa, J. 2013. Types and internal hydro-geomorphologic variability of mallines (wet-meadows) of Patagonia: Emphasis on volcanic plateaus. *Journal of South American Earth Sciences*, 46: 170–182.
- Melendi, E., Tanjal, C., Borzi, G., Raigemborn, M. S. & Carol, E. 2020. Hydrodynamic and hydrochemistry of wet meadows and shallow lakes in areas of the Patagonian basaltic plateaus, Argentina. *Science of the Total Environment*, 744, 140897.
- Niemeyer H. F. 1982. Hoyas hidrográficas de Chile. Dirección General de Aguas, Ministerio de Obras Públicas de Chile. 165p.
- Oliva, G., García, G., Ferrante, D., Massara, V., Rimoldi, P., Diaz, B., Paredes, P. & Gaitán, J. 2017. Estado de los recursos naturales renovables en la Patagonia sur extrandina. INTA Centro Regional Patagonia Sur. Trelew. 66 pp.
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., Maturo, H. M., Aragón, R., Campanello, P. I., Prado, D., Oesterheld, M. & León, R. J. 2018. Unidades de Vegetación en Argentina. *Ecología Austral*, 28: 40–63.
- Paruelo J., Beltrán, A., Jobbágy, E., Sala, O. & Golluscio, R. 1998a. The climate of Patagonia: general patterns and controls on biotic processes. *Ecología Austral*, 8 (2): 85–101.
- Paruelo J. M., Jobbágy E. G. & Sala O. E. 1998b. Biozones of Patagonia (Argentina). *Ecología Austral*, 8 (2): 145–153.
- Peel, M. C., Finlayson, B. L. & McMahon, T. A. 2007. Updated world map of the Köppen–Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 11: 1633–1644.
- Prohaska, F., 1976. Climates of Central and South America (Capítulo 2). En: World Survey of climatology, H.E. Landsberg (Editor in Chief). Elsevier, 12:532 pp.
- Scordo, F. 2018. Dinámica integral de los recursos hídricos de la cuenca del río Senguer. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Sur.
- Sierpe, C. & Sunico A. 2019. Familia Chironomidae (Orden Díptera) utilizada como bioindicador para la determinación de calidad ambiental de la cuenca del Río Gallegos (Santa Cruz, Argentina). *Informes Científico Técnicos UNPA ICT-UNPA*, 197: 92–105.

Soil Survey Staff. 1999. Soil taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. Second Edition. Natural Resources Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook. Pp. 436.

Soriano, A., W. Volkheimer, H., Walter, E. O., Box, A. A., Marcolin, J. A., Vallerini, C. P., Movia, R. J. C., León, J. M., Gallardo, M., Rumboll, M., Canevari, P. & Canevari W. G. 1983. Deserts and semideserts of Patagonia. En: Temperate deserts and semideserts, editado por N.E. West, Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, 423–460.

Soriano, A. & Paruelo, J. M. 1992. Biozone: vegetation units defined by functional characters identifiable with the aid of satellite sensor image. *Global Ecology and Biogeography Letters* 2: 82–9.

SSRH-INA. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación – Instituto Nacional del Agua. 2002. Atlas Digital de los Recursos Hídricos Superficiales de la República Argentina.

SSRH. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. 2010. Mapa de cuencas hídricas superficiales de la República Argentina. Subsecretaría de Recursos Hídricos, Ministerio de Planificación Federal.

Schweitzer, A., Godoy, P. & Rauque Coyopae, R. 2011. Recursos naturales y modelos de desarrollo en conflicto en el espacio andino santacruceño. *Párrafos Geográficos*, 10 (2): 191–214.

Súnico, A., Asueta, R., Martin, J. P., Sierpe, C. 2017. Ochenta años de explotación de carbón mineral. Sus impactos ambientales. Rio Turbio, Santa Cruz. Argentina. *IV PROIMCA*. Bahía Blanca.

Tagliaferro, M., Miserendino, M. L., Liberoff, A. L., Quiroga, P. & Pascual, M. 2013. Dams in the Last Large Free-Flowing Rivers of Patagonia, the Santa Cruz River, Environmental Features, and Macroinvertebrate Community. *Limnologica*, 43: 500–509.

Tagliaferro, M. & Pascual, M. 2016. First spatio-temporal study of macroinvertebrates in the Santa Cruz River: a large glacial river about to be dammed without a comprehensive pre-impoundment study. *Hydrobiologia*, 784: 35–49.

Torres S., Martin J. P., Gárgano L. & Armendáriz L. 2019. Análisis de la calidad ambiental en un sector del Río Chico (Santa Cruz, Argentina) basado en bioindicadores bentónicos. *Revista de Informes Científicos y Técnicos de la Universidad Nacional de la Patagonia Austral*, 11: 36–49.

Valladares, A. 2004. Cuenca de los ríos Senguer y Chico. Argentina (Cuenca n°66). Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, República Argentina.

Van Everdingen R. O. 1991. Physical, chemical, and distributional aspects of Canadian springs. *Mem Entomol Soc Canada*, 155: 7–28.

Vigliano, P. H. & Alonso, M. F. 2007. Salmonid introductions in Patagonia: a mixed blessing (Cap. 17). En: Bert, T. M. (Ed.). 2007. *Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities*. Springer, 315–331.

Williams, D. D. 2016. Chapter 11. Invertebrates in Groundwater Springs and Seeps. En: Batzer, D. & Boix, D. (Ed.). *Invertebrates in Freshwater Wetlands. An International Perspective on their Ecology*. Springer. Pp. 357–410.

CAPÍTULO II

DIVERSIDAD DE MOLUSCOS

INTRODUCCIÓN

Los moluscos, por su diversidad, abundancia en número y biomasa, son importantes integrantes de las comunidades bentónicas de las aguas continentales (Strong *et al.*, 2008). Son el segundo grupo más diverso del Reino Animal, después de los artrópodos (Rumi *et al.*, 2006; Darrigran *et al.*, 2015). Poseen un rol ecológico de gran importancia en los ambientes acuáticos, cumpliendo diferentes funciones tróficas en la dinámica de los ecosistemas (Nuñez *et al.*, 2010; Darrigran *et al.*, 2015). Además, los moluscos presentan interés desde el punto de vista económico, como fuente de alimento, calcio y productos medicinales. Sin embargo, su sobreexplotación como recurso y las alteraciones que sufren los ambientes naturales que habitan, hacen que el número de especies en peligro de extinción se encuentre en progresivo aumento (Rumi *et al.*, 2004, 2006; Strong *et al.*, 2008, Miyahira *et al.*, 2022). A su vez, muchas especies son consideradas importantes especies exóticas invasoras, con efectos muy perjudiciales sobre el ecosistema y sobre instalaciones humanas, como centrales hidroeléctricas y sistemas de refrigeración por agua, causando grandes pérdidas económicas (Rumi *et al.*, 2008; Torres *et al.*, 2012; Darrigran *et al.*, 2020).

Desde el punto de vista sanitario, pueden tener efectos perjudiciales sobre la salud pública a través de la transmisión de parásitos y enfermedades relacionadas, actuando como hospedadores intermediarios de diversas especies de parásitos (Salomon & Rumi, 2013). Algunas especies de la familia Chiliniidae, por ejemplo, actúan como hospedador intermediario de trematodos de los géneros *Diplostomum* y *Tylodelphys* (Diplostomidae, Trematoda), causantes de la diplostomiasis. Esta parasitosis provoca daños en el globo ocular de peces nativos y no nativos, reduciendo su valor comercial (Semenas, 1998; Flores & Semenas, 2008). Además, son hospedadores intermediarios de especies de la familia Schistosomatidae, que en humanos puede producir brotes de "picazón del nadador" o dermatitis cercarial (Flores *et al.*, 2015; Gutierrez Gregoric, 2019). Los representantes de la familia Lymnaeidae poseen importancia mundial a nivel sanitario, ya que muchas especies pueden actuar como hospedadores intermediarios de parásitos como, por ejemplo, *Fasciola hepatica* (Linnaeus, 1758) (Trematoda, Digenea) responsable de la fasciolosis, enfermedad que afecta al ganado ovino y bovino, y también frecuentemente a humanos (Prepelitchi & Wisnivesky 2013; Salomon & Rumi 2013). Aguilar (2010) describió la situación de la fasciolosis en la provincia de Santa Cruz, la cual impacta de forma directa a la ganadería del centro y norte de la provincia, causando la muerte del ganado en los establecimientos que no cuentan con controles sanitarios adecuados, o de forma indirecta a través de

desordenes metabólicos que afectan la producción y la calidad de la leche o con efectos sobre la capacidad reproductiva del ganado bovino y ovino.

En el caso de la familia Planorbidae, especies del género *Biomphalaria* actúan como hospedadores intermediarios de parásitos como *Schistosoma mansoni* Sambon, 1907 (Trematoda, Digenea), causante de esquistosomiasis, una enfermedad de gran relevancia en América del Sur y el Caribe (Rumi *et al.*, 1997; Chitsulo *et al.* 2000; Rumi *et al.*, 2017; Albrecht *et al.* 2019).

El estudio de la malacofauna a nivel regional no solo contribuye a la conservación de la biodiversidad, sino también al monitoreo de la calidad del ambiente y a la ampliación de conocimientos epidemiológicos, ecológicos y biogeográficos, entre otros (Darrigran, 1993, 1999; Darrigran *et al.*, 2015). En la República Argentina, las investigaciones sobre moluscos acuáticos continentales pueden remontarse a la primera mitad del siglo XIX, cuyo punto de partida se establece con las expediciones de naturalistas europeos como el francés Alcides d'Orbigny, entre 1834 y 1837, y continuadas durante la segunda mitad del siglo XIX y principios del siglo XX por expedicionarios como Pellegrino Ströbel y Adolfo Döring (Rumi *et al.*, 2008). Los trabajos de estos pioneros en la malacología acuática continental fundaron los cimientos para un campo en continuo crecimiento en el país. Referentes de la malacología de ambientes dulceacuícolas, como la Dra. María Isabel Hylton Scott (1889-1990) del Museo de La Plata o el Dr. Argentino Aurelio Bonetto (1920-1998) del Instituto Nacional de Limnología (INALI), no solo han consolidado las investigaciones sobre moluscos de agua dulce a lo largo de Argentina durante buena parte del siglo XX, sino que también han sido fundamentales para la formación de institutos y grupos de investigación que actualmente desarrollan investigaciones en distintos puntos del país.

La riqueza de especies de moluscos acuáticos continentales en Argentina ha sido analizada por diferentes autores (Ituarte, 1996, 2005, 2007; Darrigran & Armengol, 1997; Darrigran & Lagreca, 2005; Rumi *et al.*, 2006, 2008; Núñez *et al.*, 2010; Koch *et al.*, 2015; Gutiérrez Gregoric & de Lucía, 2016; Torres *et al.*, 2013, 2018). De acuerdo con Rumi *et al.* (2008), en Argentina hay registradas 166 especies, de las cuales 101 pertenecen a la clase Gastropoda y 65 a la clase Bivalvia. Este número ha variado en la última década por la descripción de nuevas especies y por cambios nomenclaturales en los diferentes grupos (Gutiérrez Gregoric & Rumi, 2008; Gutiérrez Gregoric & de Lucía, 2016; Gutiérrez Gregoric *et al.*, 2014; Ovando & Gutiérrez Gregoric, 2012; Rumi *et al.*, 2015; Vogler *et al.*, 2019), contando actualmente con una riqueza aproximada de entre 180 a 190 especies de moluscos de agua dulce en el territorio argentino (Cuezzo *et al.*, 2020; Miyahira *et al.*, 2022).

Las regiones de la Argentina con mayor riqueza de especies de moluscos de agua dulce corresponden al sistema hidrográfico de la Cuenca del Plata, principalmente a las cuencas hidrográficas superficiales de los ríos Paraná y Uruguay, el estuario del Río de la Plata y sus afluentes (Rumi *et al.*, 2006; Gutiérrez Gregoric & de Lucía, 2016; Torres *et al.*, 2018). Por otra parte, la Región Patagónica es considerada como una de las de menor riqueza de especies de moluscos acuáticos continentales (Rumi *et al.*, 2006). Sobre la base del análisis biogeográfico de gasterópodos de agua dulce, Núñez *et*

al. (2010) dividen a la Región Patagónica en dos provincias malacológicas: Patagonia Norte y Patagonia Sur. La provincia malacológica de la Patagonia Norte abarca desde el río Colorado hasta el norte de la provincia de Santa Cruz y presenta mayor riqueza de especies que la provincia malacológica Patagonia Sur, la cual es la más pobre en número de especies de gasterópodos de agua dulce de Argentina. Esta última provincia malacológica abarca desde el norte de la provincia de Santa Cruz hacia el sur, e incluye a la provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur. De acuerdo con Núñez *et al.* (2010) la provincia malacológica Patagonia Sur no posee registros de especies no nativas/invasoras.

A pesar de que los trabajos sobre la fauna de moluscos acuáticos continentales en la provincia de Santa Cruz no han tenido continuidad a lo largo del tiempo, se pueden mencionar antecedentes importantes para el campo de estudio. El trabajo del malacólogo estadounidense Henry Pilsbry, a partir de la expedición en la Patagonia de la Universidad de Princeton (1896-1899), dio lugar a la descripción de diversas especies y a la ampliación de registros geográficos sobre la base de material colectado en la provincia de Santa Cruz, principalmente en los ríos Santa Cruz y Chico (Pilsbry, 1911). Entre los expedicionarios argentinos que incursionaron en la Patagonia austral, el viaje realizado por la Dra. Hylton Scott y el Dr. Birabén en el año 1936 generó importantes aportes sobre la fauna continental de la provincia (Birabén & Scott, 1937), cuyo material se encuentra depositado en gran parte en la Colección Malacológica de la División Zoología de Invertebrados del Museo de La Plata (DZI-MLP).

El objetivo del presente capítulo es analizar y actualizar la información sobre la diversidad y el rango de distribución de la malacofauna presente en los ambientes de agua dulce de la Patagonia extrandina de la provincia de Santa Cruz, sobre la base de la información contenida en los principales Museos y los nuevos registros obtenidos a partir de campañas de muestreo en el área de estudio, muchas de las cuales fueron realizadas durante este trabajo de tesis.

MATERIALES Y MÉTODOS

Trabajo de gabinete

Con el objetivo de contar con una línea de base sobre el conocimiento de la malacofauna de agua dulce de la provincia de Santa Cruz, se realizó la búsqueda bibliográfica abarcando desde 1830, con los trabajos del naturalista Frances Alcide d'Orbigny, hasta la actualidad. En una primera etapa se consultó la bibliografía disponible en la biblioteca de la División Zoología de Invertebrados del Museo de La Plata (DZI-MLP), la base de datos bibliográfica de la sección Malacología de la DZI-MLP y la bibliografía facilitada por investigadores especialistas en malacología del Museo de La Plata (MLP) y del Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia” (MACN). Tomando como punto de partida la información bibliográfica obtenida, se procedió a la búsqueda a través de los diversos portales y repositorios digitales de Argentina y del mundo (CONICET Digital, Biblioteca electrónica

de Ciencia y Tecnología, Biblioteca Digital FCEN-UBA, Biodiversity Heritage Library, Naturalis, Google Académico, SEDICI, Sistema Nacional de Repositorios Digitales, Latin Index, DOAJ, Scielo).

Se utilizaron diversos criterios de búsqueda: (1) Autores citados en los principales trabajos de revisión sistemática de Argentina (Gaillard & Castellanos, 1976; Castellanos & Gaillard, 1981; Castellanos & Landoni, 1981; Fernández, 1981; Rumi, 1991, Rumi *et al.* 2006, 2008, 2015; Ituarte, 1996, 2007, 2009; Cuezzo, 2009; Núñez *et al.* 2010); (2) combinación, en inglés y castellano, de palabras claves como motor de búsqueda (Agua dulce, Bivalvia, Gasterópoda, Patagonia, Santa Cruz, Macroinvertebrados).

Sobre la base del listado sistemático publicado por Rumi *et al.* (2008), se revisó el material depositado en la colección de Malacología de la DZI-MLP y la colección de Malacología del Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia” (MACN) (Figura 2. 1). La identificación de caracteres diagnósticos externos (concha y partes blandas) se realizó siguiendo las revisiones sistemáticas citadas anteriormente, las claves sistemáticas actualizadas y el asesoramiento de los referentes en malacología de la DZI-MLP y del MACN (Barbosa dos Santos *et al.*, 2020; Fernández *et al.*, 2020; Gutiérrez Gregoric, 2020a, 2020b; Ituarte, 2020; Pointier & Vázquez, 2020). Los lotes en donde las localidades de colecta no contaban con coordenadas geográficas fueron georreferenciados siguiendo la metodología propuesta por Wieczorek *et al.* (2004) y la información fue almacenada en el sistema de información geográfico QGIS 2.16.3.



Figura 2. 1. Lotes de la colección malacológica del MACN. (Fotografías: Santiago Torres).

Trabajo de campo y de laboratorio

Entre diciembre de 2016 y julio de 2021 se realizaron campañas de muestreos en distintos cuerpos de agua de la provincia de Santa Cruz. Para la recolección, relajación, fijación y conservación del material se utilizaron los protocolos propuestos por Darrigran (1999), Darrigran & Lagreca (2005), Darrigran *et al.* (2007) y Gutiérrez Gregoric & Núñez (2010). Se relevaron un total de 50 sitios de muestreo distribuidos en diferentes cuerpos de agua: río Chico, río Gallegos, río Santa Cruz, río Turbio y arroyos aledaños, arroyos Guillermo, Loro y del Oro en la zona de Cancha Carrera (Sudoeste de Santa Cruz), lago Cardiel, lago Argentino, lago Buenos Aires, laguna Azul, zonas de manantiales y mallines de la Meseta Central (Estancia La Constancia, Estancia La Josefina y Estancia Mulakaike), río Fénix grande, río Fénix chico, río Pinturas, río Ecker, Meseta del Lago Buenos Aires (Figura 2. 2).

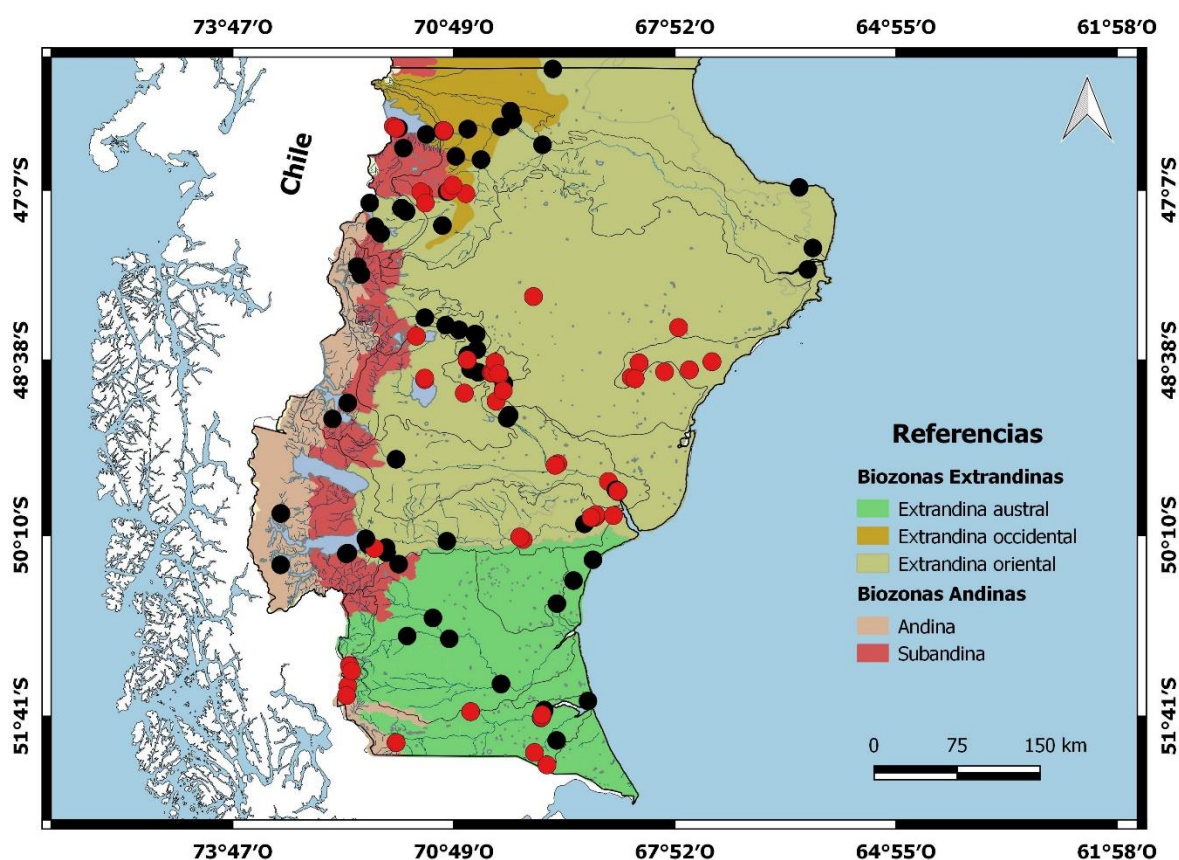


Figura 2. 2. Registros de moluscos de agua dulce analizados. Puntos negros: registros de colecciones y bibliografía; puntos rojos: sitios de colecta entre 2016 y 2021 durante el presente trabajo de tesis doctoral.

Para conocer la diversidad de moluscos y poder trabajar al nivel taxonómico más bajo posible, se realizaron muestreos cualitativos con diferentes técnicas de colecta (Gutiérrez Gregoric & Núñez, 2010). (Figura 2. 3 y 2. 4).



Figura 2. 3. Muestras en distintos ambientes del área de estudio. A) arroyo Don Guillermo; B) arroyo Primavera; C) río Pinturas; D) río Fénix grande. (Fotografías: Juan Pablo Martín).

Se realizaron prospecciones extensivas con la finalidad de muestrear la mayor cantidad de especies en cada sitio. Los muestreos manuales consistieron en recolecciones de 30-40 minutos por cada sitio. Para ocupar mayor cantidad de hábitats, los relevamientos fueron realizados por una o más personas, dependiendo de la disponibilidad de personal en el momento de muestreo. Las colectas se realizaron revisando los hábitats en los que potencialmente podrían encontrarse los moluscos (Darrigran *et al.*, 2007). Se revisaron rocas removiendo los moluscos con pincel, se examinó el sedimento utilizando un tamiz de malla metálica fina (500 μm de poro) y se inspeccionó la vegetación acuática presente (Figura 2. 4). Para los cuerpos de agua loticos se utilizó una red tipo surber con poro de 500 μm , removiendo el fondo con para o de forma manual (Figuras 2. 3A, C y D). Para la recolección de bivalvos de la familia Sphaeriidae se siguieron las recomendaciones planteadas por Ituarte (2009). Se utilizó un tamiz con malla metálica de 500 μm de poro sobre distintos ambientes acuáticos de fondos blandos, en general limosos y con alto contenido de materia orgánica (Figura 2. 4B) y red manual D con poro de 500 μm para los cuerpos de agua con vegetación (Figura 2. 3B).



Figura 2. 4. Muestras en distintos ambientes del área de estudio. A) manantial de la Ea. La Josefina; B) río Chico; C) manantial del lago Cardiel; D) lago Buenos Aires. (Fotografías: Pablo Saibene).

Parte del material recolectado fue fijado *in situ* con alcohol 96° y parte fue conservado vivo en recipientes con gasas humedecidas y mantenidas en frío en heladeras portátiles para su procesamiento posterior (Gutiérrez Gregoric & Núñez, 2010). En el laboratorio, el material vivo fue colocado en recipientes con agua de cloro y cristales de mentol para su relajación. El tiempo requerido para la relajación de los ejemplares dependió del tamaño de los mismos (12 a 24 horas). Una vez relajados, se cortó una porción del pie, la cual fue fijada en alcohol 96° y conservada en frío para su depósito en la colección Malacología de la DZI-MLP. Para el resto de cada ejemplar, se siguió el protocolo sugerido en Gutiérrez Gregoric & Núñez (2010): se sumergió cada ejemplar en agua entre 70 y 80°C por aproximadamente 40 segundos, luego se transfirió a una cápsula de Petri con agua fría y se extrajeron las partes blandas con una pinza de punta curva. Parte del material de cada lote se fijó en alcohol 96° por 24 horas y se conservó en alcohol 70°, y parte en solución de RAILLET HENRY (agua destilada 93%, ácido acético 2%, formol 5% y 6 gramos de Cloruro de Sodio por litro de solución), la cual permite fijar el material blando sin que se endurezca.

La identificación taxonómica del material colectado en el campo se realizó mediante la observación de caracteres diagnósticos (concha, sistema reproductor, rádula, etc.), con la ayuda de microscopio estereoscópico y microscopio óptico, siguiendo los criterios de las principales revisiones sistemáticas (Gaillard & Castellanos, 1976; Castellanos & Gaillard, 1981; Castellanos & Landoni, 1981; Fernández, 1981; Rumi, 1991; Ituarte, 1996, 2007, 2009; Martín, 2002; Rumi *et al.*, 2006, 2008, 2017; Gutiérrez Gregoric, 2008; Cuezco, 2009; Cazzaniga 2011a; Ovando & Gutiérrez Gregoric, 2012;

Ovando *et al.*, 2014, 2017; Koch *et al.*, 2015) (Figura 2. 5) y las claves sistemáticas regionales actualizadas (Barbosa dos santos *et al.*, 2020; Fernandez *et al.*, 2020; Gutiérrez Gregoric, 2020a, 2020b; Ituarte, 2020; Pointier & Vázquez, 2020). Para observar material vivo, los ejemplares recolectados fueron trasladados al laboratorio y mantenidos en acuarios con aireación continua (Figura 2. 6) y alimentados con lechuga fresca y alimento deshidratado triturado para peces (Shulet[®]). Se tomó registro de características como forma de pie, sifones, tentáculos, y actividad en general. Los ejemplares fueron fotografiados bajo microscopio estereoscópico utilizando una cámara microscópica digital Leica MC170 HD y medidos utilizando un ocular con escala graduada.

El material fue comparado con material de referencia de las colecciones malacológicas del Museo de La Plata (MLP) y el Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia (MACN). Además, se contó con el asesoramiento de los referentes en malacología quienes colaboraron en la identificación taxonómica del material. Para la identificación de los ejemplares de la familia Tateidae colectados en el presente trabajo de tesis se contó con el asesoramiento de la Dra. Stella Martin (FCNyM, CIC), el Dr. Gutiérrez Gregoric (FCNyM, CONICET) y la Dra. Micaela de Lucía (FCNyM, CIC). Para la identificación de los ejemplares de la familia Chilinidae se contó con el asesoramiento del Dr. Gutiérrez Gregoric (FCNyM, CONICET). Para la identificación de los ejemplares de la familia Lymnaeidae se contó con el asesoramiento del Dr. Gutiérrez Gregoric (FCNyM, CONICET). Para la identificación de los ejemplares de la subfamilia Ancylineae se contó con el asesoramiento de la Dra. Ovando (UERJ, Río de Janeiro, Brasil). Para la identificación y descripción general de los ejemplares de la familia Glacidorbidae se contó con el asesoramiento del Dr. Gutiérrez Gregoric (FCNyM, CONICET). Para la identificación de los ejemplares colectados de la familia Sphaeriidae, se contó con el asesoramiento del Dr. Cristián Ituarte (MACN, CONICET).

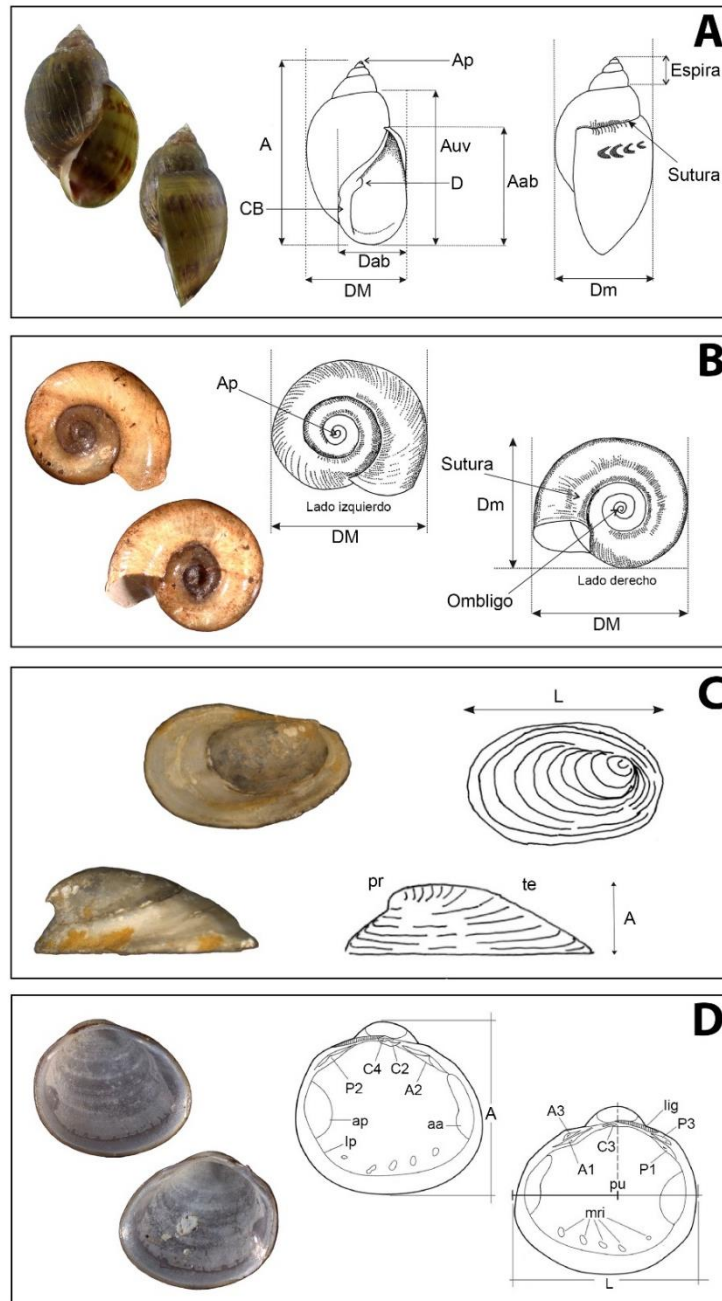


Figura 2. 5. Morfología externa de la concha y caracteres diagnósticos. (A) Concha helicoidal de Chiliniidae. (B) Concha planospiral de Planorbinae. (C) Concha pateliforme de Ancyliinae. (D) Vista interna de las valvas de un Sphaeriidae. Abreviaturas: A: altura, A1, A3: dientes laterales anteriores interno y externo de la valva derecha, A2: diente lateral anterior de la valva izquierda, aa: músculo aductor anterior, Aab: altura de la abertura, AP: ápice, ap. músculo aductor posterior, Auv: altura de la última vuelta, C2, C4: dientes cardinales interno y externo de la valva izquierda, C3: diente cardinal de la valva derecha, CB: Callo basal, D: diente parietal, DM: diámetro mayor, Dm: diámetro menor, DAb: diámetro de abertura, L: largo, lig: ligamento, lp: línea paleal, mri: músculos radiales internos del borde del manto, pu: posición del umbo respecto del eje antero-posterior (indicada por la línea punteada), P1, P3: dientes laterales posteriores interno y externo de la valva derecha, P2: diente lateral posterior de la valva izquierda, pr: protoconcha, te: teleoconcha. Modificado de Cuezco (2009) e Ituarte (2009).

RESULTADOS

Como resultado de la búsqueda bibliográfica, análisis de material de colección y campañas de muestreo realizadas durante el presente trabajo de tesis doctoral, se obtuvieron un total de 229 registros de presencia de moluscos acuáticos continentales para la provincia de Santa Cruz. Del total, 112 correspondieron a información bibliográfica y de colecciones, mientras que 117 a datos nuevos obtenidos de campañas de muestreo. Se registraron un total de 13 entidades taxonómicas diferentes de moluscos dulceacuícolas. Dichos taxones se distribuyen en seis familias, cinco de la clase Gastropoda y una de la clase Bivalvia.

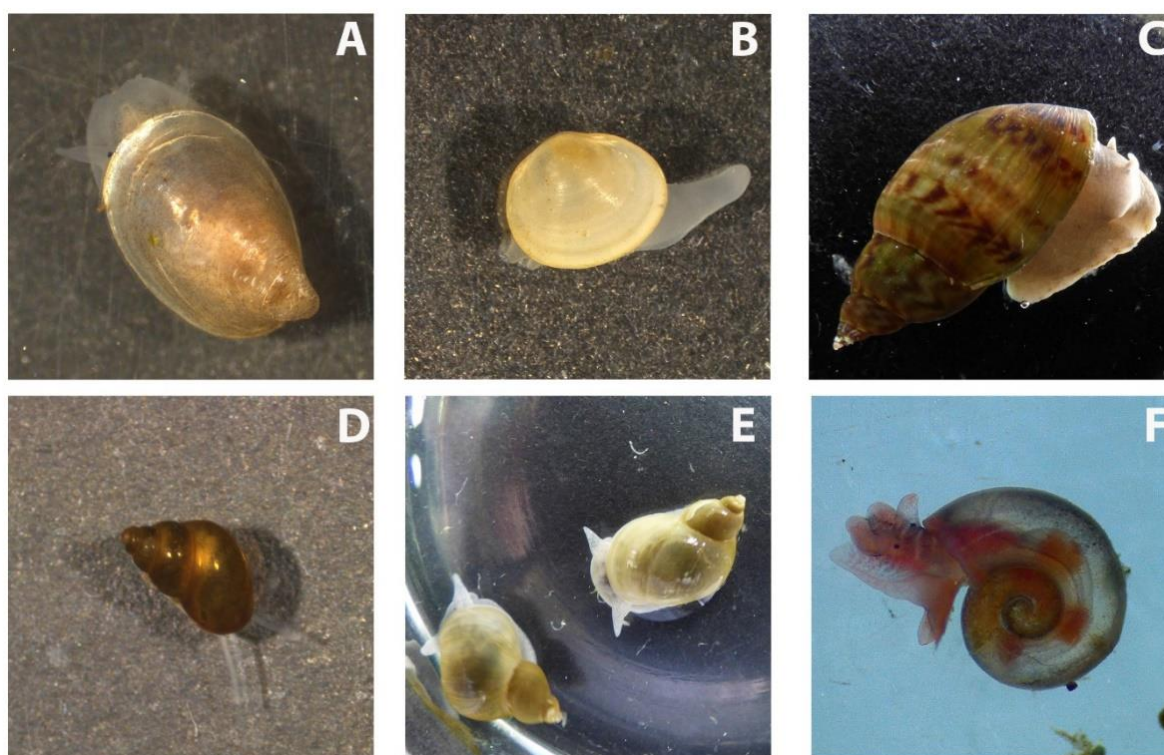


Figura 2. 6. Familias de moluscos registradas durante los muestreos (A) Planorbidae, Ancylinae, (B) Sphaeriidae, (C) Chiliniidae, (D) Tateidae, (E) Lymnaeidae, (F) Glacidorbidae. Fotografías: (A-E) Santiago Torres, (F) Facundo Tejedor.

Listado sistemático

Clase Gastropoda

Subclase Caenogastropoda

Orden Littorinimorpha Golikov & Starobogatov, 1975

Familia Tateidae Thiele, 1925

“*Heleobia*” *hatcheri* (Pilsbry, 1911)

Subclase Heterobranchia Burmeister, 1837

Superorden Hygrophila Férussac, 1822

Familia Chilinidae Gray, 1828

Género *Chilina* Gray, 1828

Chilina fulgurata Pilsbry, 1911

Chilina patagonica G. B. Sowerby II, 1874

Chilina perrieri Mabilie, 1884

Chilina strebeli Pilsbry, 1911

Familia Lymnaeidae Rafinesque, 1815

Género *Galba* Schrank, 1803

Galba viator (d'Orbigny, 1835)

Género *Pectinidens* Pilsbry, 1911

Pectinidens diaphanus (P. P. King, 1832)

Familia Planorbidae Rafinesque, 1815

Subfamilia Planorbinae Rafinesque, 1815

Género *Biomphalaria* Preston, 1910

Biomphalaria peregrina (d'Orbigny, 1835)

Subfamilia Ancylinae Rafinesque, 1815

Género *Anisancylus* Pilsbry, 1924

Anisancylus obliquus (Broderip & Sowerby, 1832)

Superorden Pylopulmonata

Familia Glacidordibae Ponder, 1986

Género *Patagonorbis* Rumi y Gutiérrez Gregoric, 2015

Clase Bivalvia

Subclase Autobranchia Grobben, 1894

Orden Sphaeriida Lemer, Bieler & Giribet, 2019

Familia Sphaeriidae

Género *Pisidium* C. Pfeiffer, 1821

Pisidium magellanicum (Dall, 1908)

Pisidium patagonicum Pilsbry, 1911

Género *Musculium* Link, 1807

Musculium patagonicum Pilsbry, 1911

Clase Gastropoda

Familia Tateidae

Los representantes de la familia Tateidae son caracoles pequeños operculados, de no más de 10 mm de largo que se distribuyen naturalmente en Oceanía y en América del Sur. Presentan una concha relativamente gruesa, de forma ovalada a cónica, con costillas axiales finas y sutura profunda. Su pequeño tamaño, la variabilidad morfológica interespecífica de las conchas y la convergencia de caracteres externos hacen que la delimitación de las especies sea compleja (Collado *et al.*, 2016, 2019a, 2019b).

En la tabla 2. I se resumen los registros de la familia Tateidae para la Patagonia extrandina de la provincia de Santa Cruz. De los 37 registros analizados, 32 son registros nuevos, de los cuales 18 corresponden a registros colectados durante el presente trabajo de tesis doctoral y 14 corresponden a registros facilitados por la Agencia de Extensión Rural San Julián (INTA AER SJ), extendiendo el rango de distribución del grupo para la provincia (Figura 2. 7). Del total de localidades de colecta, el 72% (23) se ubican dentro de las cuencas pertenecientes a la Patagonia extrandina oriental, el 12,5% (4) en la Patagonia extrandina occidental y el 15,5% en la Patagonia extrandina austral (Figura 2. 8).

Tabla 2. I. Registros de la familia Tateidae para la provincia de Santa Cruz. ANSP (Academia de Ciencias Naturales de Filadelfia *Academy of Natural Sciences of Philadelphia*), INTA AER SJ (Agencia de Extensión Rural San Julián, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria), MLP (Museo de La Plata), UASJ (Unidad Académica San Julián).

Especie	Localidad	Latitud	Longitud	Año de colecta	Museo/Institución	Nº Catálogo
" <i>Heleobia</i> " <i>hatcheri</i>	Nacimiento	-46,56	-70,64	1948	MLP	9103
" <i>Heleobia</i> " <i>hatcheri</i>	Bajo Caracoles	-47,44	-70,98	2000	MLP	6953-2
" <i>Heleobia</i> " <i>hatcheri</i>	Cañadón de las Vacas	-50,54	-69,23	2000	MLP	6725-2
" <i>Heleobia</i> " <i>hatcheri</i>	Paso Pluma	-46,71	-69,64	1936	MLP	9171
" <i>Heleobia</i> " <i>hatcheri</i>	Río Deseado	-46,54	-70,20	1973	MLP	4424
" <i>Heleobia</i> " <i>hatcheri</i>	Río Chico, 35 millas Cerro oveja	-48,41	-70,54	1899	ANSP	88771*
" <i>Heleobia</i> " <i>hatcheri</i>	Río Chico y Ruta 3	-49,78	-68,64	2016	UASJ	-
" <i>Heleobia</i> " <i>hatcheri</i>	Laguna Azul Arroyo	-52,08	-69,58	2016	UASJ	-
" <i>Heleobia</i> " <i>hatcheri</i>	Guillermo, Ruta 40 al Oeste	-51,30	-72,19	2015	UASJ	-
" <i>Heleobia</i> " <i>hatcheri</i>	Ea. La Josefina. Manantial	-48,79	-68,46	2010	INTA AER SJ	-
" <i>Heleobia</i> " <i>hatcheri</i>	Ea. La Margarita. Manantial	-49,56	-69,47	2010	INTA AER SJ	-
" <i>Heleobia</i> " <i>hatcheri</i>	Ea. Alta Vista. Manantial	-48,66	-70,27	2010	INTA AER SJ	-

<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Ea. Cañadón Molinari. Manantial	-48,93	-70,68	2010	INTA AER SJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Ea. La Angostura. Manantial	-48,64	-70,64	2010	INTA AER SJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Ea. Pali Aike. Manantial	-51,98	-69,75	2010	INTA AER SJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Ea. Lago strobel	-48,43	-71,32	2010	INTA AER SJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Ea. Cañadón 11 septiembre	-48,65	-67,38	2010	INTA AER SJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Ea. Anita. Manantial	-48,35	-67,82	2010	INTA AER SJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Ea. La Navarra/pto caminos	-48,72	-67,68	2010	INTA AER SJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Ea. La Aragonesa. Manantial	-48,08	-69,76	2010	INTA AER SJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Ea. Bella Vista. Manantial	-51,64	-70,6	2010	INTA AER SJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Ea. Glen Cross. Manantial	-51,9	-71,6	2010	INTA AER SJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Ea. Cerro Ventana. Manantial	-49	-70,26	2010	INTA AER SJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Río Chico. Est. 5	-48,91	-70,16	2017	UASJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Río Chico. Est. 3	-48,76	-70,23	2017	UASJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Río Santa Cruz. Est. 2	-50,17	-69,94	2011	UASJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Río Santa Cruz. Est. 4	-49,99	-68,69	2011	UASJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Río Fenix chico	-46,58	-70,96	2020	UASJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Manantial. Río Fenix chico	-46,58	-70,95	2019	UASJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Río Pinturas y Ruta 40	-47,07	-70,83	2019	UASJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Río Chico, est. 5	-48,91	-70,16	2017	UASJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Ea. La lucha. Manantial	-48,74	-68,01	2019	UASJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Ea. La Josefina. Manantial	-48,79	-68,46	2016	UASJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Ea. Margary. Manantial	-48,66	-68,35	2018	UASJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Ea. Mulak Aike. Manantial	-48,8	-68,4	2018	UASJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Río Gallegos. Toma de agua SPSE	-51,67	-69,65	2016	UASJ	-
<i>"Heleobia" hatcheri</i>	Río Santa Cruz. Est.3	-50,01	-68,99	2011	UASJ	-

*Material tipo

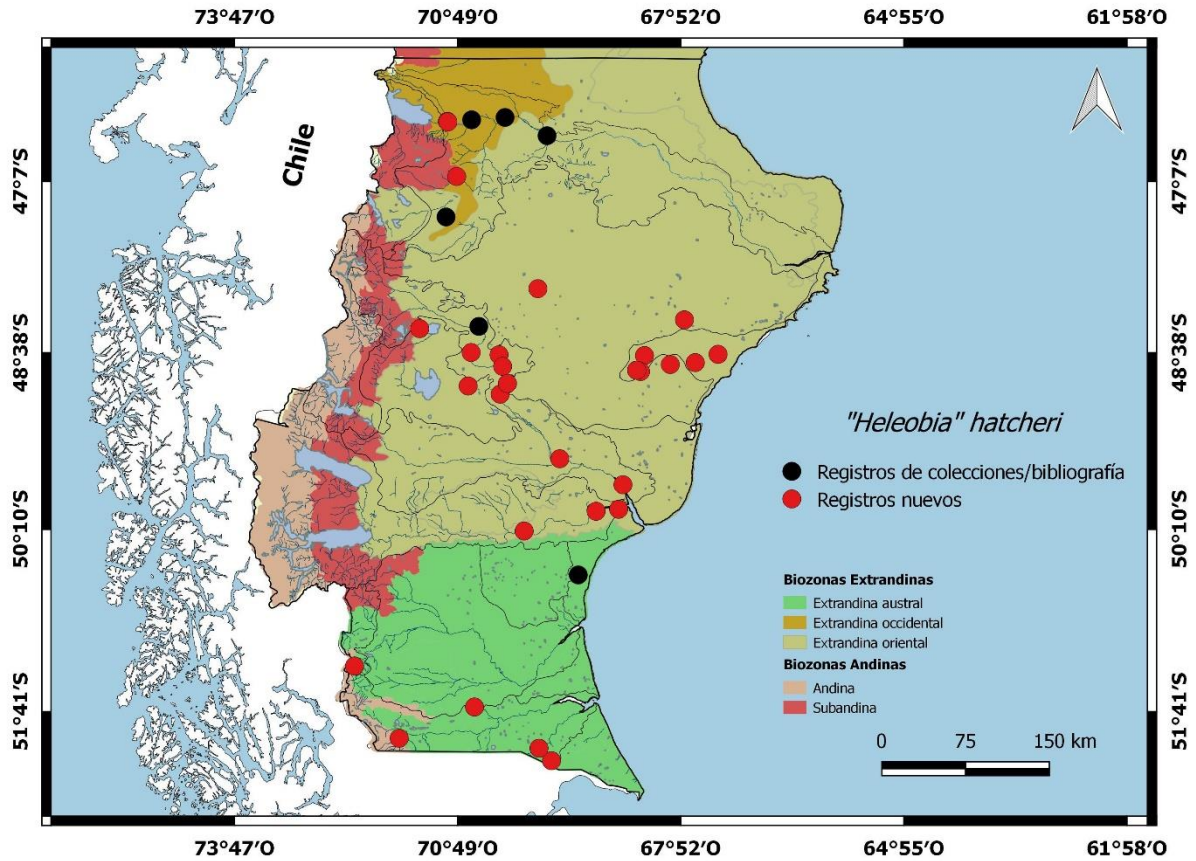


Figura 2. 7. Registros de "*Heleobia*" *hatcheri* en Santa Cruz. Los registros nuevos corresponden a colectas realizadas durante el presente trabajo de tesis doctoral.

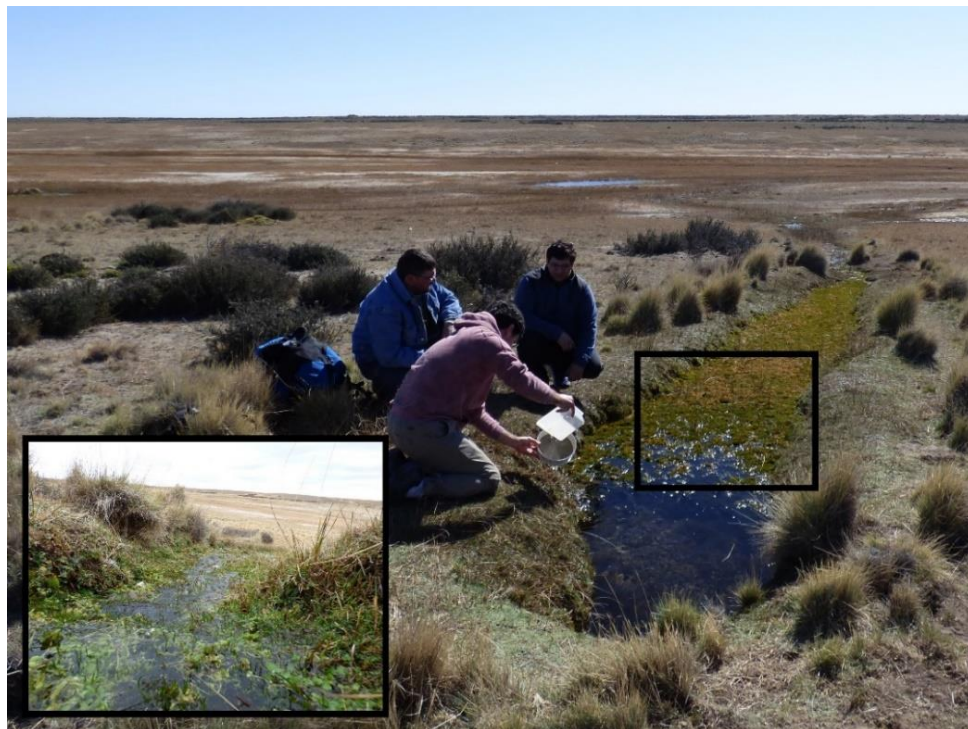


Figura 2. 8. Manantial de la Ea. La Josefina (48°47'27"S, 68°27'21"O), Patagonia extrandina occidental. Muestreo en ambiente de gran abundancia de la familia Tateidae. Fecha del muestreo 09/05/2018. (Fotografías: Carla Moscardi).

“Heleobia” hatcheri (Pilsbry, 1911)

Concha pequeña, imperforada (aunque levemente marginada), más bien sólida, castaño oliváceo, lisa, de forma oval o algo pupiforme (Figuras 2. 8, 2. 9 y 2. 10). La longitud total es casi el doble del diámetro. La longitud del último anfracto varía entre tres cuartos y dos tercios de la longitud total. El ángulo espiral tiene una amplia variación de entre 40 y 60°. Los contornos de la espira son convexos, ápice pequeño, levemente obtuso, aunque no deprimido. Cuatro vueltas convexas; la última vuelta es redondeada y se expande hacia la abertura a la altura del ángulo superior, desde el cual desciende suavemente. La abertura es subvertical, oval simétrica y estrecha. Peristoma continuo de fuerte color castaño rojizo, casi negro en el borde. El margen externo es espesado y obtuso, formando un borde levantado contra la vuelta precedente, de la cual está levemente separado por encima y detrás (Gaillard & Castellanos, 1976; Koch *et al.*, 2015).

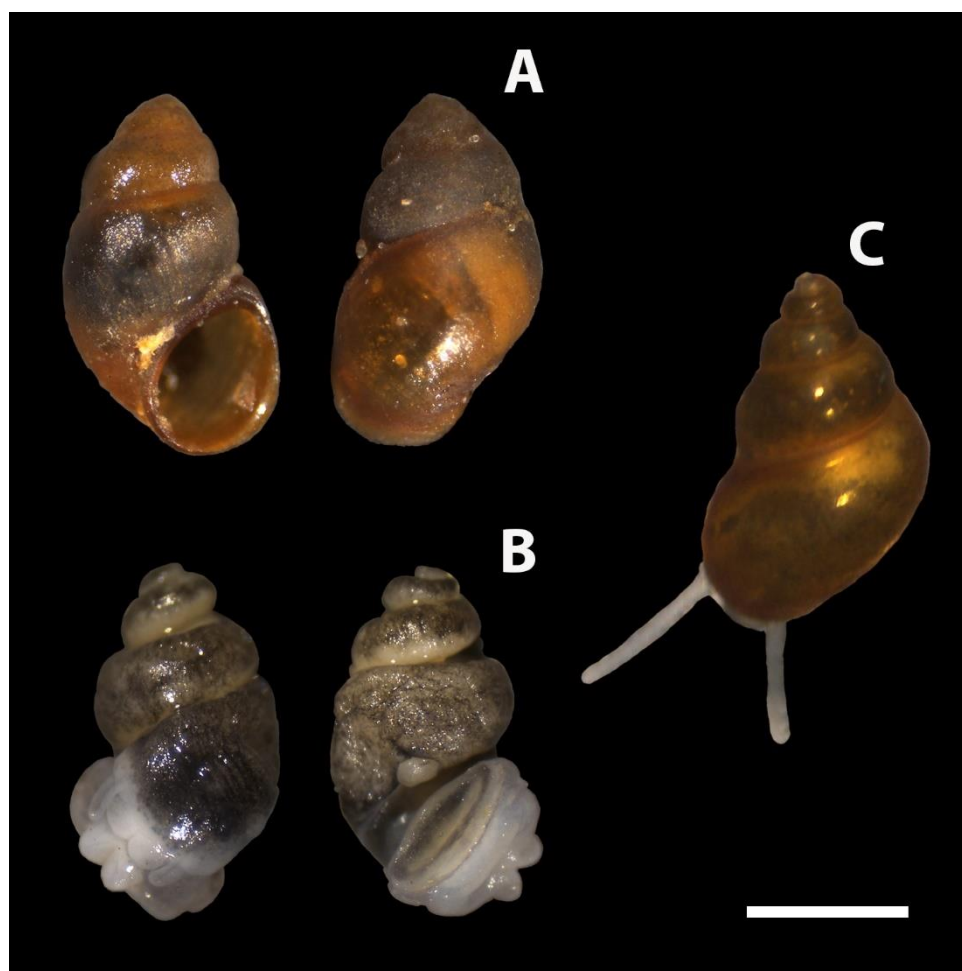


Figura 2. 8. *“Heleobia” hatcheri*. (A) Vista ventral y dorsal de las conchas. (B) Vista dorsal y ventral de partes blandas. (C) Ejemplar vivo. Manatíal de Ea. Mulakaíke. Escala 1 mm. (Fotografías: Santiago Torres).

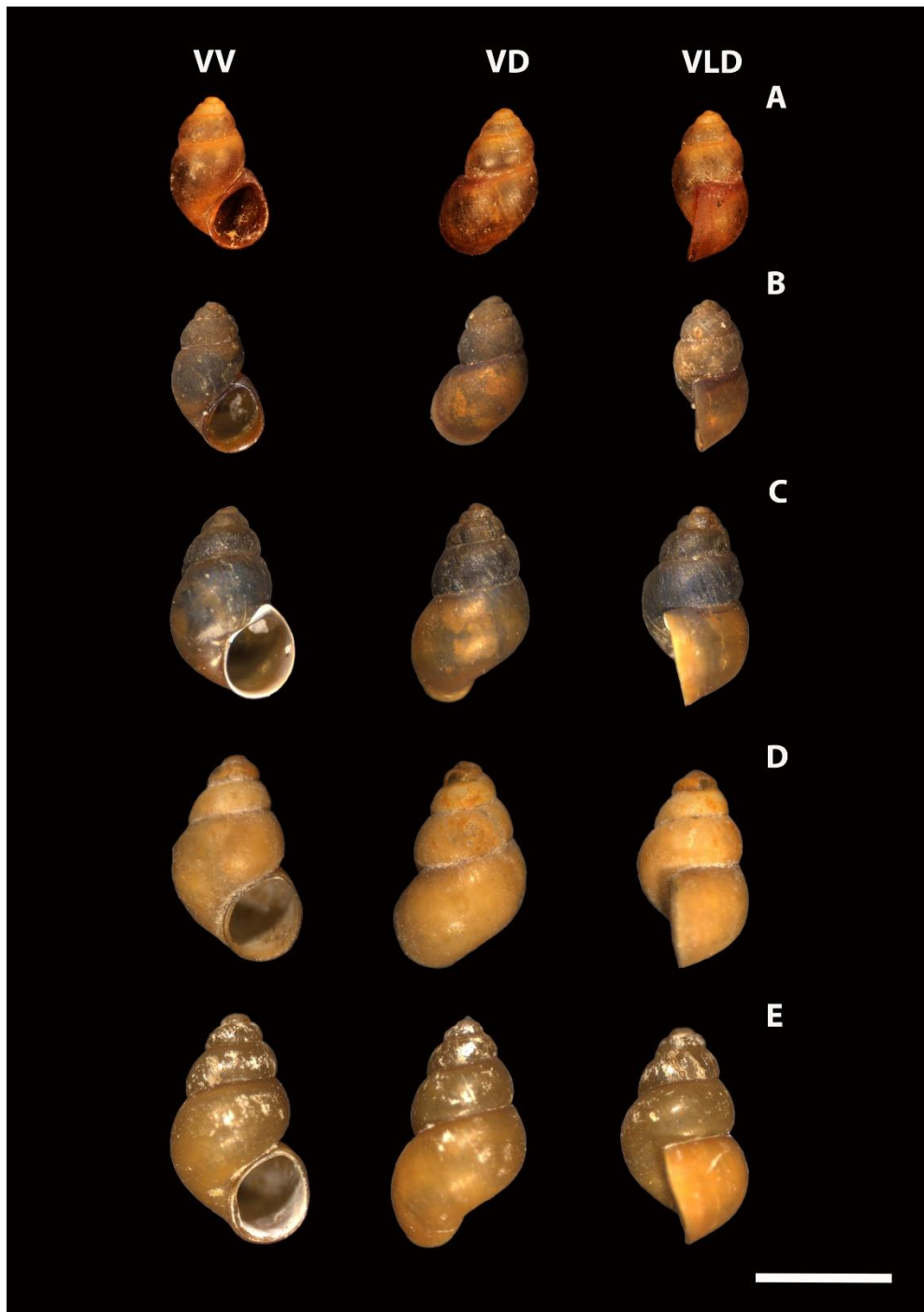


Figura 2. 9. Diversidad morfológica de “*Heleobia*” *hatcheri*. (A) Material tipo ANSP 88771. (B) Manantial Ea. La Josefina. (C) Manantial Ea. Mulakaike. (D) río Chico, Gobernador Gregores. (E) río Fénix chico. VV: vista ventral, VD: vista dorsal, VLD: vista lateral derecha. Escala 2 mm. Fotografías: (A) Academia de Ciencias Naturales de Filadelfia (ANSP), (B-E) Santiago Torres.



Figura 2. 10. Desarrollo de la concha de “*Heleobia*” *hatcheri*. (A) vista ventral. (B) vista Dorsal. Manantial Ea. La Josefina. Escala 1 mm. (Fotografías: Santiago Torres).

Comentarios

En las revisiones sistemáticas y de riqueza de especies de moluscos dulceacuícolas de la Argentina (Rumi *et al.*, 2006, 2008) se hace referencia a *Heleobia sublineata* (Pilsbry, 1911). Esta especie no fue registrada desde su descripción original, lo que hace suponer que se trata de una variación morfológica de “*Heleobia*” *hatcheri*, descrita a partir de la misma expedición realizada por Pilsbry en la provincia de Santa Cruz.

Existen controversias acerca de la posición sistemática y nomenclatural de “*Heleobia*” *hatcheri*. Sobre la base del estudio de la genitalia masculina, Cazzaniga (1981) realizó un cambio en la nomenclatura de las especies patagónicas, tradicionalmente agrupadas dentro del grupo “*hatcheri*” definido por Gaillard & Castellanos (1976). El autor propuso el nuevo género *Strobiliella* (Cazzaniga 1981) para *Heleobia hatcheri* y *H. simplex*, cambio que fue desestimado por Hershler y Thompson (1992), argumentando que se basaba en especímenes gerontológicos que tenían penes degenerados. Sin embargo, dicha argumentación fue refutada por Martín (2002) quién comprobó que la estructura descrita por Cazzaniga (1981) no se trataba de un pene degradado como argumentaron Hershler y Thompson (1992), sino una “papila nucal” presente en las hembras, único sexo encontrado en varios estudios de “*Heleobia*” *hatcheri* (Martín, 2002; Ciocco, 2011).

A partir de análisis moleculares de secuencias mitocondriales COI, Koch *et al.* (2015) aportaron los primeros datos moleculares del género *Heleobia* para las regiones del desierto de los Andes centrales y la Patagonia. Los estudios realizados por Koch *et al.* (2015) ubica a “*Heleobia*” *hatcheri* por fuera de la familia Cochliopidae e inmersa entre otras especies del género *Potamolithus*, por lo que actualmente se considera al grupo “*hatcheri*” como parte de la familia Tateidae (Collado *et al.*, 2019a; de Lucía *et al.*, 2021). Frente a la evidencia aportada por Koch *et al.* (2015), Cazzaniga (2017) hace un nuevo cambio nomenclatural sobre el grupo “*hatcheri*”, asignándole el género *Strobelitatea* gen. nov. como reemplazo del ya mencionado *Strobeliella* Cazzaniga, 1981. Sin embargo, la validez de dicho género se ha puesto en duda por diversos autores, ya que, de ser válido, el género *Potamolithus* no sería monofilético (Collado *et al.*, 2019a; Ponder, 2019; de Lucía *et al.*, 2021). Por lo expuesto anteriormente y, siguiendo los últimos trabajos realizados por los especialistas del grupo en la región, durante el presente trabajo de tesis doctoral se la nombrará “*Heleobia*” *hatcheri*, posicionando a la especie dentro de la familia Tateidae (de Lucía & Gutiérrez Gregoric, 2017; Collado *et al.*, 2019a, b; de Lucía *et al.*, 2021).

Familia Chiliniidae

La familia Chiliniidae es endémica del sur de América del Sur, se distribuye desde el Trópico de Capricornio hasta Cabo de Hornos e Islas Malvinas, siendo la región patagónica de Argentina y Chile donde se encuentra la mayor diversidad específica (Gutiérrez Gregoric, 2008; Rumi *et al.*, 2008). El género *Chilina* se encuentra ampliamente distribuido en los cuerpos de agua dulce de Santa Cruz, registrándose, hasta el momento, en 12 cuencas superficiales de la provincia. En la tabla 2. II se resumen los registros de la familia Chiliniidae analizados; del total de 82 registros, 27 corresponden a nuevas colectas y 54 a registros de colecciones malacológicas. Es abundante en los grandes lagos del oeste de la provincia de Santa Cruz, como el Lago Buenos Aires y el lago Argentino. En los ríos, como el río Santa Cruz y el río Chico, son un componente importante del macrobentos. Además, son particularmente abundantes en ambientes de humedales como manantiales y mallines de la provincia (Figuras 2. 11 y 2. 12).



Figura 2. 11. Colecta de ejemplares del género *Chilina* en distintos cuerpos de agua. (A) Nacientes río Fénix chico, fondo rocoso. (B) Manantial Ea. La Josefina, fondo rocoso con vegetación acuática. (C) Lago Cardiel. (D) río Chico. Flechas rojas: ejemplares del género *Chilina*. (Fotografías: Santiago Torres).

Tabla 2. II. Registros de la familia Chiliniidae para la provincia de Santa Cruz. ANSP (Academia de Ciencias Naturales de Filadelfia Academy of Natural Sciences of Philadelphia), INTA AER SJ (Agencia de Extensión Rural San Julián, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria), MACN (Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”), MLP (Museo de La Plata), MNHN (Museo Nacional de Historia Natural Muséum national d’Histoire naturelle, París, Francia), UASJ (Unidad Académica San Julián).

Especie	Localidad	Latitud	Longitud	Año de colecta	Museo/ Institución	N° Catálogo
<i>Chilina fulgurata</i>	Arroyo Eke, norte del Río Belgrano	-47,13	-70,91	1899	ANSP	99926
<i>Chilina fulgurata</i>	Arroyo El Pluma	-46,40	-70,07	1961	MLP	4104
<i>Chilina fulgurata</i>	Bahía Sanguinetti, Golfo San Jorge	-47,83	-66,10	-	MACN	18444
<i>Chilina fulgurata</i>	Casa de Piedra, Destacamento	-47,24	-71,95	-	MLP	8250
<i>Chilina fulgurata</i>	Colonia Tellier	-47,64	-66,03	1962	MLP	4103
<i>Chilina fulgurata</i>	Lago Chacabuco	-49,01	-72,24	1898	MLP	2904
<i>Chilina fulgurata</i>	Arroyo Telken sobre ruta 40	-46,81	-70,80	1997	MLP	5396
<i>Chilina fulgurata</i>	Lago Posadas	-47,51	-71,80	1929	MLP	2262
<i>Chilina fulgurata</i>	Río Belgrano, boca del mismo	-48,26	-71,21	1899	ANSP	99924
<i>Chilina fulgurata</i>	Río Chico. 20 millas debajo de Sierra Ventana	-49,15	-70,11	1899	ANSP	88686
<i>Chilina fulgurata</i>	Río Chico 25 millas debajo de Sierra Ventana	-49,12	-70,09	1899	ANSP	88686
<i>Chilina fulgurata</i>	Río Chico cerca de Sierra Ventana	-48,85	-70,16	1899	ANSP	88711
<i>Chilina fulgurata</i>	Río Chico cerca de Sierra Ventana	-48,85	-70,16	1899	ANSP	88686

<i>Chilina fulgurata</i>	Río Chico, 15 millas arriba de Sierra Oveja	-48,72	-70,60	1899	ANSP	88661
<i>Chilina fulgurata</i>	Río Chico, 15 millas arriba de Sierra Oveja	-48,72	-70,60	1899	ANSP	88711
<i>Chilina fulgurata</i>	Río Chico, 25 millas arriba de Sierra Oveja	-48,59	-70,64	1899	ANSP	88661
<i>Chilina fulgurata</i>	Río Chico, 25 millas arriba de Sierra Oveja	-48,59	-70,64	1899	ANSP	88711
<i>Chilina fulgurata</i>	Río Chico, 30 millas arriba de Sierra Oveja	-48,55	-70,52	1899	ANSP	88661
<i>Chilina fulgurata</i>	Río Chico, 30 millas arriba de Sierra Oveja	-48,55	-70,52	1899	ANSP	99926
<i>Chilina fulgurata</i>	Río Chico, 5 millas arriba de Sierra Oveja	-48,75	-70,50	1899	ANSP	88662
<i>Chilina fulgurata</i>	Río Chico, 5 millas arriba de Sierra Oveja	-48,75	-70,50	1899	ANSP	88662
<i>Chilina fulgurata</i>	Río Chico, 50 millas al norte del Río Chico	-48,37	-70,75	1899	ANSP	99924
<i>Chilina fulgurata</i>	Río Chico, 7 millas arriba de Sierra Oveja	-48,75	-70,50	1899	ANSP	88661
<i>Chilina fulgurata</i>	Río Fénix, lago Buenos Aires	-46,58	-70,98	-	MACN	17847
<i>Chilina fulgurata</i>	Ea. La Aragonosa	-48,08	-69,76	2010	INTA AER SJ	-
<i>Chilina fulgurata</i>	Ea. La Navarro	-48,72	-67,68	2010	INTA AER SJ	-
<i>Chilina fulgurata</i>	Ea. Margary	-48,66	-68,35	2015	UASJ	-
<i>Chilina fulgurata</i>	Río Ecker. Ruta 40	-47,12	-70,89	2020	UASJ	-
<i>Chilina patagonica</i>	Arroyo Guillermo, Control	-51,26	-72,21	2015	UASJ	-
<i>Chilina patagonica</i>	Ea. La Josefina	-48,79	-68,46	2016	UASJ	-
<i>Chilina patagonica</i>	Ea. Mulak Aike. Manantial	-48,80	-68,40	2019	UASJ	-
<i>Chilina patagonica</i>	Lago Cardiel	-48,81	-71,21	2017	UASJ	-
<i>Chilina patagonica</i>	Lago Cardiel, Manantial	-48,80	-71,21	2017	UASJ	-
<i>Chilina patagonica</i>	Manantial. Río Fenix chico	-46,58	-70,95	2019	UASJ	-
<i>Chilina patagonica</i>	Río Chico. Est. 4	-48,76	-70,21	2017	UASJ	-
<i>Chilina patagonica</i>	Río Gallegos	-51,69	-69,66	-	MLP	2908
<i>Chilina patagonica</i>	Río Gallegos	-51,69	-69,66	-	MLP	2905
<i>Chilina patagonica</i>	Río Gallegos	-51,69	-69,66	-	MLP	2903
<i>Chilina patagonica</i>	Río Ecker. Ruta 40	-47,12	-70,89	2020	UASJ	-
<i>Chilina patagonica</i>	Santa Cruz, posiblemente río Santa Cruz	-50,01	-68,98	1884	MHNNH	2000-23105
<i>Chilina patagonica</i>	Ea. La Angostura Piedrabuena, Río Santa Cruz	-48,64	-70,64	2010	INTA AER SJ	-
<i>Chilina perrieri</i>	Río Chico, 25 debajo de Sierra Ventana	-49,77	-68,66	1948	MLP	-
<i>Chilina perrieri</i>	Río Chico. Est. 1	-49,12	-70,09	1899	ANSP	88687
<i>Chilina perrieri</i>	Río Chico. Est. 5	-48,75	-70,32	2017	UASJ	-
<i>Chilina perrieri</i>	Río Chico. Est. 5	-48,91	-70,16	2017	UASJ	-
<i>Chilina perrieri</i>	Río Chico. Puente Ruta Nacional 3	-49,78	-68,64	2017	UASJ	-
<i>Chilina perrieri</i>	Río Gallegos, Pescazaike	-51,63	-69,62	2016	UASJ	-
<i>Chilina perrieri</i>	Río Gallegos. Toma de agua SPSE	-51,66	-69,64	2016	UASJ	-
<i>Chilina perrieri</i>	Río Santa Cruz, camping municipal	-50,01	-68,99	2011	UASJ	-
<i>Chilina perrieri</i>	Río Santa Cruz, Puente Piedra Buena	-50,00	-68,93	2016	UASJ	-
<i>Chilina perrieri</i>	Río Santa Cruz. Isla Pavón	-50,00	-68,94	2016	UASJ	-
<i>Chilina perrieri</i>	Santa Cruz, posiblemente río Santa Cruz	-50,01	-68,98	1884	MHNNH	2000-23107

<i>Chilina perrieri</i>	Ea. La Margarita	-49,54	-69,44	2010	INTA AER SJ	-
<i>Chilina perrieri</i>	Cañadón 10 de Septiembre	-48,65	-67,38	2010	INTA AER SJ	-
<i>Chilina perrieri</i>	Ea. Vella Vista	-51,64	-70,60	2010	INTA AER SJ	-
<i>Chilina perrieri</i>	Glen Cros	-51,90	-71,60	2010	INTA AER SJ	-
<i>Chilina strebeli</i>	Monte Observación, 40 millas al S del río Santa Cruz	-50,37	-68,97	1899	ANSP	88734
<i>Chilina sp.</i>	Río Santa Cruz, salida del lago Argentino	-50,24	-71,97	1884	MHNH	-
<i>Chilina sp.</i>	Bahía Sanguinetti	-47,09	-66,21	-	MLP	4097
<i>Chilina sp.</i>	Bajo Caracoles	-47,44	-70,98	2000	MLP	6953-1
<i>Chilina sp.</i>	Bajo Caracoles, sobre chorrillo pozo surgente	-47,44	-70,98	1997	MLP	5395
<i>Chilina sp.</i>	Calafate, Lago Argentino	-50,31	-72,24	1953	MLP	8315
<i>Chilina sp.</i>	Calafate, Lago Argentino	-50,31	-72,24	1953	MLP	8314
<i>Chilina sp.</i>	Calafate, Lago Argentino	-50,31	-72,24	1949	MLP	8238
<i>Chilina sp.</i>	Ea. Cañadón de las Vacas	-50,54	-69,23	2000	MLP	6725-1
<i>Chilina sp.</i>	Casa de Piedra, Manantial	-47,24	-71,95	1948	MLP	8290
<i>Chilina sp.</i>	Lago Chacabuco	-49,01	-72,24	1888	MLP	8317
<i>Chilina sp.</i>	Ea. La Constancia	-49,70	-68,76	2015	UASJ	-
<i>Chilina sp.</i>	El Calafate	-50,32	-72,26	1976	MACN	33138
<i>Chilina sp.</i>	Lago Buenos Aires	-46,55	-71,56	1948	MLP	8316
<i>Chilina sp.</i>	Lago Buenos Aires	-46,55	-71,56	-	MLP	769
<i>Chilina sp.</i>	Lago Ghio	-47,28	-71,52	-	MLP	9406
<i>Chilina sp.</i>	Lago Ghio	-47,28	-71,52	1948	MLP	8319
<i>Chilina sp.</i>	Lago Pueyrredon	-47,45	-71,88	1929	MLP	2254
<i>Chilina sp.</i>	Laguna Azul	-52,08	-69,58	2016	UASJ	-
<i>Chilina sp.</i>	Manantiales del Lago Buenos Aires	-46,74	-71,50	1948	MLP	8291
<i>Chilina sp.</i>	Manantiales, Lago Buenos Aires	-46,61	-71,19	1948	MACN	32852
<i>Chilina sp.</i>	Orilla del Lago Argentino, El Calafate	-50,32	-72,26	1976	MACN	33139
<i>Chilina sp.</i>	Piedrabuena, Paso del río Chico	-49,77	-68,66	1953	MLP	8294
<i>Chilina sp.</i>	Piedrabuena, río Santa Cruz	-49,77	-68,66	1948	MLP	8331
<i>Chilina sp.</i>	Río Senguer	-46,01	-69,50	-	MLP	2912

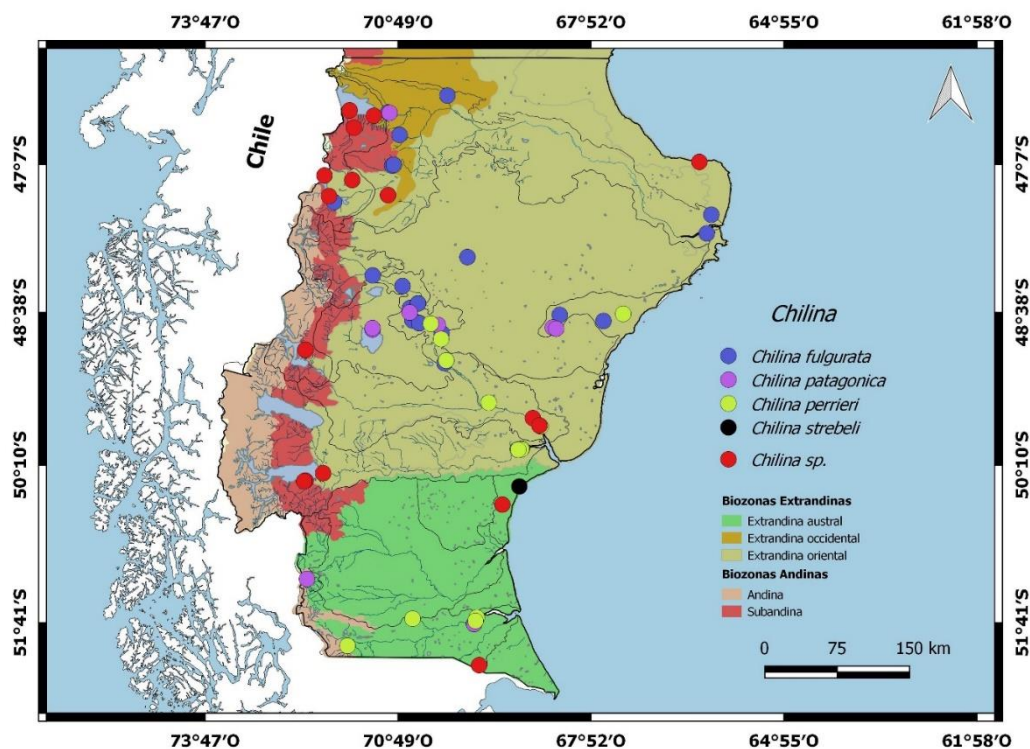


Figura 2. 12. Registros de presencia del género *Chilina* en la provincia de Santa Cruz.

Género *Chilina* Gray, 1828

Concha ovalada (oblonga a ventricular), con el último anfracto dilatado, espira erguida o inmersa, anfractos generalmente convexos (en algunos casos carenados o angulosos). Abertura oval con borde columelar y parietal calloso, con hasta dos pliegues oblicuos a modo de dientes (Figura 2. 13). Periostraco siempre presente, amarillo oliva con bandas longitudinales en zig-zag de color pardo oscuro. Rádula con numerosas hileras de dientes dispuestas en “V”, con un diente central y numerosos dientes laterales y marginales, ubicados hacia ambos lados del central y desplazados hacia atrás. Sistema nervioso formado por ganglios bien definidos, con comisura cerebral amplia; comisura pedal corta y comisura visceral. Es una de las escasas familias de pulmonados con sistema chiastoneuro, no homologable al de los prosobranquios (Castellanos & Gaillard 1981, Gutierrez Gregoric 2008, Gutiérrez Gregoric *et al.* 2014).

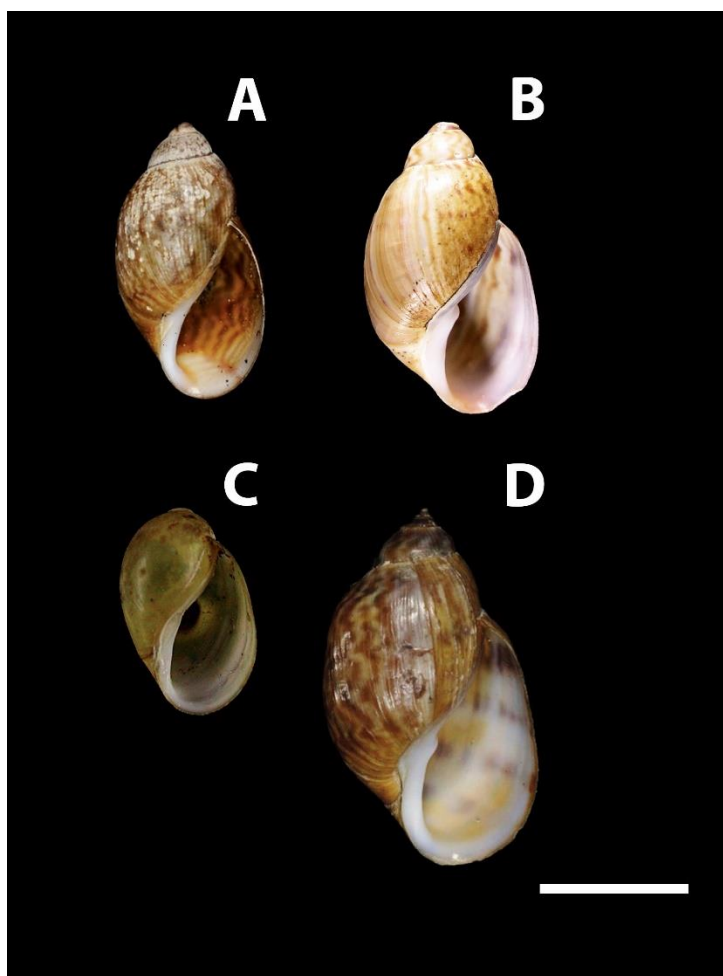


Figura 2. 13. Material de referencia de las especies del género *Chilina* con registros en Santa Cruz. A) *Chilina fulgurata*. B) *Chilina patagonica*. C) *Chilina perrieri*. D) *Chilina strebeli*. Modificado de Gutiérrez Gregoric (2020). Escala 10 mm.

Chilina fulgurata Pilsbry, 1911

Concha oval oblonga, sub-bulimoide, delgada, frágil, transparente, con líneas de crecimiento. Espira cónica, corta, de ápex agudo y cuminado en ejemplares jóvenes. Con cinco anfractos separados por sutura lisa y poco profunda. El último anfracto es de forma subcilíndrica y ocupa más de los dos tercios de la concha. Abertura oblonga, columela sinuosa, provista de pliegues, generalmente con un solo diente columelar. Periostraco variable, puede ser amarillo castaño uniforme o con cuatro bandas transversales de flámulas zigzagueantes castaño oscuro. Columela y callo blanco, ápex negrozco e interior violáceo (Figura 2. 14) (Castellanos & Gaillard, 1981).

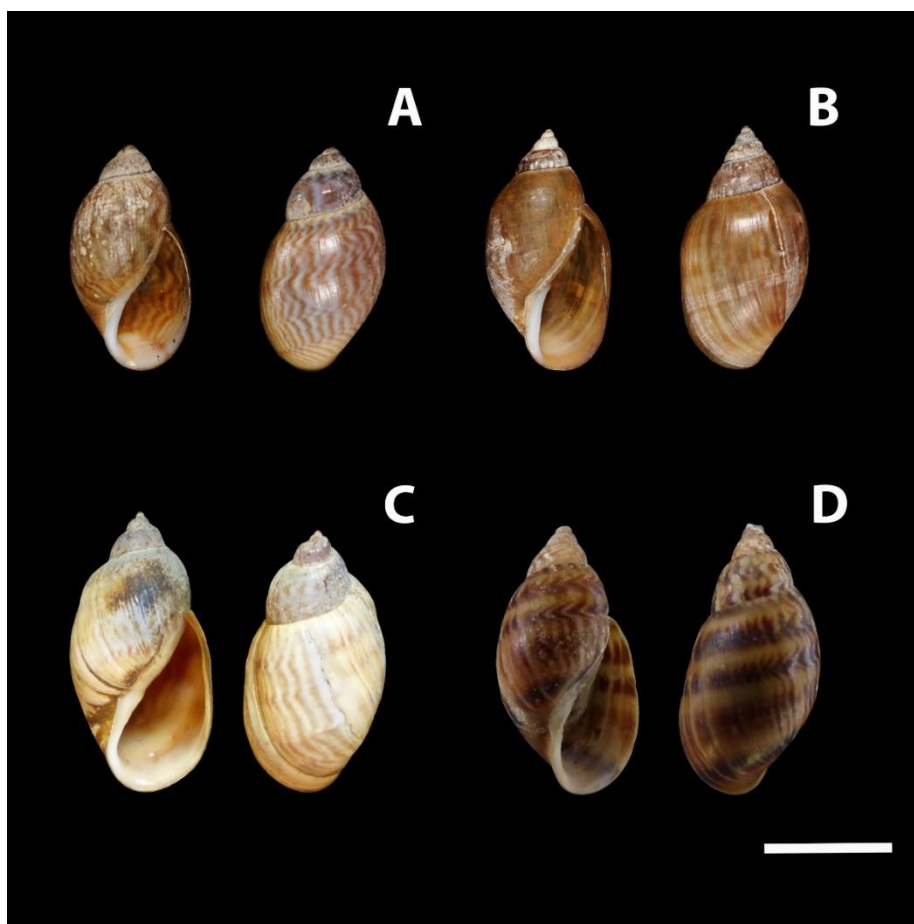


Figura 2. 14. *Chilina fulgurata*. (A) Fototipo ANSP 88661. B) ANSP 99926. C) MLP S/N. D) Lago Buenos Aires, Los Antiguos. Escala 10 mm. Fotografía: (A y B) Academia de Ciencias Naturales de Filadelfia, (C y D) Santiago Torres.

Chilina patagonica G. B. Sowerby II, 1874

Concha oval alargada, de espira mediana a corta, ápex obtuso. Con cinco anfractos abovedados. Último anfracto largo, de bordes subparalelos. Abertura dilatada ocupando más de la mitad de la concha. La columela con un diente grueso, a veces no muy prominente y con callo blanco. Epidermis amarillo oliváceo a negro violáceo, surcada a intervalos por estrías longitudinales de crecimiento, además de cuatro bandas transversas, a veces se presenta una quinta subsutural, de flámulas castañas. Por la abertura se observan las bandas castaño rojizo por transparencia. El borde de la abertura es blanco o blanco azulado (Figura 2. 15) (Castellanos & Gaillard, 1981).

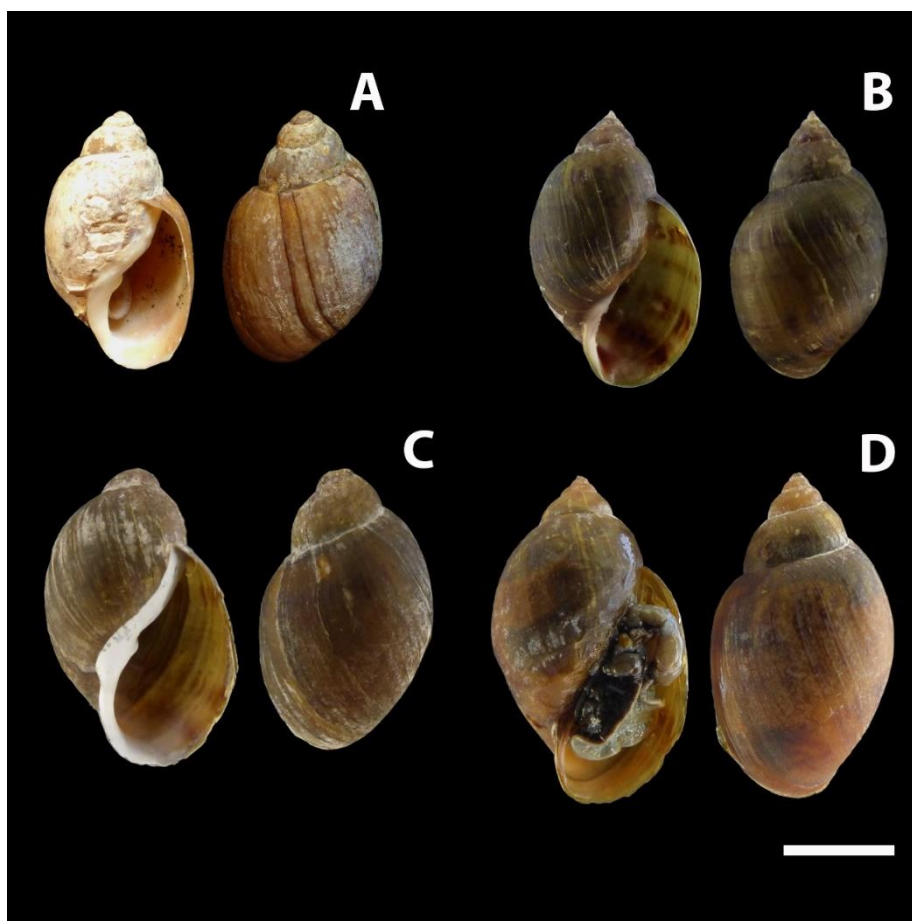


Figura 2. 15. *Chilina patagonica*. (A) MLP-Ma 2905. (B) Manantial Fenix chico. (C) río Chico, Gobernador Gregores. (D) Manantial Ea. La Constancia. (C-D) Colectados durante el trabajo de tesis doctoral. Escala 10 mm. Fotos: Santiago Torres.

Chilina perrieri Mabilie, 1884

Concha oval fluminoide, sólida, ornada de estriaciones finas y periostraco sin brillo, de color gris amarillento. Espira corta, ápex tronchado, con 3 a 4 anfractos poco convexos y separados por una sutura lineal. El último anfracto dilatado casi sobrepasando las 3/4 partes del largo total. Abertura oval, borde externo delgado, débilmente curvado. Columela espesa y arqueada unida al borde basal sin trazos de angulosidad y munida de un diente alargado oblicuo, poco pronunciado (Figura 2. 16) (Castellanos & Gaillard, 1981).

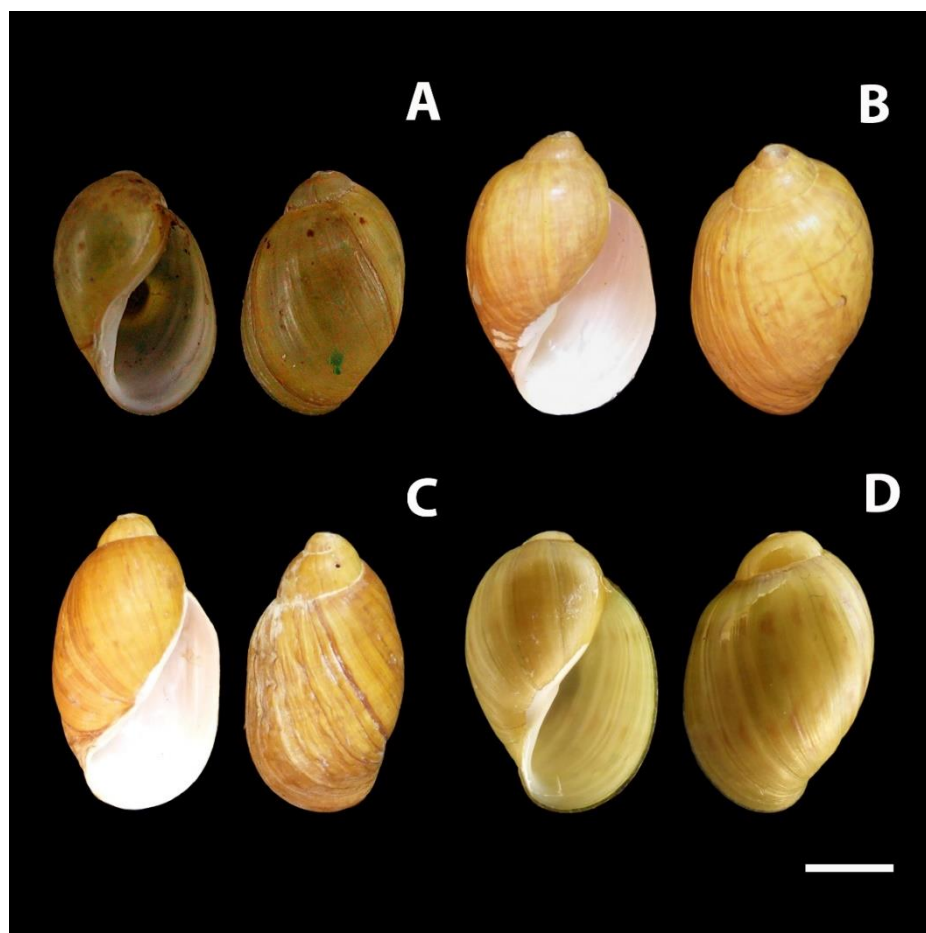


Figura 2. 16. *Chilina perrieri*. (A) MNHN-IM-2000-2317. (B) y (C) MLP-Ma-29408. (D) río Chico, Gobernador Gregores, colectados durante el trabajo de tesis doctoral. Escala 5 mm. Fotos B-D: Santiago Torres.

Chilina strebeli Pilsbry, 1911

Concha sub-bulinoide, espira corta, cónica y aguda. Escultura de estrías longitudinalmente irregulares y estriación espiral diminuta e indistinta. Anfractos en número de 5 1/2 a 6, convexos, de crecimiento regular. Último anfracto ensanchado en la parte media. Abertura vertical, con columela llevando un pliegue grueso y oblicuo y una leve saliencia parietal, a modo de segundo diente. Periostraco de color terroso hasta amarillo brillante en el último anfracto, con numerosas bandas zigzagueantes castaño púrpura. Pueden desaparecer las bandas en la zona media, dejando lugar a bandas de puntos. El ápex es de tonalidad azulada. Interior castaño (Figura 2. 17) (Castellanos & Gaillard, 1981).



Figura 2. 17. *Chilina strebeli* Material tipo (ANSP 88734). Escala 5 mm

Comentarios

A pesar de que la familia Chiliniidae presenta una diversidad específica de aproximadamente 50 especies, todas las especies descritas se engloban dentro del género *Chilina* Gray 1828 (Gutiérrez Gregoric 2008, 2019; Rumi *et al.* 2008). Esta familia es considerada una de las más basales dentro de los gasterópodos de agua dulce, siendo, posiblemente, uno de los primeros grupos en conquistar el medio acuático (Gutiérrez Gregoric 2008). Caracteres como la presencia de un sistema nervioso chistoneuro, tentáculos laminares horizontales, un neumostoma no contráctil y una división incompleta de los conductos masculinos y femeninos han hecho que se designe a esta familia como grupo basal en diferentes clasificaciones sistemáticas (Harry 1964; Gutiérrez Gregoric 2008, 2019).

Las descripciones de las diferentes especies de *Chilina* de la región patagónica han sido realizadas, casi exclusivamente, sobre la base de caracteres externos de la concha. Descripciones de la anatomía interna, la morfología de la rádula, características del sistema reproductivo y nervioso fueron realizadas, principalmente, para especies presentes en la cuenca del Plata a partir de los trabajos de Gutiérrez Gregoric (2008), dando inicio a la revisión de la familia, con redescpciones de caracteres externos de la concha, análisis de la rádula, descripciones de caracteres internos (sistemas reproductivo y nervioso) y los primeros datos moleculares del grupo (Gutiérrez Gregoric y Rumi 2008; Gutiérrez Gregoric, 2008, 2010; Ovando & Gutiérrez Gregoric, 2012; Gutiérrez Gregoric *et al.*, 2014; Gutiérrez Gregoric & de Lucía 2016).

Familia Lymnaeidae

La familia Lymnaeidae presenta una amplia distribución a nivel mundial, con registros en todos los continentes con excepción de la Antártida. Los registros de limneidos en América del Sur van desde Venezuela hasta la porción más austral en la Isla de Tierra del Fuego. Son caracoles de pequeño a mediano tamaño (hasta 20 mm de largo aproximadamente), con espira desarrollada y sin pliegues columelares. Presentan ocelos en la base de los tentáculos que son triangulares, aplanados y con base ancha. En la tabla 2. III se resumen los registros de la familia Lymnaeidae para la Patagonia extrandina de la provincia de Santa Cruz. De los 73 registros analizados, 35 corresponden a registros depositados en colecciones malacológicas (MACN y MLP), 15 corresponden a material facilitado por la Agencia de Extensión Rural de Puerto San Julián (INTA AER SJ), 3 registros corresponden a datos bibliográficos y 21 registros corresponden a material colectado durante el presente trabajo de tesis doctoral. Sobre la base de la consulta a especialistas y la comparación de caracteres diagnósticos con material de referencia de las colecciones consultadas, se identificaron dos especies pertenecientes a la familia Lymnaeidae: *Pectinidens diaphanus* y *Galba viator*. Del total de localidades de colecta, el 53% (39) se ubican dentro de las cuencas pertenecientes a la Patagonia extrandina oriental, el 3% (2) en la Patagonia extrandina occidental y el 24% (18) en la Patagonia extrandina austral. El 20% restante (15) corresponde a registros de la Patagonia Andina (Figura 2. 18).

Tabla 2. III. Registros de la familia Lymnaeidae para la provincia de Santa Cruz. ANSP (Academia de Ciencias Naturales de Filadelfia Academy of Natural Sciences of Philadelphia), INTA AER SJ (Agencia de Extensión Rural San Julián, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria), MACN Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”, MLP (Museo de La Plata), MNHN (Museo Nacional de Historia Natural Muséum national d’Histoire naturelle, París, Francia), UASJ (Unidad Académica San Julián).

Especie	Localidad	Latitud	Longitud	Año de colecta	Museo/ Institución	Nº Catálogo
<i>Galba viator</i>	Comandante Luis Piedra Buena (Mallines)	-49,98	-68,93	-	-	-
<i>Galba viator</i>	Ea. Margary	-48,66	-68,35	2008	INTA AER SJ	-
<i>Galba viator</i>	Gobernador Gregores (Mallines)	-48,76	-70,26	-	-	-
<i>Galba viator</i>	Arroyo del Oro	-51,43	-72,24	2015	UASJ	-
<i>Galba viator</i>	Arroyo Guillermo, Casco	-51,26	-72,22	2015	UASJ	-
<i>Galba viator</i>	Arroyo Guillermo, Control	-51,26	-72,21	2015	UASJ	-
<i>Galba viator</i>	Ea. Alta Vista	-48,66	-70,27	2008	INTA AER SJ	-
<i>Galba viator</i>	Ea. Anita	-48,35	-67,82	2008	INTA AER SJ	-
<i>Galba viator</i>	Ea. Bella Vista	-51,64	-70,60	2008	INTA AER SJ	-
<i>Galba viator</i>	Ea. Cañadón 11 septiembre	-48,65	-67,38	2008	INTA AER SJ	-
<i>Galba viator</i>	Ea. Cañadón Molinari	-48,93	-70,68	2008	INTA AER SJ	-
<i>Galba viator</i>	Ea. Cerro Ventana	-49,00	-70,26	2008	INTA AER SJ	-
<i>Galba viator</i>	Ea. Glen Cross	-51,90	-71,60	2008	INTA AER SJ	-
<i>Galba viator</i>	Ea. La Angostura	-48,64	-70,64	2008	INTA AER SJ	-

<i>Galba viator</i>	Ea. La Aragonesa	-48,08	-69,76	2008	INTA AER SJ	-
<i>Galba viator</i>	Ea. La Josefina	-48,79	-68,46	2008	INTA AER SJ	-
<i>Galba viator</i>	Ea. La Margarita	-49,56	-69,47	2008	INTA AER SJ	-
<i>Galba viator</i>	Ea. La navarra/pto. caminos	-48,72	-67,68	2008	INTA AER SJ	-
<i>Galba viator</i>	Ea. Lago strobels	-48,43	-71,32	2008	INTA AER SJ	-
<i>Galba viator</i>	Ea. Pali Aike	-51,98	-69,75	2008	INTA AER SJ	-
<i>Galba viator</i>	Río Los Antiguos. Charca	-46,54	-71,63	2020	UASJ	-
<i>Galba viator</i>	Arroyo Primavera. Río Turbio	-51,51	-72,26	2019	UASJ	-
<i>Galba viator</i>	Río Gallegos. Toma de agua SPSE	-51,69	-69,65	2016	UASJ	-
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Río Chico y Ruta 3	-49,78	-68,64	2016	UASJ	-
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Río Chico, proximidades de Cerro Oveja	-48,75	-70,33	-	-	-
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Río Santa Cruz. Est.3	-50,01	-68,99	2011	UASJ	-
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Cabo Buen Tiempo, Laguna Silva	-51,55	-69,03	1953	MLP	9236
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Fuentes del Coyle	-51,01	-71,45	1948	MLP	9284
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Lago Argentino	-50,19	-72,00	1953	MLP	9275
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Lago Argentino, Estancia Cristina	-49,97	-73,13	1953	MLP	9261
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Lago Argentino, Estancia Cristina	-49,97	-73,13	1953	MLP	9245
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Lago Argentino, Estancia Cristina	-49,97	-73,13	1953	MLP	9243
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Lago Argentino, Estancia Cristina	-49,97	-73,13	1953	MLP	9240
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Lago Belgrano	-47,81	-72,11	-	MLP	9245
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Lago Ghio	-47,28	-71,52	1948	MLP	9345
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Lago Ghio	-47,28	-71,52	-	MLP	11997
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Laguna Azul	-52,08	-69,58	2016	UASJ	-
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Río Santa Cruz, Charles Fuhr	-50,27	-71,88	2011	UASJ	-
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Río Santa Cruz, San Ramón	-50,19	-69,90	2011	UASJ	-
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Laguna Los Escarchados, 20 Km del río Bote	-50,40	-71,56	1953	MLP	9262
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Pali Aike, laguna de Estancia 3 de Enero	-51,88	-69,45	2004	MACN	36195
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Río Santa Cruz	-50,21	-70,92	-	MACN	3243
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Río Ecker. Ruta 40	-47,12	-70,89	2020	UASJ	-
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Río Ecker. Meseta lago Buenos Aires	-47,15	-71,22	2020	UASJ	-
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Lago Buenos Aires. Los Antiguos	-46,55	-71,60	2020	UASJ	-
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Río Santa Cruz. Est. 2	-50,17	-69,94	2011	UASJ	-
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Río Santa Cruz. Est. 4	-49,99	-68,69	2011	UASJ	-
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Río Chico. Est. 6	-48,91	-70,17	2017	UASJ	-

<i>Pectinidens diaphanus</i>	Río Chico. Est. 5	-48,91	-70,16	2017	UASJ	-
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Río Chico. Est. 3	-48,76	-70,23	2017	UASJ	-
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Río Chico. Est. 1	-48,75	-70,32	2017	UASJ	-
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Río Chico. Est. 2	-48,75	-70,30	2017	UASJ	-
<i>Pectinidens diaphanus</i>	Río Chico. Est. 4	-48,76	-70,21	2017	UASJ	-
Lymnaeidae	Calafate	-50,31	-72,24	1953	MLP	9285
Lymnaeidae	Calafate, Playa del Lago Argentino	-50,31	-72,24	1953	MLP	9271
Lymnaeidae	Camino de Calafate a río Gallegos	-50,86	-71,10	1936	MLP	9297
Lymnaeidae	Camino de Calafate a río Gallegos	-50,86	-71,10	1936	MLP	9273
Lymnaeidae	Corpen Aike, río Santa Cruz	-50,06	-69,08	1976	MLP	9310
Lymnaeidae	Departamento Lago Buenos Aires, Lago Ghio	-47,31	-71,46	1948	MLP	9277
Lymnaeidae	Esperanza, río Coyle	-51,03	-70,89	1948	MLP	9330
Lymnaeidae	Güer Aike, río Gallegos	-51,63	-69,62	-	MLP	2890
Lymnaeidae	Lago Argentino, Los Escarchados	-50,40	-71,56	1953	MLP	9259
Lymnaeidae	Lago Argentino, río Bote	-50,26	-71,73	1953	MLP	9325
Lymnaeidae	Las Horquetas, río Coyle	-51,41	-70,19	1953	MLP	9350
Lymnaeidae	Las Horquetas, río Coyle	-51,41	-70,19	1953	MLP	9342
Lymnaeidae	Las Horquetas, río Coyle	-51,41	-70,19	1953	MLP	9329
Lymnaeidae	Las Horquetas, río Coyle	-51,41	-70,19	1953	MLP	9324
Lymnaeidae	Le Marchand, Laguna Dulce	-50,74	-69,45	1953	MLP	9264
Lymnaeidae	Los Cerros	-49,50	-71,59	1948	MLP	9346
Lymnaeidae	Los Cerros	-49,50	-71,59	1948	MLP	9278
Lymnaeidae	Paso Pluma	-46,47	-70,04	-	MLP	9269
Lymnaeidae	Río Bote	-50,31	-71,72	1954	MLP	9302
Lymnaeidae	170-180 km al sur de Bajo Caracoles RN 25	-48,41	-70,52	2000	MLP	6954
Lymnaeidae	Tamel Aike	-48,33	-70,93	1948	MLP	9311

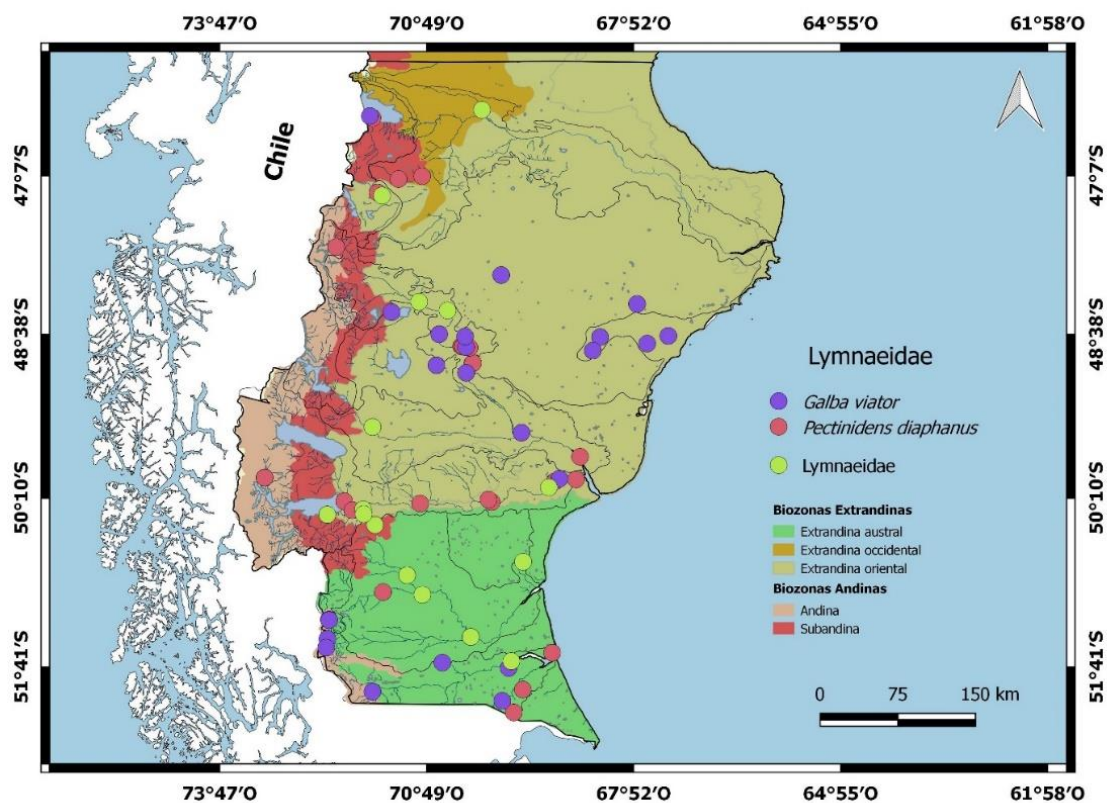


Figura 2. 18. Registros de la familia Lymnaeidae en la provincia de Santa Cruz.

Al ser en su mayoría anfibios, los caracoles de la familia Lymnaeidae pueden habitar en diferentes tipos de ambientes de agua dulce, tanto temporarios como permanentes, lóticos como lénticos (Figura 2. 19). La especie *Pectinidens diaphanus* se identificó en una gran variedad de cuerpos de agua, desde lagos oligotróficos, como el lago Buenos Aires, hasta ríos con impacto de origen antrópico como el río Chico. La especie *Galba viator* se registró asociada a ambientes acuáticos como zonas de humedales (mallines y manantiales) y ambientes temporarios como charcas con bajas concentraciones de oxígeno disuelto. Son particularmente abundantes en ambientes antropogénicos como canalizaciones y charcas de riego.

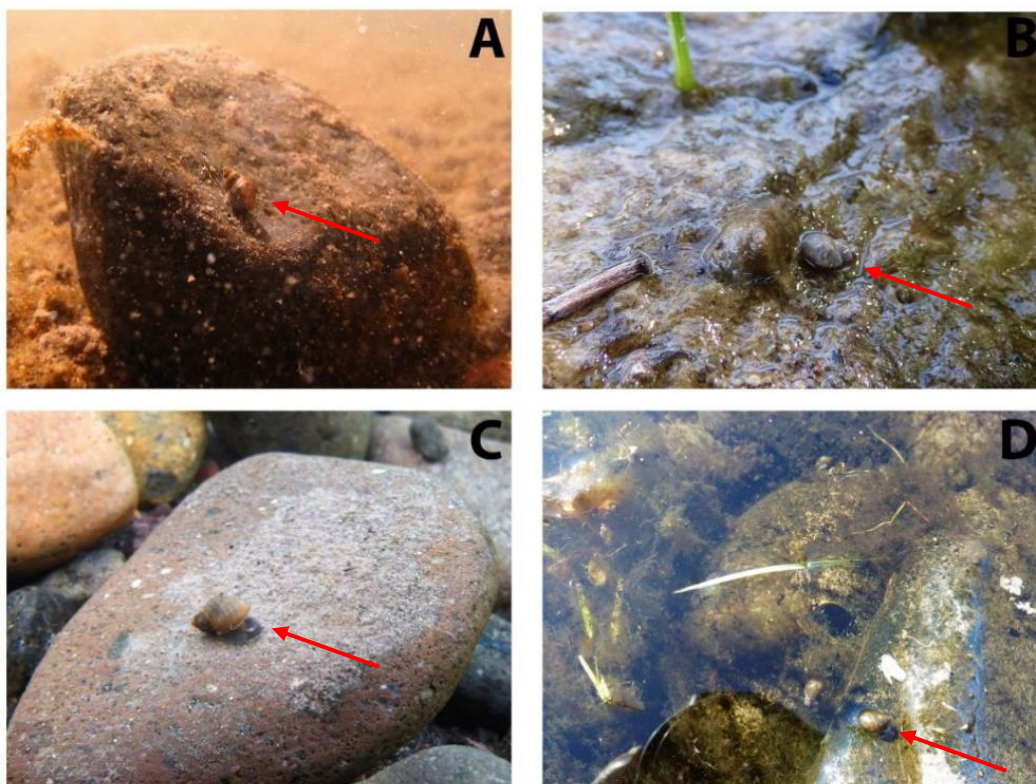


Figura 2. 19. Colecta de ejemplares de la familia Lymnaeidae en distintos cuerpos de agua. (A) río Los Antiguos. (B) río Fénix Grande. (C) Lago Buenos Aires. (D) Charca cercana al río Los Antiguos. Flechas rojas: ejemplares de la familia Lymnaeidae. (Fotografías: Santiago Torres).

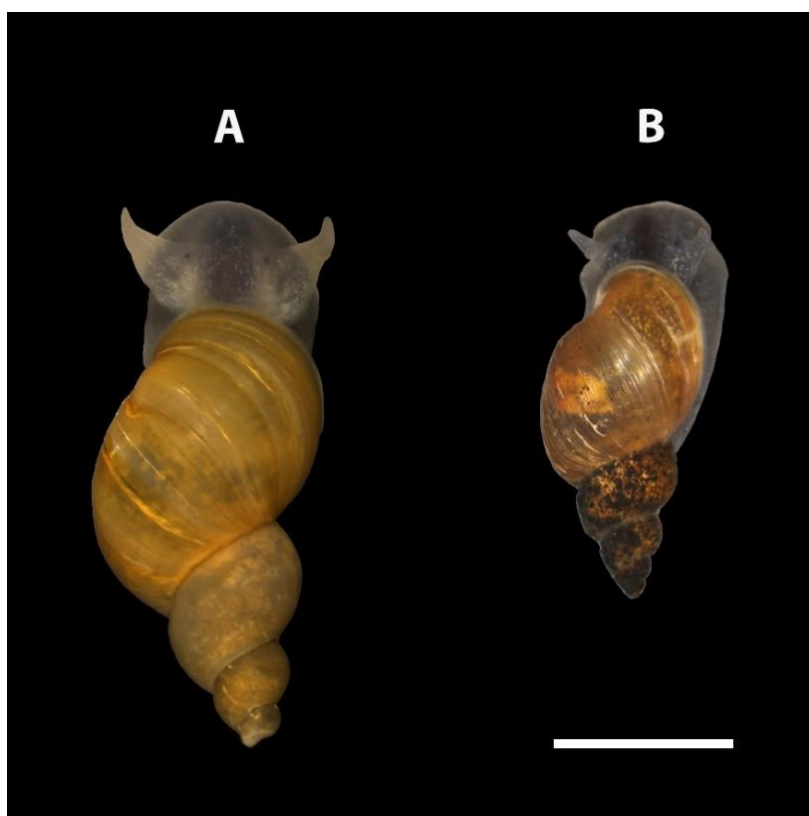


Figura 2. 20. Familia Lymnaeidae. (A) *Pectinidens diaphanus*, río Chico. (B) *Galba viator*. Escala: 5 mm. (Fotografías: Santiago Torres).

Galba viator (d'Orbigny, 1835)

Concha variable, en general pequeña y lisa, solo visible las estrías de crecimiento, compuesta por 4 o 5 anfractos convexos, a veces truncados, separados por una sutura muy profunda (Figura 2. 21). La abertura es oval, cuya longitud es más de la mitad del largo de la concha. Columela umbiculada, la cual puede quedar parcialmente cubierta por la última vuelta. Labio interno vertical. El borde columelar es ampliamente reflejado y sin pliegues ni sinuosidades (Castellanos & Landoni, 1981).

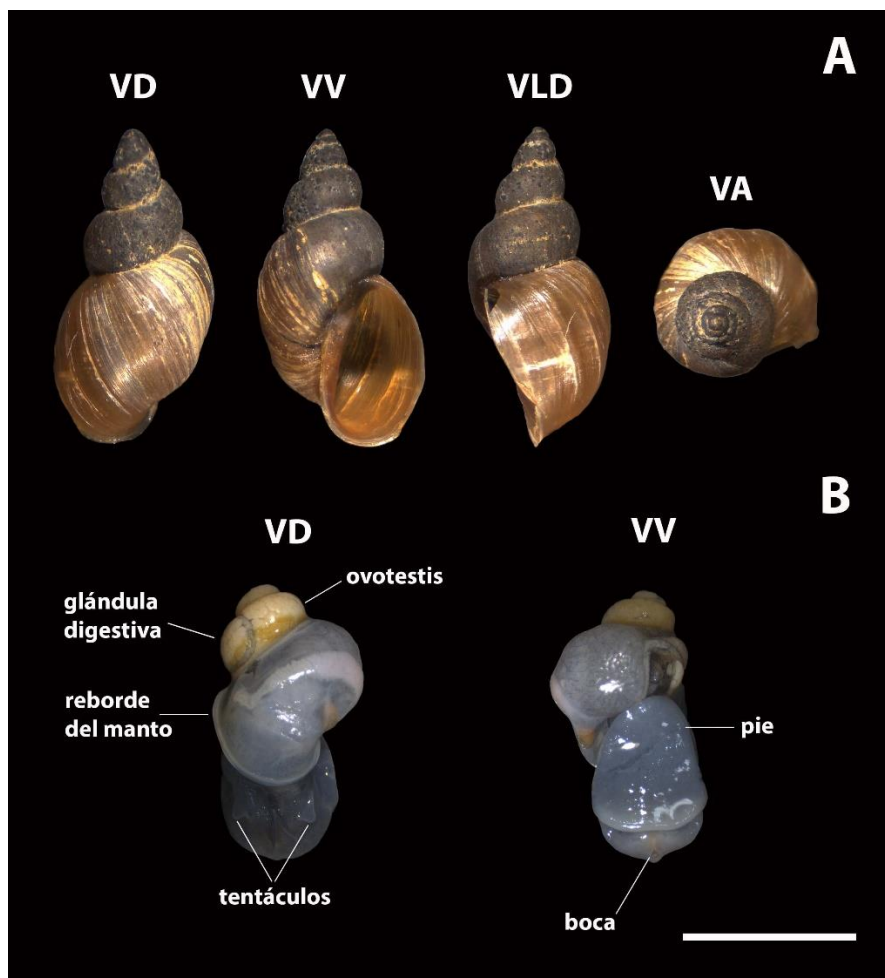


Figura 2. 21. Caracteres externos de *Galba viator*. (A) Caracteres externos de conchas. (B) Caracteres externos de partes blandas. VD: vista dorsal, VV: vista ventral, VLD: vista lateral derecha, VA: vista apical. Escala 5 mm. (Fotografías: Santiago Torres).

Pectinidens diaphanus (King, 1832)

Concha variable, de color castaño claro y lustrosa o, cuando el periostraco está desprendido, es rosada o blanquecina. La concha puede llegar a 17 mm de largo, constituida por 4 o 5 anfractos convexos o redondeados, de crecimiento rápido, lo cual da un ángulo espiral agudo. La última vuelta es redondeada y con escultura de líneas de crecimiento desiguales. La sutura es profunda (Figura 2. 22). La espira puede ser larga, delgada o acuminada o raramente corta con un ápex obtuso. La abertura es

redondeada, de tamaño variable. La columela está enrollada. Prepucio del doble de longitud que el saco del penis, con penis de base ancha que se va adelgazando hacia su extremo distal (Castellanos & Landoni, 1981) (Figura 2. 23).

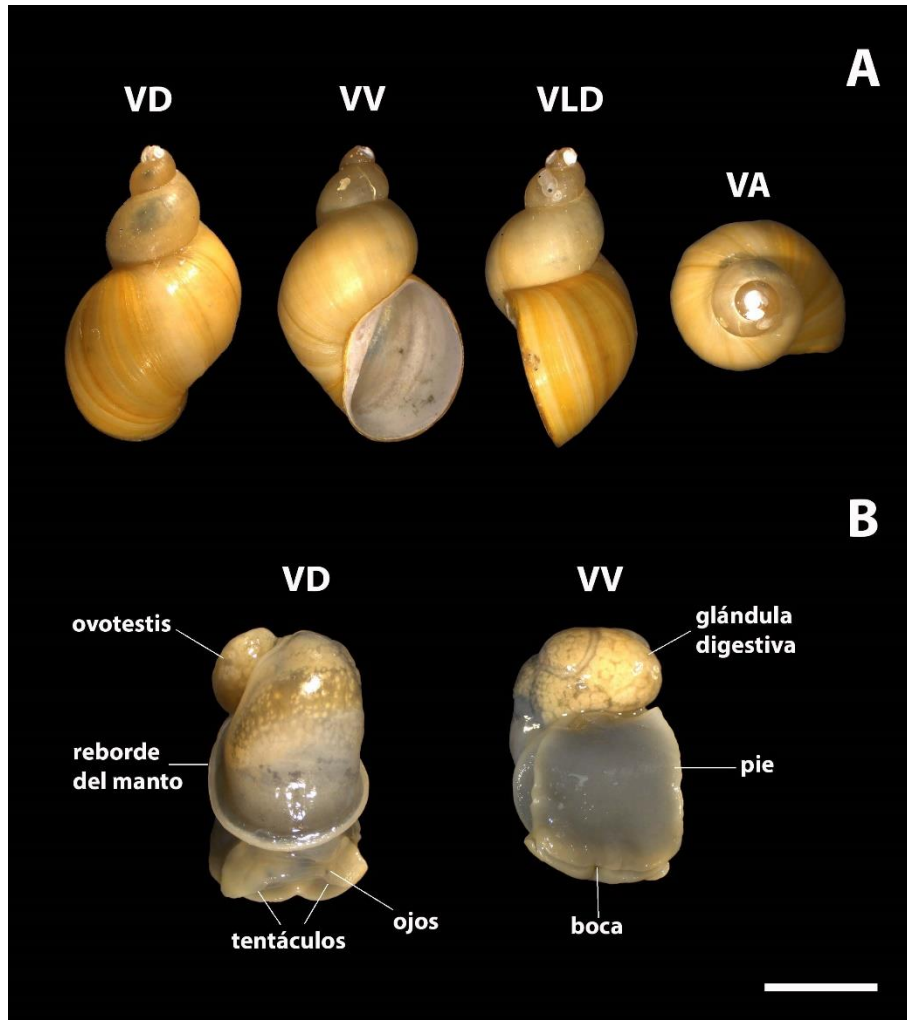


Figura 2. 22. Caracteres externos de *Pectinidens diaphanus*. (A) Caracteres externos de conchas. (B) Caracteres externos de partes blandas. VD: vista dorsal, VV: vista ventral, VLD: vista lateral derecha, VA: vista apical. Escala 5 mm. (Fotografías: Santiago Torres).



Figura 2. 23. Actividad reproductiva de ejemplares de *P. diphanus* en laboratorio. (Fotografías: Santiago Torres).

Comentarios

No hay consenso sobre el número de especies de limneidos descritos a nivel mundial, siendo una de las familias de gasterópodos pulmonados con más controversias en su sistema de clasificación (Vinarski *et al.*, 2019). La riqueza específica a nivel mundial oscila entre 100 y 200 especies (Kruglov, 2005; Strong *et al.*, 2008) agrupadas en diferentes sistemas clasificatorios según el autor (Vinarski *et al.*, 2019). Comparada con el hemisferio norte, la diversidad específica de limneidos en América del Sur es relativamente baja (Strong *et al.* 2008). De acuerdo con Pointier *et al.* (2006), en total se han descrito once especies de limneidos en América del Sur y el Caribe, aunque no todas han sido reconocidas como especies válidas por los especialistas (Pointier *et al.*, 2006; Strong, 2008; Cuezco, 2009). Si bien, tradicionalmente las especies de la región fueron agrupadas dentro del género *Lymnaea* (Pointier *et al.*, 2006; Cuezco, 2009), en la actualidad, con nuevas descripciones morfológicas y datos moleculares, se las ha dividido en cuatro géneros: *Galba* Schrank, 1803; *Limnobulla* Kruglov & Starobogatov, 1985; *Pectinidens* Pilsbry, 1911; *Pseudosuccinea* Say, 1817 (Bargues *et al.*, 2012;

Vinarski, 2019). De estos géneros, *Galba* es el mejor representado en la región, como también a lo largo de toda América del Sur (Paraense, 2004, 2005, Pointier *et al.*, 2006, 2020, Alda *et al.*, 2020).

Familia Planorbidae

La familia Planorbidae se encuentra integrada por tres subfamilias: Planorbinae Rafinesque, 1815, con una concha típicamente planoespiral; Ancyliinae Rafinesque, 1815, con un morfotipo generalmente pateliforme; y Miratestinae Sarasin y Sarasin, 1897, con formas tanto espirales como pateliformes. En la Argentina, se registraron especies de Planorbinae y Ancyliinae, las cuales habitan diferentes ambientes de agua dulce, tanto lóticos como lénticos. En la tabla 2. IV se resumen los registros para la familia Planorbidae en la provincia de Santa Cruz. En total, la familia se registró en tres puntos de colecta (Figura 2. 24). Los ejemplares fueron identificados como *Anisancylus obliquus* (Broderip & Sowerby, 1832) (Ancyliinae) y *Biomphalaria peregrina* (Planorbinae) (MLP-Ma 14186). *A. obliquus* fue colectado en el manantial que da nacimiento al río Fénix chico (46° 34' 51" S, 70° 57' 5" O) y sobre las márgenes del río Fénix chico (46° 34' 34" S, 70° 57' 40" O). Durante las campañas de muestreo del presente trabajo de tesis Doctoral no se pudieron coleccionar muestras de Planorbinae. En la figura 2. 24 se presenta el rango de distribución de Planorbidae registrado hasta la fecha en la provincia de Santa Cruz, con una distribución restringida hasta el momento en la cuenca superior del río Deseado en el NO de la provincia, principalmente en los ríos Fénix chico y Pinturas (Figura 2. 25).

Tabla 2. IV. Registros de la familia Planorbidae para la provincia de Santa Cruz. MLP (Museo de La Plata), UASJ (Unidad Académica San Julián).

Especie	Localidad	Latitud	Longitud	Año de colecta	Museo/Institución	N° Catálogo
<i>Anisancylus obliquus</i>	Manantial. Río Fénix chico	-46,58	-70,95	2019	UASJ	-
<i>Anisancylus obliquus</i>	Río Fénix chico	-46,58	-70,96	2020	UASJ	-
<i>Biomphalaria peregrina</i>	Río Pinturas	-46,84	-70,46	2013	MLP	14186

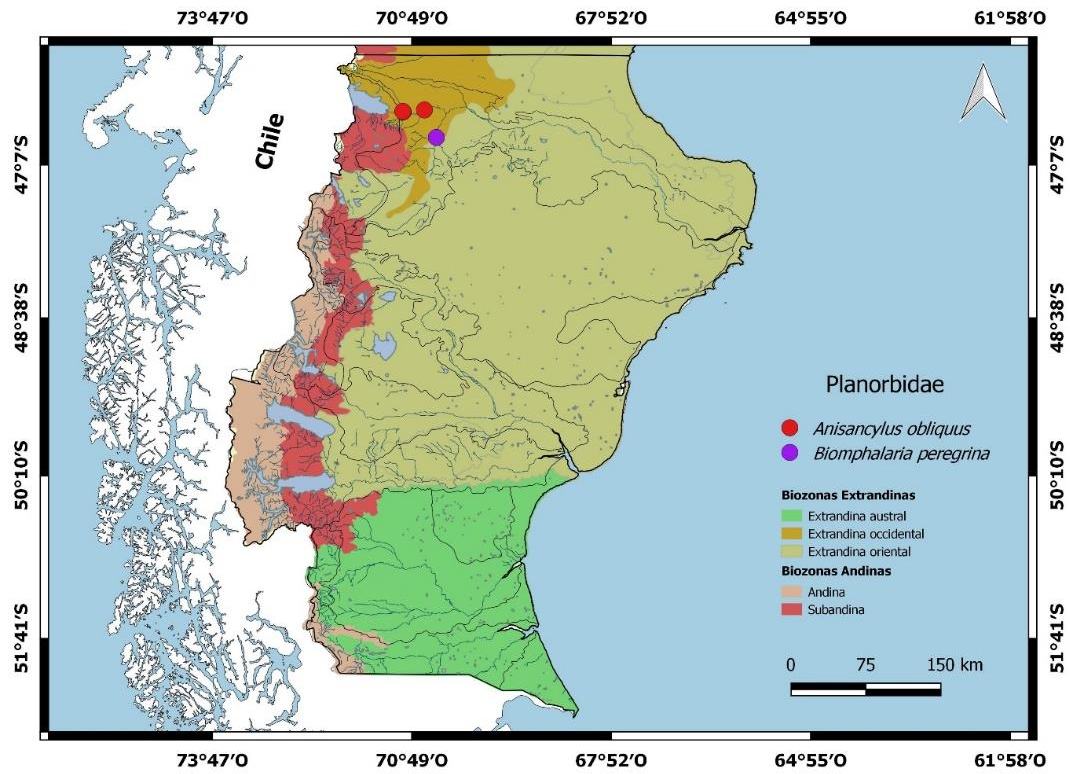


Figura 2. 24. Registros de la familia Planorbidae en la provincia de Santa Cruz.



Figura 2. 25. Ejemplares de *Anisancylus obliquus* en las nacientes del río Fénix chico (Flecha roja). (Fotografías: Santiago Torres).

Subfamilia Ancylinae

Concha cónica, generalmente asimétrica, con estrías longitudinales radiales que parten del umbo, o sin ellas, o con sólo una microescultura radial anterior y con estrías de crecimiento circulares. Ápex comúnmente hacia atrás, cerca del centro, cerca del borde o sobrepasándolo o sobre la línea media, orientado hacia la derecha o hacia la izquierda; desde obtuso y poco levantado, hasta puntudo y ganchudo; liso o punteado. Abertura ancha, redondeada hasta alargada y oviforme. Seno paleal retrodesarrollado ubicado en un costado. Mandíbula en forma de lámina constituida por finas placas (Fernández, 1981).

Anisancylus obliquus (Broderip & Sowerby, 1832)

Concha pateliforme, alta y redondeada. Ápice proyectado e inclinado hacia el lado derecho y posterior (Figura 2. 26). Escultura del ápice con fosas irregulares, líneas radiales y depresión apical profunda central. Concha con 3 impresiones musculares, 2 anteriores y 1 posterior derecha; impresión muscular anterior derecha más alargada que la izquierda y posterior (Figura 2. 27). Zonas de adherencia entre el músculo anterior derecho y el posterior. La pigmentación del manto varía del marrón oscuro al negro (Ovando *et al.* 2014, 2017).

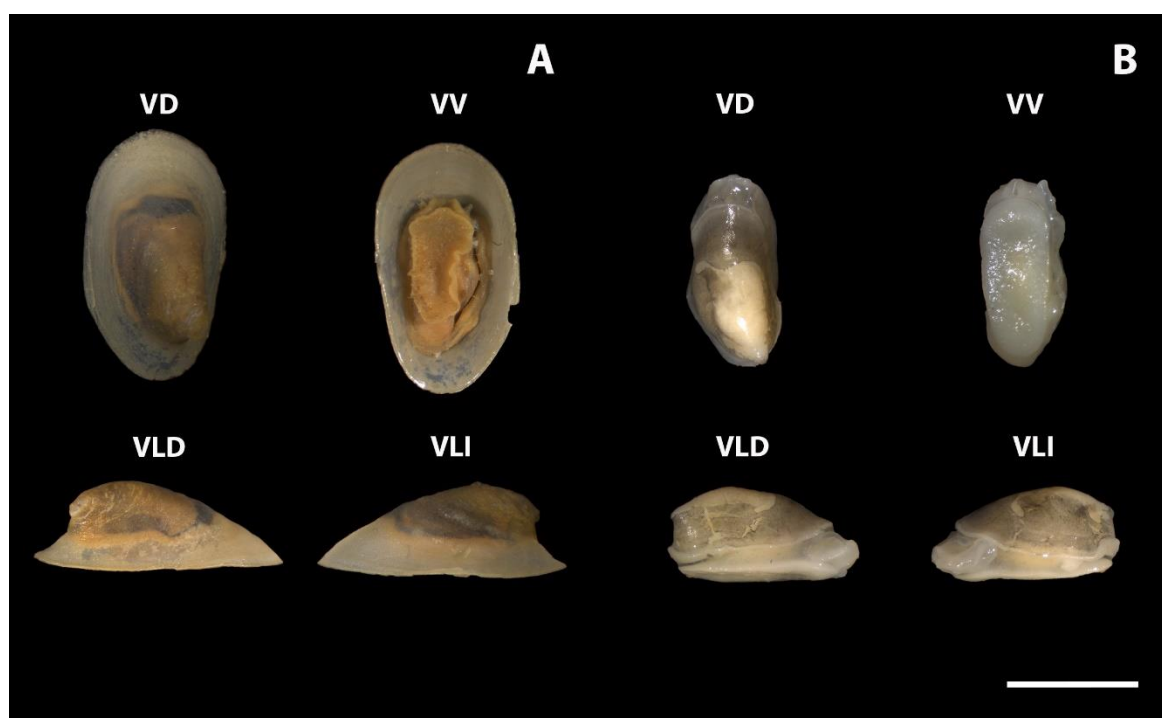


Figura 2. 26. Caracteres externos de *Anisancylus obliquus*. (A) Caracteres externos de la concha. (B) Caracteres externos de las partes blandas. Manantial río Fénix chico, Perito Moreno. VD: vista dorsal, VV: vista ventral, VLD: vista lateral derecha, VLI: vista lateral izquierda. Escala 5 mm. (Fotografías: Santiago Torres).



Figura 2. 27. *Anisancylus obliquus*. Escala 5 mm. (Fotografías: Santiago Torres).

Subfamilia Planorbinae

Concha generalmente discodal-planiespiral, algunos con espira helicoidal (género *Acrorbis* Odhner, 1937), del tipo dextral (ultradextral). Pigmentación difusa o siguiendo patrones de coloración genéricos o específicos. Generalmente de color oscuro a grisáceo, en algunos casos amarillentos. Pie comúnmente largo y variablemente angosto (Rumi, 1991).

Biomphalaria peregrina (d'Orbigny, 1835)

Concha planospiral, con diámetro máximo de 16 mm y un ancho máximo de 5 mm. Presentan cinco anfractos, redondeados a ambos lados. Sutura profunda con periferia redondeada. Lado derecho aplanado con una pequeña depresión central. Superficie de los anfractos visible de los dos lados. Lado izquierdo umbilicado, a veces angular. Además de las líneas de crecimiento aparecen, a veces, otras líneas gruesas, paralelas a las primeras y formando anillos. Abertura redondeada (Figura 2. 28) (Rumi 1991; Rumi *et al.* 2017).

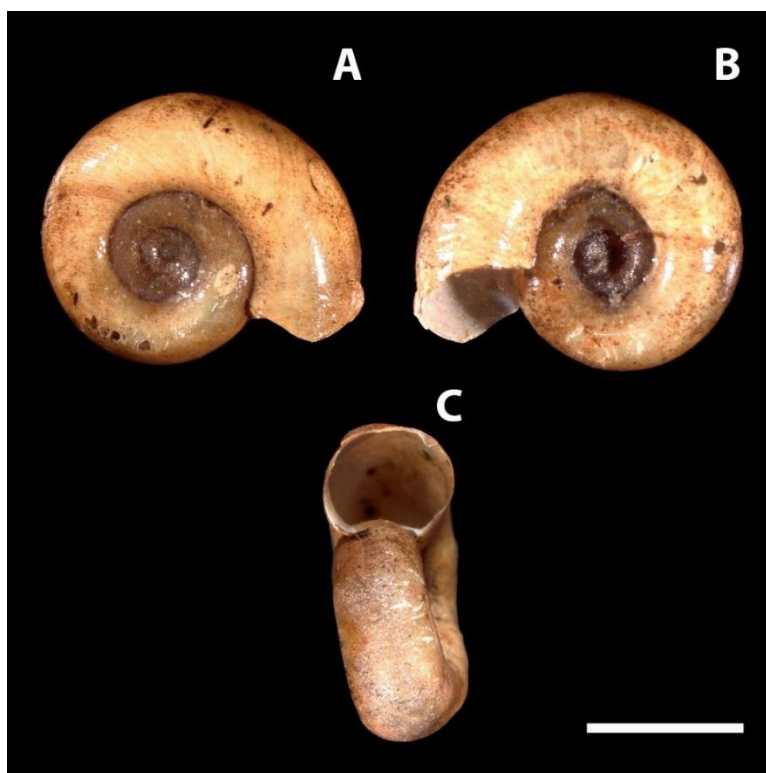


Figura 2. 28. Caracteres externos de la concha de *Biomphalaria peregrina*. (A) vista lateral derecha. (B) vista lateral izquierda. (C) vista ventral. MLP 14186, río Pinturas. Escala 5 mm. (Fotografías: Diego Gutiérrez Gregoric).

Comentarios

De acuerdo con Ovando *et al.* (2014), la proximidad entre los ancílididos y los planórbidos ha sido estudiada por diversos autores, los cuales plantearon diversos esquemas sistemáticos para relacionar ambos grupos, aunque históricamente se han mantenido como familias separadas. Actualmente, a través de estudios moleculares y filogenéticos, los ancílididos y los planórbidos son considerados subfamilias dentro de Planorbidae (Albrecht *et al.*, 2007, 2019; Ovando *et al.*, 2014).

Para la subfamilia Ancyliinae, Ovando *et al.* (2014) reconoce seis géneros con registros en Argentina: *Sineancyclus* Gutiérrez Gregoric, 2014, con la especie *Sineancyclus rosanae* (Gutiérrez Gregoric, 2012); *Anisancyclus* Pilsbry, 1924, con la especie *Anisancyclus obliquus* (Broderip & Sowerby,

1832); *Ferrissia* Walker, 1903, con la especie *Ferrissia irrorata* (Guilding, 1828); *Gundlachia* Pfeiffer, 1850 [“1849”], con las especies *Gundlachia radiata* (Guilding, 1828) y *Gundlachia ticaga* (Marcus & Marcus, 1962); *Hebetancylus* Pilsbry, 1913, con la especie *Hebetancylus moricandi* (d’Orbigny, 1837); *Uncancylus* Pilsbry, 1913, con la especie *Uncancylus concentricus* (d’Orbigny, 1835). De estas, *A. obliquus* y *U. concentricus* presentan el mayor rango de distribución, con registros desde el norte del país, en las provincias del Chaco y Formosa, hasta la Región patagónica (Rumi *et al.* 2008; Ovando *et al.* 2014, 2017). Rumi *et al.* (2008) hace referencia a la presencia de *U. concentricus* en Santa Cruz, sin embargo, de acuerdo con la base de datos revisada, dicho lote fue revisado por especialistas en el grupo y determinaron a los ejemplares como *A. obliquus* (MLP 4559) (Ovando *et al.*, 2014).

De acuerdo con Rumi *et al.* (2008), en la Argentina hay registradas 15 especies de Planorbinae distribuidas en tres géneros: *Antillorbis* Harry & Hubendick, 1963, con una especie, *Antillorbis nordestensis* (Lucena, 1954); *Acrorbis* Odhner, 1937, con una especie, *Acrorbis petricola* Odhner, 1937; *Biomphalaria* Preston, 1910, con siete especies registradas en el país. De los Planorbinae, el género *Biomphalaria* es el representante con mayor rango de distribución. Se registra desde Venezuela hasta la provincia de Santa Cruz. Rumi *et al.* (2008) menciona un registro de *B. tenagophila* para la provincia (MLP 2886), remarcando que es un registro dudoso, ya que no se puede identificar correctamente si es un lote colectado en Santa Cruz de Bolivia o en la provincia de Santa Cruz, Argentina. Por tal motivo, el lote MLP 2886 no fue utilizado en el presente capítulo. La misma autora describe un registro actual para la especie *B. peregrina* en el río Pinturas, con una detallada descripción de caracteres internos y datos moleculares (Rumi *et al.* 2017). Sin embargo, durante las diferentes campañas de muestreo no se pudieron observar nuevos registros de *Biomphalaria* en la provincia.

Familia Glacidordibae

La familia Glacidorbidae incluye a pequeños gasterópodos (hasta 3 mm), operculados y con concha planoespiral. Presentan distribución Gondwánica, con registros en Tasmania, sureste y sudoeste de Australia y en la Patagonia de Argentina y Chile. Los ejemplares fueron colectados durante las campañas de muestreo del presente trabajo de tesis doctoral sobre el río Fénix chico, al NO de la provincia (46° 34' 33" S; 70° 57' 26" O) (Figura 2. 29).

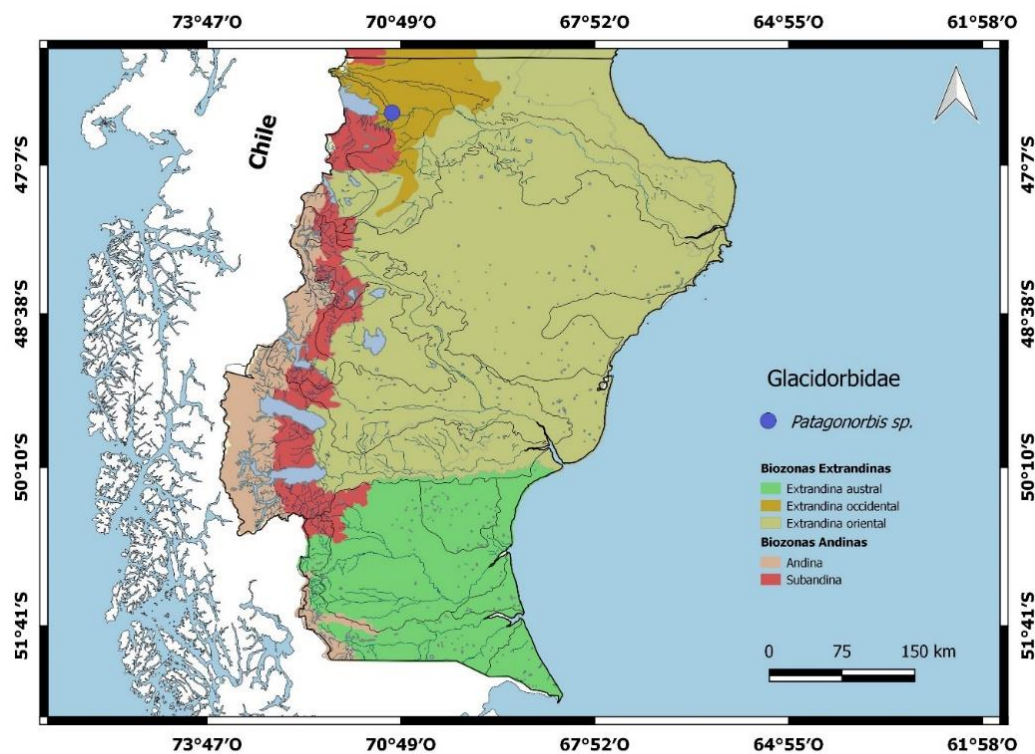


Figura 2. 29. Registros de la familia Glacidorbidae en la provincia de Santa Cruz.

Género *Patagonorbis* Rumi y Gutiérrez Gregoric, 2015

Concha sin carena, con finas líneas de crecimiento, ligeramente hipertrófica. Protoconcha secundaria con líneas espirales. Opérculo ovalado con pústulas en los bordes exteriores. Rádula con dientes laterales de tamaño medio, pero semivestigiales. Sin perforaciones en el interior de la concha (Figura 2. 30) (Rumi *et al.*, 2015). Tentáculos cefálicos cónicos, cortos, anchos en la base y finos en el extremo, no pigmentados. Ojos en la base posterior de los tentáculos. Hocico bilobulado, pigmentado dorsalmente, fusionado al pie en aproximadamente la mitad de su longitud. Boca ventral, en forma de hendidura. Base del pie ancha, expandida lateralmente en el extremo anterior y bífido en el extremo posterior (Figura 2. 31). Adultos con embriones en la cavidad paleal.

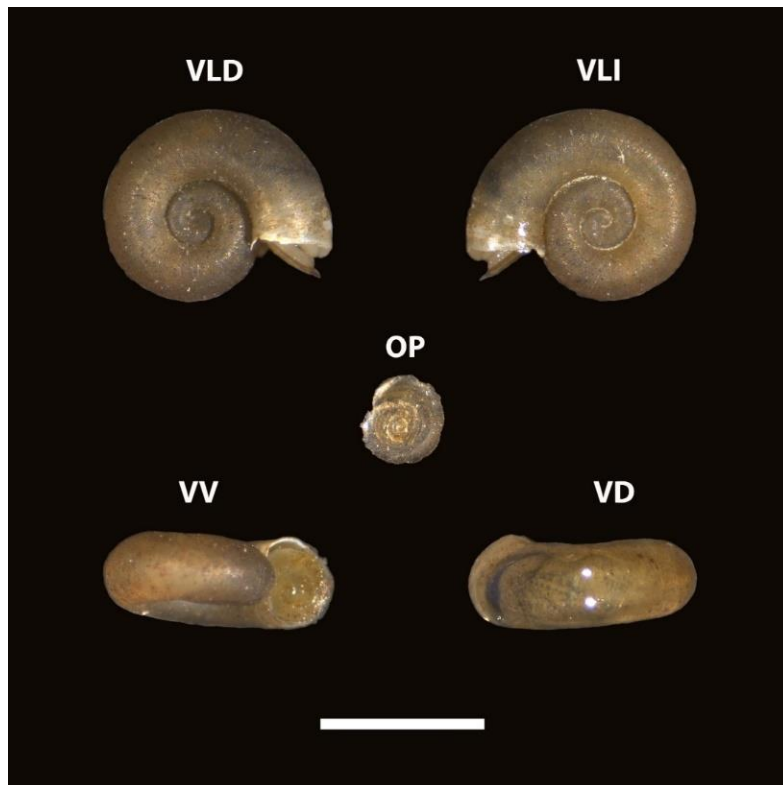


Figura 2. 30. Concha de *Patagonorbis* sp. Río Fénix chico. VLD: vista lateral derecha, VLI: vista lateral izquierda, OP: opérculo, VV: vista ventral, VD: vista dorsal. Escala: 1mm. (Fotografías: Santiago Torres).

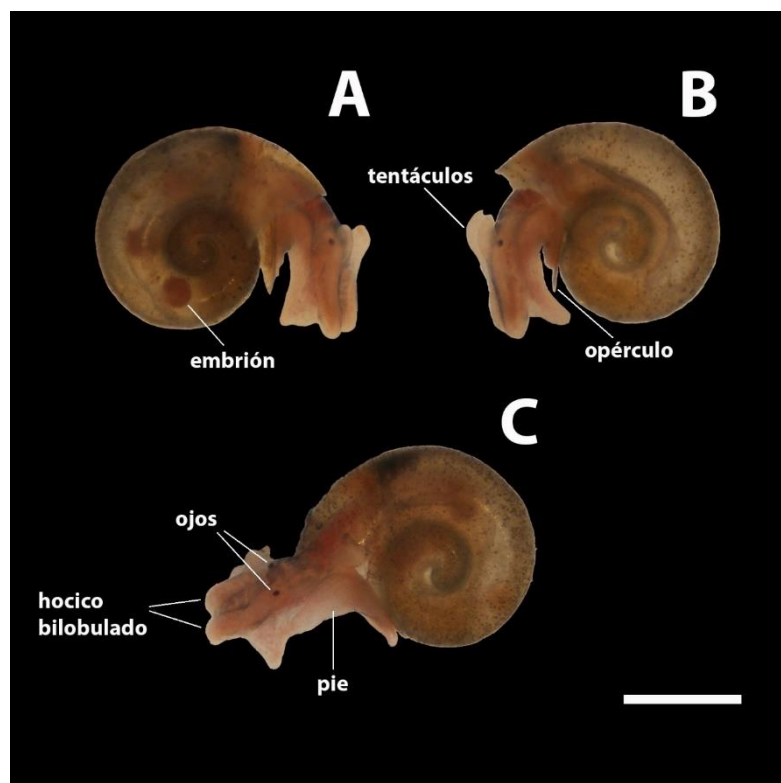


Figura 2. 31. Ejemplares vivos de *Patagonorbis* sp. (A) vista lateral derecha. (B) y (C) vista lateral izquierda. Río Fénix chico, Perito Moreno. Escala 1 mm. (Fotografías: Santiago Torres).

Comentarios

La familia fue nombrada por Ponder (1986) basándose en las características anatómicas del género *Glacidorbis* Iredale, 1943, un género originalmente nombrado como planórbido. Smith (1973) trató tentativamente al grupo como valvátidos, pero luego fue colocado en los Hydrobiidae (Meier-Brook y Smith, 1975; Smith, 1979). Ponder (1986) trasladó el grupo de los caenogástridos a los pulmonados y creó una nueva superfamilia para ellos. Posteriormente, Haszprunar (1988) y Huber (1993) trasladaron a los glacidórbidos a los heterobranquios inferiores, principalmente sobre la base de caracteres neurales, mientras que Starobogatov (1988) los trató como *incertae sedis*. Sin embargo, análisis moleculares más recientes (Holznagel *et al.*, 2010; Schrödl *et al.*, 2011; Golding, 2012) han demostrado que el grupo se sitúa correctamente en los panpulmonados basales y es hermano de los Amphibiloidea estuariales (Ponder, 2019a).

En este trabajo de tesis doctoral se presenta el primer registro de la familia Glacidorbidae para la provincia de Santa Cruz. Además, el material colectado y analizado aquí permitió aportar los primeros datos descriptivos de ejemplares vivos de la familia Glacidorbidae para América del Sur, con la primera descripción de caracteres externos de partes blandas para ejemplares de la región y una de las pocas a nivel mundial.

Clase Bivalvia

Familia Sphaeriidae

Los Sphaeriidae son un grupo de bivalvos de agua dulce de distribución cosmopolita, de concha pequeña, que no superan los 25 mm de longitud. Habitan prácticamente todos los ambientes de agua dulce, incluyendo grandes lagos oligotróficos, lagunas, ríos, arroyos y ambientes de humedales (Figura 2. 32). En la tabla 2. V se resumen los registros de la familia Sphaeriidae para la provincia de Santa Cruz. De un total de 29 registros analizados, 16 corresponden a colecciones malacológicas (MACN y MLP) y 13 corresponden a material colectado durante el desarrollo del presente trabajo de tesis doctoral. Se identificaron tres especies, *Musculium patagonicum*, *Pisidium magellanicum* y *Pisidium patagonicum* (Figura 2. 33)



Figura 2. 32. Colecta de *Musculium patagonicum* en el río Chico. (Fotografías: Pablo Saibene).

Tabla 2. V. Registros de la familia Sphaeriidae para la provincia de Santa Cruz. MACN Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”, MLP (Museo de La Plata), UASJ (Unidad Académica San Julián).

Especie	Localidad	Latitud	Longitud	Año de colecta	Museo/Institución	N° Catálogo
<i>Musculium patagonicum</i>	Arroyo Chico, afluente del Río Gallegos	-51,86	-69,54	-	MLP	5053
<i>Musculium patagonicum</i>	Calafate, Playa del Lago Argentino	-50,31	-72,24	1953	MLP	5083
<i>Musculium patagonicum</i>	Laguna llegando a Lago San Martín	-49,15	-72,44	1948	MLP	5057
<i>Musculium patagonicum</i>	Las Horquetas. Río Coyle	-51,41	-70,19	1953	MLP	5056
<i>Musculium patagonicum</i>	Nacimiento del Río Deseado	-46,56	-70,64	-	MLP	9452
<i>Musculium patagonicum</i>	Manantial. Río Fenix chico	-46,58	-70,95	2019	UASJ	-
<i>Musculium patagonicum</i>	Río Chico. Est. 3	-48,76	-70,23	2017	UASJ	-
<i>Musculium patagonicum</i>	Río Chico. Est. 4	-48,76	-70,21	2017	UASJ	-
<i>Musculium patagonicum</i>	Río Ecker. Ruta 40	-47,12	-70,89	2020	UASJ	-
<i>Musculium patagonicum</i>	Río Fenix chico	-46,58	-70,96	2020	UASJ	-
<i>Musculium patagonicum</i>	Río Pinturas. Cueva de las Manos	-47,15	-70,66	2020	UASJ	-
<i>Musculium patagonicum</i>	Toma de agua SPSE río Gallegos	-51,67	-69,65	2016	UASJ	-
<i>Musculium patagonicum</i>	Río Pinturas	-46,84	-70,46	2013	MLP	14184
<i>Pisidium magellanicum</i>	Arroyo Chico. Afluente del río Gallegos	-51,86	-69,54	-	MLP	5054
<i>Pisidium magellanicum</i>	Glaciar Upsala	-50,41	-73,14	1953	MLP	9709
<i>Pisidium magellanicum</i>	Lago Argentino	-50,19	-72,00	-	MLP	9708
<i>Pisidium magellanicum</i>	Lago Argentino. Ea. Cristina	-49,97	-73,13	1953	MLP	9710
<i>Pisidium magellanicum</i>	Lago Argentino. Ea. Cristina	-49,97	-73,13	1953	MLP	5301

<i>Pisidium magellanicum</i>	Arroyo Primavera. Río Turbio	-51,51	-72,26	2019	UASJ	-
<i>Pisidium magellanicum</i>	Arroyo del Oro	-51,43	-72,24	2015	UASJ	-
<i>Pisidium magellanicum</i>	Arroyo Guillermo, Ruta 40 al Oeste	-51,30	-72,19	2015	UASJ	-
<i>Pisidium patagonicum</i>	Lago Belgrano	-47,88	-72,06	1981	MACN	30822
<i>Pisidium patagonicum</i>	Río Chico.Tamel Aike	-48,33	-70,93	1948	MLP	9711
<i>Pisidium patagonicum</i>	Ea. La Josefina. Manantial	-48,79	-68,46	2016	UASJ	-
<i>Pisidium patagonicum</i>	Ea. Margary. Manantial	-48,66	-68,35	2018	UASJ	-
<i>Pisidium patagonicum</i>	Ea. Mulak Aike. Manantial	-48,80	-68,40	2018	UASJ	-
<i>Pisidium patagonicum</i>	Laguna Huevo.Meseta Lago Bs. As.	-47,13	-71,26	2020	UASJ	-
<i>Pisidium patagonicum</i>	Ea. 9 de Julio. PN Patagonia	-47,24	-71,20	2020	UASJ	-
<i>Pisidium patagonicum</i>	Río Santa Cruz. Est.3	-50,01	-68,99	2011	UASJ	-
<i>Pisidium sp.</i>	Ea. Cañadon de las Vacas	-50,54	-69,23	2000	MLP	6725-3
<i>Pisidium sp.</i>	Nacimiento del Río Deseado	-46,56	-70,64	-	MLP	9717
<i>Pisidium sp.</i>	Nacimiento del Río Deseado	-46,56	-70,64	-	MLP	9714

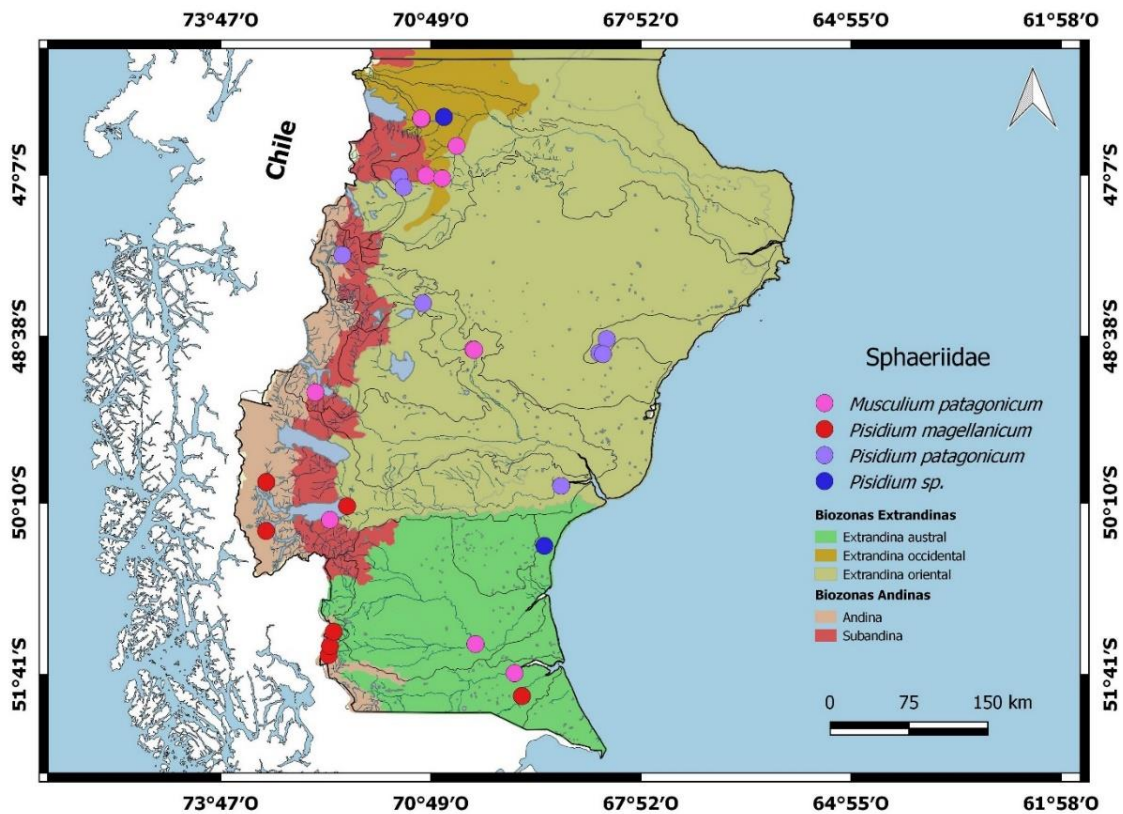


Figura 2. 33. Registros de Sphaeriidae en la provincia de Santa Cruz.

Género *Pisidium* C. Pfeiffer, 1821

Concha pequeña a mediana (entre 2 y 7,5 mm de longitud máxima), de contorno variable: oval, subcuadrangular o trapezoidal alto. Umbo subcentral o desplazado hacia atrás en grado variable. Charnela de la valva izquierda con dos dientes cardinales y un diente lateral a cada lado, anterior y posterior. Valva derecha con un diente cardinal y dos dientes laterales a cada lado, anteriores y posteriores. Sifón branquial ausente, a lo sumo representado por una hendidura branquial determinada por un punto de fusión en el borde del manto. El par de hemibranquias externas está reducido en tamaño o está ausente; un saco incubador en cada hemibranquia, desarrollado a partir de los filamentos branquiales conteniendo embriones de una misma generación. Glándula del biso ausente (Ituarte, 2009).

Pisidium magellanicum (Dall, 1908)

Concha de contorno oval, de talla mediana. Borde dorsal, posterior y ventral de curvatura marcada. Borde anterior descendiendo en una pendiente hacia el extremo anterior, proyectado en una curva aguda. Extremo posterior corto, a veces sub-recto y truncado (Figura 2. 34 y 2. 35). Umbos bajos y de base ancha. Placa charnelar fuerte, línea charnelar curva y larga. Charnela de la valva izquierda con diente cardinal externo (C4) delgado, largo y curvo, superpuesto a C2 en su mitad posterior. Diente lateral anterior (A2) fuerte y corto, de cúspide distal. Diente lateral posterior (P2) delgado, de base alargada, con cúspide corta y subcentral. Charnela de la valva derecha con diente cardinal (C3) claviforme, con extremo anterior delgado, expandido en una cabezuela oval sulcada. Dientes laterales anteriores y posteriores desarrollados, los internos (A1 y P1) sólidos, de cúspides desplazadas distalmente, P1 recto; los externos (A3 y P3) reducidos en tamaño. Surco ligamental incluido, corto, profundo; ligamento interno, largo, no visible desde el exterior (Ituarte, 2007).

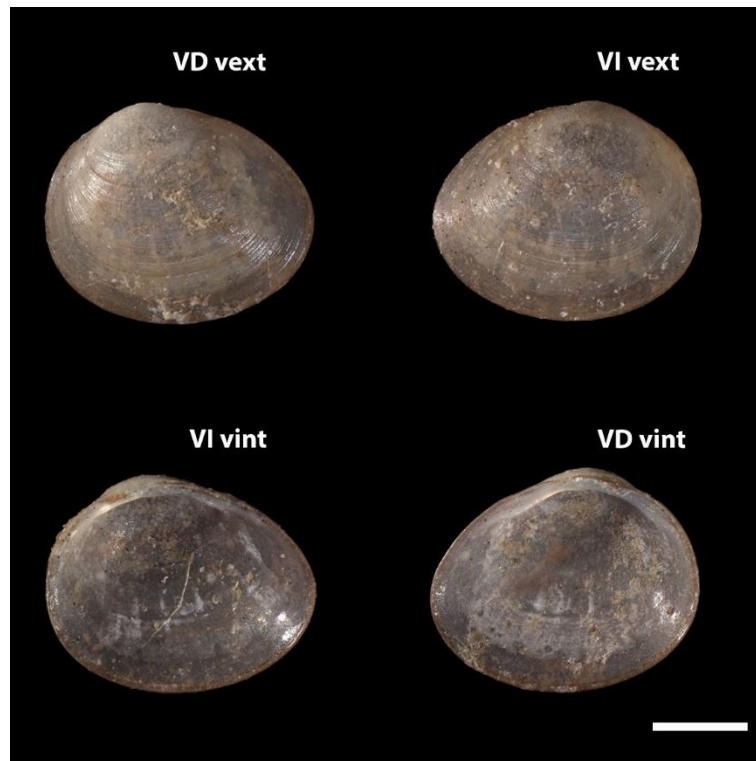


Figura 2. 34. Material de referencia de *Pisidium magellanicum* (MLP-Ma 5054).
VD vext: Valva derecha, vista externa; VI vext: Valva izquierda, vista externa;
VI vint: Valva izquierda, vista interna; VD vint: Valva derecha, vista interna.
Escala 1 mm. (Fotografías: Cristina Damborenea).

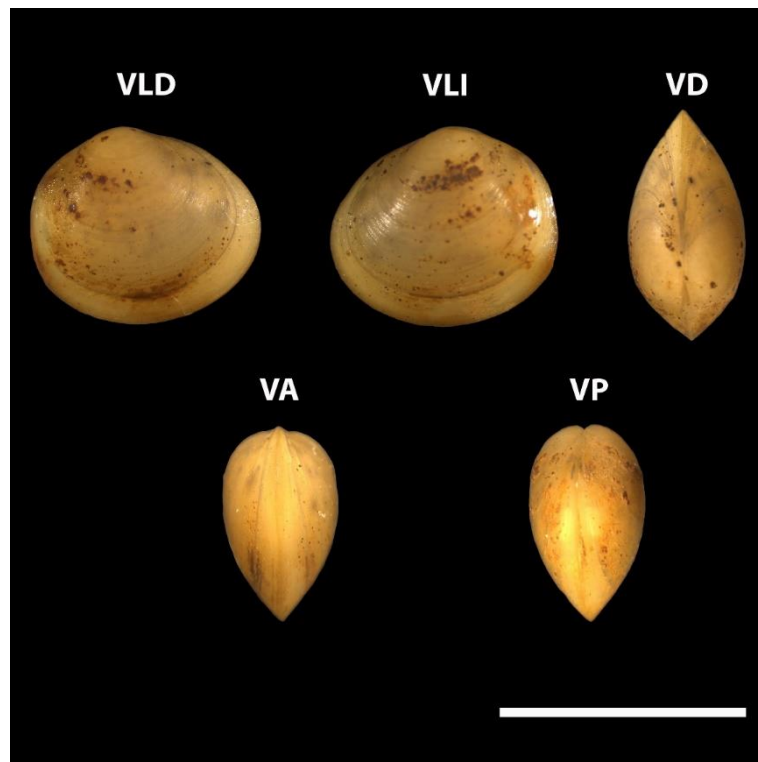


Figura 2. 35. *Pisidium magellanicum* Arroyo Primavera, Río Turbio. VLD: vista lateral derecha. VLI: vista lateral izquierda. VD: vista dorsal. VA: vista anterior. VP: vista posterior. Escala 5mm. (Fotografías: Santiago Torres).

Pisidium patagonicum Pilsbry, 1911

Concha sólida, de contorno redondeado u oval alto. Extremo posterior truncado y subrecto, extremo anterior proyectado en una curva pronunciada (Figura 2. 36 y 2. 37). Margen dorsal corto, uniformemente arqueado, margen ventral amplio y curvo. Umbos estrechos, poco visibles por sobre el margen dorsal, de posición casi central. Placa charnelar sólida, arqueada y larga. Charnela de la valva izquierda con diente cardinal externo (C4) delgado, curvo, oblicuo, próximo al margen dorsal, no superpuesto a C2, que es corto, columnar, perpendicular a la placa charnelar, emergiendo de una base sólida. Diente lateral anterior (A2) robusto. Diente lateral posterior (P2) delgado y largo. Charnela de la valva derecha con diente cardinal (C3) de forma irregular, delgado y corto. Dientes laterales anteriores (A1 y A3) y posteriores (P1 y P3) robustos y cortos. Surco ligamental profundo (Ituarte, 2007).

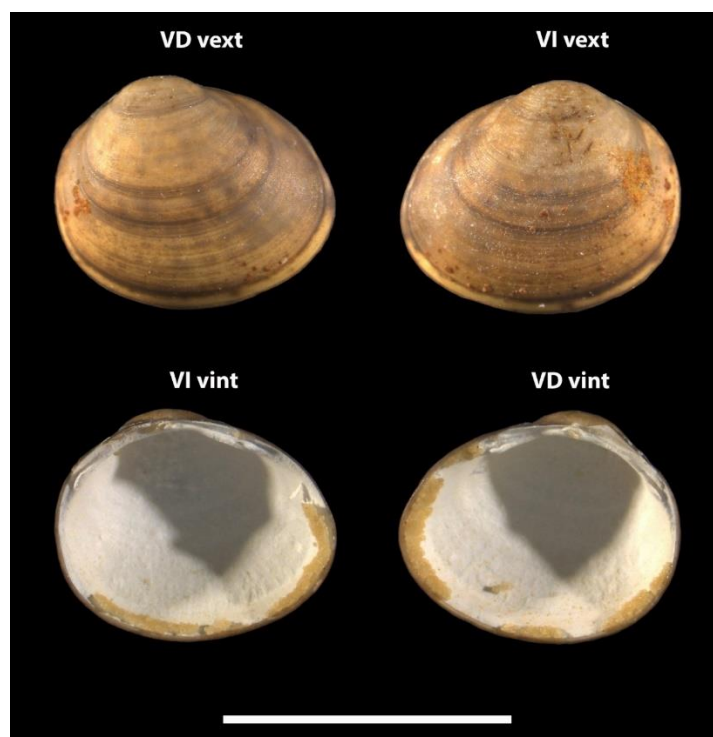


Figura 2. 36. *Pisidium patagonicum* Manantial Ea. Margary. VD vext: Valva derecha, vista externa; VI vext: Valva izquierda, vista externa; VI vint: Valva izquierda, vista interna; VD vint: Valva derecha, vista interna. Escala 5 mm. (Fotografías: Santiago Torres).

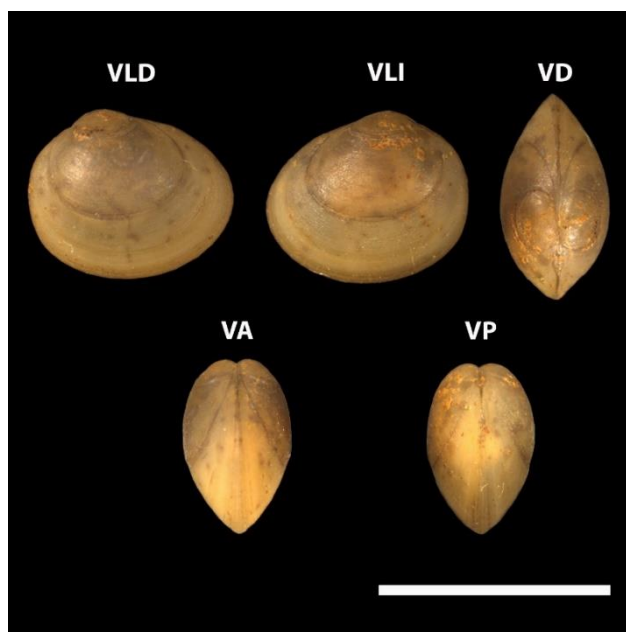


Figura 2. 37. *Pisidium patagonicum* Manantial Ea. Margary. VLD: vista lateral derecha. VLI: vista lateral izquierda. VD: vista dorsal. VA: vista anterior. VP: vista posterior. Escala 5mm. (Fotografías: Santiago Torres).

Género *Musculium* Link, 1807

Concha mediana a grande, contorno oval de altura variable. Umbo sobresaliente, concha embrionaria inflada y marcada por un surco (umbo calyculado) (Figura 2. 38 y 2. 39). Sifones branquial y anal unidos en casi toda su longitud, libres en el extremo distal (Figura 2. 40). Dos o tres sacos incubadores de paredes delgadas se desarrollan en cada hemibranchia interna, conteniendo embriones de diferentes generaciones (incubadores secuenciales o asincrónicos). Glándula del biso ausente (Ituarte, 2009).

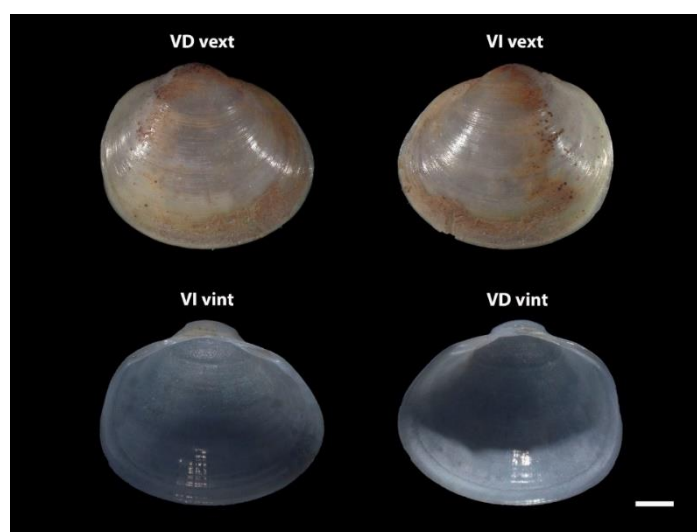


Figura 2. 38. Material de referencia del género *Musculium*. *Musculium patagonicum*, MLP-Ma 5079. VD: vext: Valva derecha, vista externa; VI vext: Valva izquierda, vista externa; VI vint: Valva izquierda, vista interna; VD vint: Valva derecha, vista interna. Escala 1mm. (Fotografías: Cristina Damborenea).

Musculium patagonicum Pilsbry, 1911

Concha de tamaño mediano a grande, frágil, ligeramente inequilibrada. Moderadamente inflado (promedio I J/SL= $82,3 \pm 1,7$; promedio Ci= $66,3 \pm 4,2$), de contorno a redondeado-oval. Superficie brillante, pajiza, de color olivácea a gris violáceo. Márgenes dorsales y ventrales de similar curvatura. Extremo anterior saliente, de curvatura uniforme. Extremo posterior truncado. Margen ventral uniformemente curvado (Figura 2. 39). Umbo prosogiro, mediano, ancho, con el capuchón embrionario bien marcado (umbo calyculado). Charnela sólida, arqueada. La longitud de la charnela es aproximadamente el 58% de la longitud la valva. Charnela de la valva izquierda con dientes cardinales delicados, cardinal externo (C4) una lámina delgada, algo oblicua, el interno (C2) una lámina corta, aguda, desplazada hacia adelante con respecto al C4. Dientes laterales cercanos a los cardinales, delgados, triangulares y cortos, cúspides medianas a distales. Charnela de la valva derecha con un diente cardinal bajo (C3), posteriormente engrosado, a veces mostrando un hundimiento medio que separa los extremos anteriores y posteriores. Dientes laterales anteriores bajos, delgados; laterales interiores (A1) ligeramente curvados, con cúspide distal; laterales exteriores (Aiii) fuertes, reducidos, bajos, desplazados hacia atrás; laterales posteriores (P1 y PIII) bajos. Ángulo máximo de divergencia entre los dientes laterales: 130° (los valores más frecuentes son de entre 120 y 130°). Ligamento externamente visible pero no sobresaliente. Fosa ligamental larga y uniformemente estrecha, puntiaguda en ambos extremos. La longitud del ligamento es aproximadamente el 20% de la longitud de la concha (Ituarte, 1996).

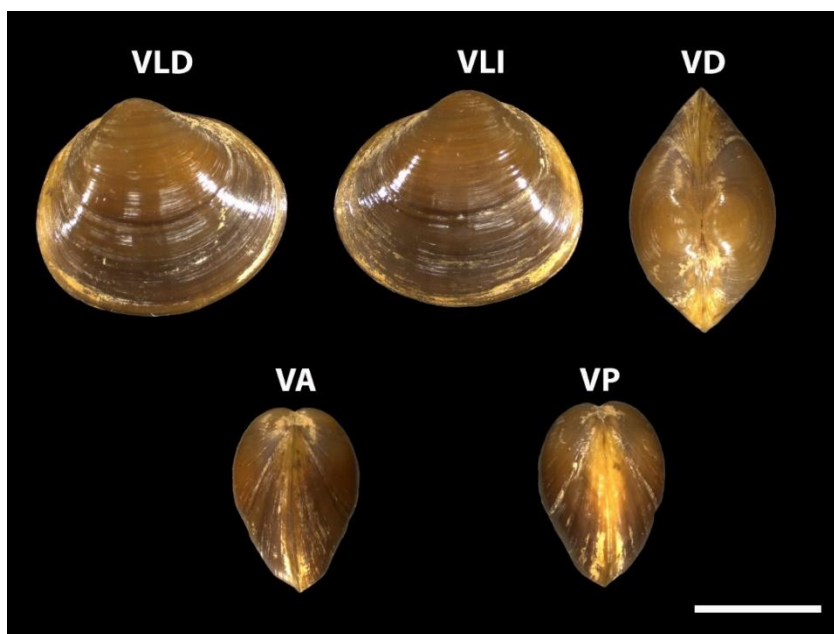


Figura 2. 39. *Musculium patagonicum*. Río Ecker. VLD: vista lateral derecha. VLI: vista lateral izquierda. VD: vista dorsal. VA: vista anterior. VP: vista posterior. Escala 5mm. (Fotografías: Santiago Torres).

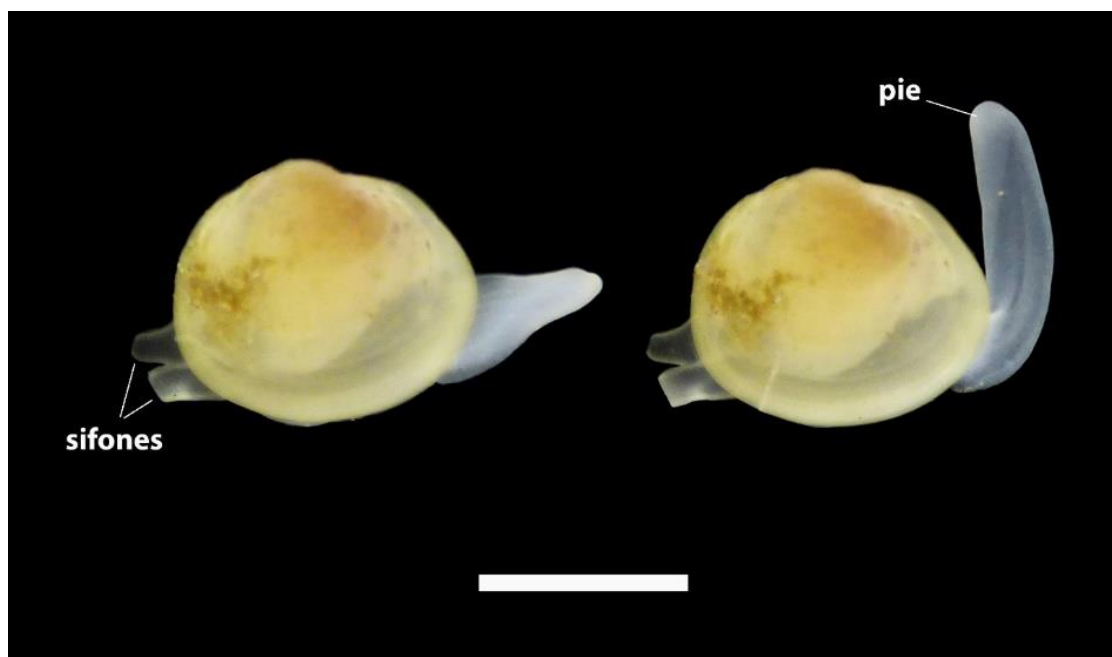


Figura 2. 40. Ejemplar vivo de *Musculium patagonicum*. Río Chico. Escala 5 mm. (Fotografías: Santiago Torres).

Comentarios

Los Sphaeriidae se dividen en dos subfamilias, Euperinae, de distribución Gondwánica, y la subfamilia Sphaeriinae, de distribución cosmopolita (Lee y Ó Foighil, 2003). Los Euperinae están representados por el género *Eupera* Bourguignat, 1854, con registros en América del Sur, América Central y África, e introducido a mediados del siglo XX en Estados Unidos (Lee, 2019), y el género *Byssanodonta* d'Orbigny, 1846, con un solo representante, *Byssanodonta paranensis* d'Orbigny, 1846, especie endémica de la cuenca alta del río Paraná en la provincia de Corrientes (Dreher-Mansur y Meier-Brook, 2000; Ituarte, 2009; Pereira *et al.*, 2014). Tradicionalmente, los Sphaeriinae se dividen en los géneros *Sphaerium* Scopoli, 1777, *Musculium* Link, 1807 y *Pisidium* Pfeiffer, 1821 (Ituarte, 1996, 2009; Graf, 2003). Sin embargo, la incorporación de análisis moleculares sugiere que es necesaria una revisión sistemática del grupo, para determinar la monofilia del género *Pisidium* y la subordinación del género *Musculium* como subgénero de *Sphaerium* (Lee y O'Foighil, 2003; Fuentealba-Jara *et al.*, 2017; Lee, 2019).

CONSIDERACIONES FINALES

El presente capítulo del trabajo de tesis doctoral constituye el primer análisis sistematizado de la malacofauna acuática continental en la provincia de Santa Cruz, incorporando información de colecciones malacológicas, información bibliográfica e información novedosa por colectas realizadas durante el desarrollo del trabajo de tesis doctoral.

Se registraron un total de 13 entidades taxonómicas, ampliando la información sobre su distribución en las cuencas hidrográficas superficiales y detallando las características externas que permiten su identificación taxonómica. El material que no se logró identificar a nivel específico (conchas, partes blandas y material para estudios moleculares) será depositado en la colección malacológica del Museo de La Plata para estudios taxonómicos detallados que escapen a los alcances y objetivos del presente trabajo de tesis doctoral. A partir de las diferentes campañas de muestreo a lo largo de toda el área de estudio, se duplicó la cantidad de registros de moluscos acuáticos continentales para la provincia de Santa Cruz, pasando de 112 registros (datos bibliográficos y de colecciones malacológicas) a un total de 229 registros.

Se registraron los primeros datos de *Anisancylus obliquus* para la provincia de Santa Cruz, ampliando su rango de distribución austral.

Se realizaron los primeros aportes sobre la familia Glacidorbidae en la provincia de Santa Cruz, con la primera descripción de caracteres externos de partes blandas para ejemplares de América del Sur y una de las pocas a nivel mundial.

Los resultados obtenidos y la extensión de territorio con cuerpos de agua aún sin explorar sugieren que es posible que la riqueza de especies de moluscos en los ambientes de agua dulce de la provincia esté subestimada. La ampliación de los rangos de distribución, tanto a nivel de especie como de familia muestra la necesidad de continuar con los relevamientos de los cuerpos de agua de la provincia. Estudios sistemáticos específicos, con la combinación de análisis anatómicos y moleculares son fundamentales para la determinación de especies, principalmente para las familias con difícil identificación o especies poco estudiadas.

En los siguientes capítulos se describirán distintas aplicaciones, principalmente en el campo de la bioindicación y la conservación, demostrando la utilidad y necesidad de continuar con el estudio de la malacofauna acuática continental para obtención de información valiosa para la toma de decisiones en el manejo y conservación de los recursos acuáticos continentales de la provincia de Santa Cruz.

REFERENCIAS

- Alda, P., Lounnas, M., Vázquez, A. A., Ayaqui, R., Calvopina, M., Celi-Eraza, M., Dillon, R. T. Jr., Gonzalez, L., Ramírez, C., Lokerj, E. S., Muzzio-Aroca, J., Narvaez, A. O., Noya, O., Pereira, A. E., Martini Robles, Luiggi., Rodríguez-Hidalgo, R., Uribe, N., David, P., Jarne, P., Pointier, J. P. & Hurtrez-Bousses, S. 2020. Systematics and geographical distribution of *Galba* species, a group of cryptic and worldwide freshwater snails. *Molecular Phylogenetics and Evolution*.
- Aguilar, M. 2010. Situación de *Fasciola hepatica* al sur del Paralelo 48°. Trabajo de Tesis Magister Scientiae en Sanidad Animal. Programa de Posgrado en Ciencias Agrarias. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Mar del Plata. Pp. 78.
- Albrecht, C., Khun, K. & Streit, B. 2007. A molecular phylogeny of Planorbidea (Gastropoda: Pulmonata): insights from enhanced taxon sampling. *Zoologia Scripta*, 36 (1): 27–39.
- Albrecht, C., Stelbrink, B. & Clewing C. 2019. Planorbidae Rafinesque, 1815. En: En: Lydeard, C., Cummings, K S. (Editors). Atlas of the Global Distribution of the Freshwater Mollusks of the World. *Johns Hopkins University Press*, Pp. 181–186. ISBN: 9781421427317.
- Ambrosio, E. S. 2014. Hábitats y grupos funcionales alimentarios de los macroinvertebrados bentónicos en la costa bonaerense del Río de la Plata: relación con la contaminación. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP). Pp. 149.
- Barbosa dos Santos, S., Ovando, X. M. C. & Macedo de Lacerda, L. E. 2020. Phylum Mollusca, Planorbioidea, Planorbidae, Ancyliinae. En Damborenea, Rogers & Thorp (eds), Keys to Neotropical and Antarctic Fauna, Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates - Volume V (Pp. 302–307). Academic Press.
- Bargues, M. D., Mera y Sierra, R. L., Artigas, P. & Mas-Coma S. 2012. DNA multigene sequencing of topotypic specimens of the fascioliasis vector *Lymnaea diaphana* and phylogenetic analysis of the genus *Pectinidens* (Gastropoda). *Mem Inst Oswaldo Cruz*, 107 (1): 111–124.
- Birabén, M. & Hilton Scott, M. I. 1937. Viaje alrededor de Santa Cruz. Observaciones zoológicas. *Revista Museo de La Plata*, sección oficial: 93–164.
- Castellanos, Z. A. & Gaillard, M. C. 1981. Mollusca, Gasteropoda, Chiliniidae. Fauna de Agua Dulce de la República Argentina, PROFADU (CONICET) Buenos Aires, 15: 23–51.
- Castellanos, Z. A. & Landoni, N. 1981. Mollusca, Gasteropoda, Lymnaeidae. Fauna de Agua Dulce de la República Argentina, PROFADU (CONICET) Buenos Aires, 15: 53–82.

- Cazzaniga, N. J. 1981. Notas sobre hidrobidos Argentinos. III (Gastropoda Rissoidea). *Strobeliella*, un nuevo género para la Patagonia. *Neotropica*, 27 (77): 3–10.
- Cazzaniga, N. J. 2011a. *Heleobia* Stimpson, 1865: Taxonomía. En: Cazzaniga, N.J. (Ed.). El género *Heleobia* (Caenogastropoda: Cochliopidae) en América del Sur. *Amici Molluscarum*, Número especial: 12–16.
- Cazzaniga, N. J. 2011b. Notas autoecológicas sobre *Heleobia parchappii*. En: Cazzaniga, N.J. (Ed.). El género *Heleobia* (Caenogastropoda: Cochliopidae) en América del Sur. *Amici Molluscarum*, Número especial: 26–27.
- Cazzaniga, N. J. 2017. *Strobelitatea*, a replacement name for *Strobeliella* Cazzaniga, 1981 (Gastropoda: Tateidae), non Nordsieck, 1977 (Gastropoda: Clausiliidae). *Zootaxa*, 4216 (2): 188–189.
- Chitsulo, L., Engels, D., Montresor, A. & Savioli, L. 2000. The global status of schistosomiasis and its control. *Acta Tropica*, 77: 41–51.
- Ciocco, N. F. 2011. Diversidad, biología y ecología de especies del género *Heleobia* de la Provincia Malacológica de Cuyo, Argentina. En: Cazzaniga, N. J. ed. El género *Heleobia* (Caenogastropoda: Cochliopidae) en América del Sur. *Amici Molluscarum* Número especial: 20–22.
- Clark, S. N. 2019. En: Lydeard, C. & Cummings, K. S. (Ed.). Atlas of the Global Distribution of the Freshwater Mollusks of the World. *Johns Hopkins University Press* Pp. 104–108. ISBN: 9781421427317.
- Collado, G. A. 2016. Unraveling cryptic invasion of a freshwater snail in Chile based on molecular and morphological data. *Biodiversity and Conservation*.
- Collado, G. A. Aguayo, K. P., Cazzaniga, N. J., Gutiérrez Gregori D. E., de Lucía M. & Haase, M. 2019a. Systematic evaluation of cryptic freshwater snails from central Chile, including the enigmatic *Littoridina santiagensis* (Gastropoda, Truncatelloidea). *European Journal of Taxonomy*, 524: 1–15.
- Collado, G. A., Vidal M. A., Aguayo, K. P., Méndez, M. A., Valladares, M. A., Cabrera, F. J., Pastenes, L., Gutiérrez Gregoric, D. E. & Puillandre N. 2019b. Morphological and molecular analysis of cryptic native and invasive freshwater snails in Chile. *Scientific Reports*, 9: 7846.
- Correa, A. C., Escobar, J. S., Durand, P., Renaud, F., David, P., Jarne, P., Pointier, J. P. & Hurtrez-Boussès, S. 2010. Bridging gaps in the molecular phylogeny of the Lymnaeidae (Gastropoda: Pulmonata), vectors of Fascioliasis. *Evolutionary Biology*, 10: 381.
- Cuezzo, G. 2009. Mollusca: Gastropoda. En: Domínguez E, Fernández H. (eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina; 2009. Pp. 595–629.

Cuezzo, G., Gutiérrez Gregoric, D. E., Pointier, JP., Vázquez, A. A., Ituarte, C., Dreher Mansur, M. C., Arruda, J. O., Barker, G. M., dos Santos, S. B., Ovando, X. M. C., Macedo de Lacerda, L. E., Fernandez, M. A., Thiengo, S. C., de Mattos, A. C., Feitosa da Silva, E., Berning, M. I., Collado, G. A., Miyahira, I. C., Antoniazzi, T. N., Pimpão, D. M. & Damborenea, M. C. 2020. Phylum Mollusca. En Damborenea, Rogers & Thorp (eds), *Keys to Neotropical and Antarctic Fauna*, Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates - Volume V (Cap. 11). Academic Press.

Darrigran, G. 1993. Los Moluscos del Río de la Plata como indicadores de contaminación ambiental. En: F. Goin y R. Goñi (ed.), *Elementos de Política Ambiental*: 309–313. Cámara de Diputados de la Provincia de Buenos Aires.

Darrigran, G., 1999. Longitudinal distribution of molluscan communities in the Rio de la Plata estuary as indicators of environmental conditions. *Malacological Review*, 8: 1–12. Suplemento Freshwater Mollusca.

Darrigran, G. & López Armengol, M. F. 1997. Composition, structure and distribution of malacofauna habiting on a hard substrate frm Río de la Plata, Argentina. *Gayana* 62 (1): 79–89.

Darrigran, G. & Lagreca, M. 2005. Moluscos Litorales del Estuario del Río de la Plata. Argentina. *Serie Técnica y Didáctica n° 8. ProBiota*. 4.

Darrigran, G., Vilches, A., Legarralde, T. & Damborenea, C. 2007. Guía para el estudio de macroinvertebrados. I.- Métodos de colecta y técnicas de fijación. Serie Técnica y Didáctica n° 10. ProBiota.

Darrigran, G., Núñez, V. & Torres, S. 2015. Los Moluscos del Delta Bonaerense. En: J. Athor (ed.) *El Delta Bonaerense. Naturaleza, Conservación y Patrimonio Cultural*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Vazquez Mazzini Editores. ISBN: 978-987-3781-06-3.

Darrigran, G., Agudo-Padrón, I., Baez, P., Belz, C., Cardoso, F., Carranza, A., Collado, G., Correoso, M., Cuezzo, M. G., Fabres A., Gutiérrez Gregoric, D. E., Letelier, S., Ludwig, S., Mansur, M. C., Pastorino, G., Penchaszadeh, P., Peralta, C., Rebolledo, A., Rumi, A., Santos, S., Thiengo, S., Vidigal, T. & Damborenea, C. 2020. Non-native mollusks throughout South America: emergent patterns in an understudied continent. *Biological Invasions*.

Davies D., Nieva L., Choke L. A., Soria Issa F., Pujadas J. & Prepelitchi L. 2014. First record of *Pseudosuccinea columella* (Say, 1817) from Salta province, northwest Argentina (Mollusca: Gastropoda: Lymnaeidae). *Check List*, 10 (3): 597–599.

de Lucía, M. & Gutiérrez Gregoric, D. E. 2017. The genus *Potamolithus* Pilsbry, 1896 (Gastropoda: Tateidae) on the Somuncurá Plateau, Patagonia, Argentina. *Molluscan Research*.

- de Lucía, M., Gonçalves, I. C., dos Santos, S. B., Collado, G. & Gutiérrez Gregoric, D. E. 2021. Phylogenetic and morphological study of the genus *Potamolithus* (Truncatelloidea: Tateidae) in hotspots of diversity at the Paranaense Forest, Argentina, with the addition of six new species. *Zoologischer Anzeiger*, 292: 82–110.
- Dreher-Mansur, C. D. & C. Meier-Brook, 2000. Morphology of *Eupera* Bourguignat 1854, and *Byssanodonta* Orbigny 1846 with contributions to the phylogenetic systematics of Sphaeriidae and Corbiculidae (Bivalvia: Veneroidea). *Archiv für Molluskenkunde*, 128: 1–59.
- Fernández, D. 1981. Mollusca, Gasteropoda, Ancyliidae. Fauna de Agua Dulce de la República Argentina, PROFADU (CONICET), Buenos Aires 15: 99–114.
- Fernandez, M. A., Feitosa da Silva, E. & Thiengo, S. C. 2020. Phylum Mollusca, Planorbioidea, Planorbidae, Planorbinae. En Damborenea, Rogers & Thorp (eds), Keys to Neotropical and Antarctic Fauna, Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates - Volume V (Pp. 313–330). Academic Press.
- Ferrú M. & Fierro P. 2015. Estructura de macroinvertebrados acuáticos y grupos funcionales tróficos en la cuenca del río Lluta, desierto de Atacama, Arica y Parinacota, Chile. *IDESIA*, 33 (4): 47–54.
- Flores, V. 2005. Estructura comunitaria de digeneos larvales en *Chilina dombeiana* y *Heleobia hatcheri* (Mollusca, Gastropoda) de la región andino patagónica. PhD diss., Universidad Nacional del Comahue, Argentina.
- Flores, V. & Semenas, L. 2008. Larval digenean community parasitizing the freshwater snail, *Chilina dombeyana* (Pulmonata: Chiliniidae) in Patagonia, Argentina, with special reference to the Notocotylid *Catatropis chilinae*. *Journal of Parasitology*, 94: 305–313.
- Flores, V., Brant, S. & Loker, E. S. 2015. Avian schistosomes from the South American endemic gastropod genus *Chilina* (Pulmonata: Chiliniidae), with a brief review of South American schistosome species. *Journal of Parasitology*, 101: 565–576.
- Fuentealba-Jara, C., D'Elia, G., González, F. & Franco-Jaccard, C. 2017. Reconstrucción filogenética de Sphaeriidae (Veneroidea: Bivalvia) y la posición filogenética de *Pisidium chilense* Phylogenetic reconstruction of Sphaeriidae (Veneroidea: Bivalvia) and phylogenetic position of *Pisidium chilense*. *Hidrobiológica*, 27 (1): 115–117.
- Gaillard, M. C. & Castellanos, Z. A. 1976. Mollusca, Gasteropoda, Hydrobiidae. Fauna de Agua Dulce de la República Argentina, PROFADU (CONICET), Buenos Aires 15: 5–40.
- Golding, R. E. 2012. Molecular phylogenetic analysis of mudflat snails (Gastropoda: Euthyneura: Amphiboloidea) supports an Australasian centre of origin. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 63: 72–81.

Graf D. L. 2003. Patterns of freshwater bivalve global diversity and the state of phylogenetic studies on the Unionoida, Sphaeriidae, and Cyrenidae. *American Malacological Bulletin*, 31 (1): 135–153.

Gutiérrez Gregoric, D. E. 2008. Estudios morfo anatómicos y tendencias poblacionales en especies de la familia Chiliniidae Dall, 1870 (Mollusca: Gastropoda) en la Cuenca del Plata. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP).

Gutiérrez Gregoric, D. E. 2010. Redescription of two endemic species of Chiliniidae (Gastropoda: Basommatophora) from Del Plata Basin (South America). *Journal of Conchology*, 40: 321–332.

Gutiérrez Gregoric, D. E. 2019. Chiliniidae. En: Lydeard, C., Cummings, K S. (Editors). Atlas of the Global Distribution of the Freshwater Mollusks of the World. *Johns Hopkins University Press* Pp. 150–154. ISBN: 9781421427317.

Gutiérrez Gregoric, D. E. 2020a. Phylum Mollusca, Chilinoidea, Chiliniidae. En Damborenea, Rogers & Thorp (eds), Keys to Neotropical and Antarctic Fauna, Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates - Volume V (Pp. 295–301). Academic Press.

Gutiérrez Gregoric, D. E. 2020b. Phylum Mollusca, Glacidorboidea, Glacidorbidae. En Damborenea, Rogers & Thorp (eds), Keys to Neotropical and Antarctic Fauna, Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates - Volume V (Pp. 276–280). Academic Press.

Gutiérrez Gregoric, D. E., Rumi, A. 2008. *Chilina iguazuensis* (Gastropoda: Chiliniidae), new species from Iguazú National Park, Argentina. *Malacologia*, 50: 321–330.

Gutiérrez Gregoric D. E. & Nuñez, V. 2010. Método de Colección de Moluscos: Gasterópodos Continentales. Serie Didáctica n°1. División Zoología Invertebrados, FCNyM-UNLP.

Gutiérrez Gregoric, D. E., Ciocco, N. F. & Rumi, A. 2014. Two new species of *Chilina* Gray from Cuyo Malacological Province, Argentina. (Gastropoda: Hygrophila: Chiliniidae). *Molluscan Research*, 34: 84–97.

Gutiérrez Gregoric, D. E. & de Lucía, C. 2016. Freshwater gastropods diversity hotspots: Three new species from the Uruguay River (South America). *PeerJ* 4 (8): e2138.

Harry, W. H. 1964. The anatomy of *Chilina fluctuosa* Gray reexamined, with prolegomena on the phylogeny of the higher limnic Basommatophora (Gastropoda: Pulmonata). *Malacologia*, 1: 355–385.

Haszprunar, G. 1988. On the origin and evolution of major gastropod groups, with special reference to the Streptoneura (Mollusca). *Journal of Molluscan Studies*, 54: 367–441.

Hershler, R. & Thompson, F. G. 1992. A review of the aquatic gastropod subfamily Cochliopinae (Prosobranchia: Hydrobiidae). *Malacological Review*, 5: 1–140.

- Huber, G. 1993. On the cerebral nervous system of marine Heterobranchia (Gastropoda). *Journal of Molluscan Studies*, 59: 381–420.
- Ituarte C. F. 1996. Argentine species of *Pisidium* Pfeiffer, 1821, and *Musculium* Link, 1807 (Bivalvia: Sphaeriidae). *Veliger*, 39 (3): 189–203.
- Ituarte C. F. 1997. *Chilina megastoma* Hylton Scott, 1958 (Pulmonata: Basommatophora): A study of topotypic specimens. *American Malacological Bulletin*, 14: 9–15.
- Ituarte, C. F. 2005. Sphaeriidae of Northwestern Argentina, including three new species of *Pisidium* (Bivalvia: Sphaeriidae). *Nautilus*, 119 (3): 93–104.
- Ituarte, C. F. 2007. Las especies de *Pisidium* C. Pfeiffer, 1821 de Argentina, Bolivia, Chile, Perú y Uruguay (Bivalvia Sphaeriidae). *Revista Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 9 (2): 169–203.
- Ituarte C. F. Mollusca: Bivalvia. 2009. En: Domínguez E, Fernández H. (eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. Pp. 567–594.
- Ituarte, C. F. 2020. Phylum Mollusca, Bivalvia, Venerida. En Damborenea, Rogers & Thorp (eds), *Keys to Neotropical and Antarctic Fauna, Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates - Volume V* (Pp. 392–408). Academic Press.
- Koch, E., Martín, S. M. & Ciocco, N. F. 2015. A molecular contribution to the controversial taxonomical status of some freshwater snails (Caenogastropoda: Rissooidea, Cochliopidae) from the Central Andes desert to Patagonia. *Iheringia, Série Zoologia*, 105 (1): 69–75.
- Kruglov, N. D. 2005. Molluscs of the family Lymnaeidae (Gastropoda, Pulmonata) in Europe and northern Asia [in Russian]. Smolensk State Pedagogical University Publishing, Smolensk, Russia.
- Lee, T. & Ó Foighil, D. 2003. Phylogenetic structure of the Sphaeriinae, a global clade of freshwater bivalve molluscs, inferred from nuclear (ITS-1) and mitochondrial (16S) ribosomal gene sequences. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 137: 245–260.
- Lee T. 2019. Sphaeriidae Deshayes, 1854 (1820). En: Lydeard, C., Cummings, K S. (Editors). 2019. *Atlas of the Global Distribution of the Freshwater Mollusks of the World*. Johns Hopkins University Press, Pp. 197–201. ISBN: 9781421427317.
- Lydeard, C. & Cummings, K S. (Editors). 2019. *Atlas of the Global Distribution of the Freshwater Mollusks of the World*. Johns Hopkins University Press, Pp. 150–154. ISBN: 9781421427317.
- Núñez V., Gutiérrez Gregoric D. E. & Rumi A. 2010. Freshwater Gastropod Provinces from Argentina. *Malacologia*, 53 (1): 47–60.

- Medeiros, C., Scholte, R. G. C., D'ávila, S., Caldeira, R. L. & Dos Santos Carvalho, O. 2014. Spatial distribution of Lymnaeidae (Mollusca, Basommatophora), intermediate host of *Fasciola hepatica* Linnaeus, 1758 (Trematoda, Digenea) in Brazil. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, 56 (3): 235–252.
- Manzo, L. M., Epele, L. B., Grech, M. G., Kandus, P. & Miserendino, M. L. 2019. Wetland genesis rules invertebrate spatial patterns at Patagonian ponds (Santa Cruz, Argentina): A multiscale perspective. *Ecological Engineering*, 126: 43–54.
- Martín, P. R. 2002. Evidence for parthenogenesis and natural imposex in the Patagonian freshwater snail *Heleobia hatcheri* (Gastropoda: Hydrobiidae). *Journal of Molluscan Studies*, 68: 291–295.
- Martín, P. R. 2017. Caracoles sin fronteras: patrones y procesos en ambientes dulceacuícolas de Argentina. *Boletín de la Asociación Argentina de Malacología*, 7 (2): 7–11.
- Martín, P. R., Ovando, X. M. C. & Seuffert, M. E. 2016. First record of the freshwater snail *Pseudosuccinea columella* (Gastropoda: Lymnaeidae) in southern Pampas (Argentina) and assessment of future spread. *Molluscan Research*, 36 (3): 213–221.
- Martín, S. M. & Díaz, A. C. 2012. Population structure of *Uncancylus concentricus* (d'Orbigny, 1835) (Ancyliidae, Pulmonata, Basommatophora) in the Multiple Use Reserve Martín García Island, Upper Río de la Plata, Argentina. *Brazilian Journal of Biology*, 72 (1): 65–70.
- Martín, S. M., Núñez, V., Gutiérrez Gregoric, D. E. & Rumi, A. 2019. Urban ponds as a potential risk in the transmission of parasites. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, Nueva Serie*, 21 (1): 59–68.
- Martorelli, S. R. 1984. Sobre una cercaria de la familia Schistosomatidae (Digenea) parásita de *Chilina gibbosa* Sowerby, 1841 en el lago Pellegrini, provincia de Río Negro, República Argentina. *Neotropica*, 30: 97–106.
- Meier-Brook, C. & Smith, B. J. 1975. *Glacidorbis* Iredale 1943, a genus of freshwater prosobranchs with a Tasmanian-Southeast Australian–South Andean distribution. *Archiv für Molluskenkunde*, 106: 191–198.
- Miyahira, I. C., Clavijo, C., Callil, C. T., Cuezco, G., Darrigran, G., Gomez, S. R., Lasso, C., Dreher Mansur, M. C., Pena, M., Ramírez, R., dos Santos, R. C. L., dos Santos, S. B., Scarabino, F., Torres, S. H., Vogler, R. E., Cowie, R. H. 2022. The conservation of non-marine molluscs in South America: where we are and how to move forward. *Biodiversity and Conservation*.

- Ovando, X. M. C. & Gutierrez Gregoric, D. E. 2012. Systematic revision of *Chilina* Gray (Gastropoda: Pulmonata) from northwestern Argentina and description of a new species. *Malacologia*, 55 (1): 117–134.
- Ovando, X. M. C., Macedo de Lacerda, L. E. & Barbosa dos Santos, S. 2014. Taxonomy, morphology and distribution of Ancyliinae (Gastropoda: Pulmonata: Planorbidae) in Argentina. *Journal of Conchology*, 41 (6): 707–730.
- Ovando, X. M. C., Richau, C. S. & Barbosa dos Santos, S. 2017. The genus *Anisancylus* Pilsbry, 1924 (Planorboidae, Ancyliinae) in South America: species distribution and new records. *Check List*, 13 (4): 267–275.
- Paraense, W. L. 2004. Planorbidae, Lymnaeidae and Physidae of Ecuador (Mollusca: Basommatophora). *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 99 (4): 357–362.
- Paraense, W. L. 2005. Planorbidae, Lymnaeidae and Physidae of Argentina (Mollusca: Basommatophora). *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 100: 491–493.
- Pereira, D., Oliveira Arruda, J., Menegat, R., Porto, M. L., Schwarzbald, A. & Hartz, S. M. 2011. Guildas tróficas, composição e distribuição de espécies de moluscos límnicos no gradiente fluvial de um riacho subtropical brasileiro. *Biotemas* 24 (1): 21–36.
- Pereira, D, Dreher-Mansur, M. C., Duarte, L. D. S., Schramm de Oliveira, A., Mansur Pimpão, D., Tasso Callil, C., Ituarte, C., Parada, E., Peredo, S., Darrigran, G., Scarabino, F., Clavijo, C., Lara, G., Miyahira, I. C., Raya Rodriguez, M. T. & Lasso, C. 2014. Bivalve distribution in hydrographic regions in South America: historical overview and conservation. *Hydrobiologia*, 735: 15–44.
- Pilsbry, H. A. 1911. Non-marine Mollusca of Patagonia. Princeton University Expedition to Patagonia, 3: 513–633.
- Pointier, J. P., Cazzaniga, N. J., González-Salas, C., Gutiérrez, A., Arenas, J. A., BARGUES, M. D. & Mas-Coma, S. 2006. Anatomical studies of sibling species within Neotropical lymnaeids, snail intermediate hosts of fascioliasis. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 101 (4): 431–435
- Pointier & Vázquez. 2020. Phylum Mollusca, Lymnaeoidea, Lymnaeidae. En Damborenea, Rogers & Thorp (eds), Keys to Neotropical and Antarctic Fauna, Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates - Volume V (pp. 281–290). Academic Press.
- Pointier, J. P., Noya, O., Alarcón de Noya, B. & Théron A. 2009. Distribution of Lymnaeidae (Mollusca: Pulmonata), intermediate snail hosts of *Fasciola hepatica* in Venezuela. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*, 104 (5): 790–796).

Ponder, W. F. 1986. Glacidorbidae (Glacidorbacea: Basommatophora), a new family and superfamily of operculate freshwater gastropods. *Zoological Journal of the Linnean Society* 87: 53–83.

Ponder, W. 2019. Tateidae Thiele, 1925. En: En: Lydeard, C., Cummings, K S. (Editors). Atlas of the Global Distribution of the Freshwater Mollusks of the World. *Johns Hopkins University Press* p. 134–138. ISBN: 9781421427317.

Ponder, W. 2019. Glacidorbidae Ponder, 1986. En: En: Lydeard, C., Cummings, K S. (Editors). Atlas of the Global Distribution of the Freshwater Mollusks of the World. *Johns Hopkins University Press* p. 143–144. ISBN: 9781421427317.

Prepelitchi, L. & Wisnivesky, C. 2013. *Fasciola hepatica*: epidemiología y control en la región noreste de argentina Pp: 54–83. En: Salomon, O. D., Rumi, A. 2013. Moluscos de interés sanitario en la Argentina. Puerto Iguazú: INMeT. 157 p.

Pujadas, J. M., Farberbe, M., Pointier, J. P, Giudici, C., Wisnivesky, C. & Prepelitchi L. 2015. New record for *Galba neotropica* (d'Orbigny, 1835) in Argentina, with a detailed analysis of its morphology and molecular characteristics, *Molluscan Research*, 35 (3): 153–160.

Rumi, A. 1991. La Familia Planorbidae Rafinesque, 1815 en la República Argentina. Fauna de Agua Dulce de la República Argentina, PROFADU (CONICET), Buenos Aires 15: 3–51.

Rumi, A., Tassara, M. P. & Bonetto A. A. 1997. Distribución de las especies de Planorbidae en la Argentina y su relación con el riesgo de esquistosomiasis. *Ecosur*, 17 (28): 1–19.

Rumi, A., Gutiérrez Gregoric, D. E., Núñez, V., Tassara, M. P., Martín, S. M., López Armengol M. F. & Roche A. 2004. Biodiversidad de moluscos de agua dulce de la Región Mesopotámica, Argentina. INSUGEO, *Miscelánea*, 12: 211–216.

Rumi, A., Gutiérrez Gregoric D. E., Núñez V., Cesar I. I., Roche, M. A., Tassara, M. P. Martín, S. M. & López Armengol, M. F. 2006, Freshwater Gastropoda from Argentina: species richness, distribution patterns, and an evaluation of endangered species. *Malacologia*, 49: 189–208.

Rumi, A., Gutiérrez Gregoric, D. E. & Roche, A. 2007. Growth rate fitting using the von Bertalanffy model: analysis of natural populations of *Drepanotrema* spp. snails (Gastropoda: Planorbidae). *Revista de Biología Tropical*, 55 (2): 559–567.

Rumi, A., Gutiérrez Gregoric, D. E., Núñez, V. & Darrigran, G. 2008. Malacología latinoamericana. Moluscos de agua dulce de la República Argentina. *Revista de Biología Tropical* 56: 77–111.

Rumi, A., Gutiérrez Gregoric, D. E. & Roche, A. 2009. Tendencias del crecimiento individual en poblaciones naturales de *Biomphalaria* spp. (Gastropoda, Planorbidae) en la Cuenca del Plata, Argentina. *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay*, 9 (92): 185–193.

- Rumi, A., Gutiérrez Gregoric, D. E., Landoni, N., Cárdenas Mancilla, J., Gordillo, S., Gonzales, J. & Alvarez, D. 2015. Glacidorbidae (Gastropoda: Heterobranchia) in South America: Revision and description of a new genus and three new species from Patagonia. *Molluscan research*, 35: 143–152.
- Rumi, A., Vogler, R. E. & Beltramino, A. A. 2017. The South-American distribution and southernmost record of *Biomphalaria peregrina*. A potential intermediate host of schistosomiasis. *PeerJ* 5:e3401.
- Salomon, O. D. & Rumi, A. 2013. Moluscos de interés sanitario en la Argentina. Puerto Iguazú: INMeT. 157 p.
- Schrödl, M., Jörger, K. M & Wilson, N. G. 2011. Bye bye “Opisthobranchia”! A review on the contribution of mesopsammic sea slugs to euthyneuran systematics. *Thalassas*, 27: 101–112.
- Semenas, L. 1998. Primer registro de diplostomiasis ocular en trucha arco iris cultivada en Patagonia (Argentina). *Archivos de Medicina Veterinaria*, 30: 165–170.
- Smith, B. J. 1973. A new species of snail from Lake Pedder, Tasmania, possibly belonging to the family Valvatidae. *Journal of the Malacological Society of Australia*, 2: 429–434.
- Smith, B. J. 1979. A new species of Glacidorbis (Hydrobiidae, Gastropoda) from Great Lake, Tasmania. *Journal of the Malacological Society of Australia*, 4: 121–127.
- Starobogatov, I. 1988. On the systematic position of the genus Glacidorbis (Gastropoda incertae sedis) [in Russian, with English summary]. *Proceedings of the Zoological Institute*, 187: 78–84.
- Strong, E. E., Gargominy, O., Ponder, W. F. & Bouchet, P. 2008, Global diversity of gastropods (Gastropoda; Mollusca) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 149–166.
- Torres, S., Giglio M. & Darrigran G. 2012. Malacofauna invasora en el extremo sur de América del Sur. *Newsletter de la Sociedad Internacional de Malacología Médica y Aplicada*, 18: 16–18.
- Torres S., Darrigran G. & Damborenea, M. C. 2013. Distribución del género Diplodon (Mollusca: Bivalvia: Hyriidae) en la Cuenca del Plata (Argentina) mediante el uso de colecciones biológicas. *AUGM/DOMUS Revista Electrónica del Comité de Medio Ambiente*, 5: 90–99.
- Torres, S., Cao, L., Gutiérrez Gregoric, D. E., de Lucía, M., Brea, F. & Darrigran, G. 2018. Distribution of the Unionida (Bivalvia, Paleoheterodonta) from Argentina and its conservation in the Southern Neotropical Region. *PLoS ONE*, 13 (9): e0203616.
- Vinarski, M. V., Clewing, C. & Albrecht, C. 2019. Lymnaeidae Rafinesque, 1985. En: En: Lydeard, C., Cummings, K S. (Editors). Atlas of the Global Distribution of the Freshwater Mollusks of the World. *Johns Hopkins University Press* p. 158 – 162. ISBN: 9781421427317.

Torres, Santiago Hernán. 2022. *Caracterización de la malacofauna acuática continental de la Patagonia extra-andina de la provincia de Santa Cruz* (Dr. Gustavo Darrigran – Dr. Juan Pablo Martin).

Vogler R. E., Rumi A., Guzmán L. B., Beltramino A. A., Serniotti E. N., Ferrari W. & Peso J. G. 2019. Hidden diversity in waterfall environments: The genus *Acrorbis* (Gastropoda: Planorbidae) from the Upper-Paraná Atlantic Forest. *PLoS ONE*, 14 (7): e0220027.

Wieczorek, J., Guo, Q. & Hijmans, R. 2004. The point radius method for georeferencing locality descriptions and calculating associated uncertainty. *International Journal of Geographical Information Science*, 18: 745–767.

CAPÍTULO III

LOS ENSAMBLES DE MACROINVERTEBRADOS DULCEACUÍCOLAS Y EL IMPACTO ANTRÓPICO EN LA PROVINCIA DE SANTA CRUZ

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, los ecosistemas acuáticos continentales han sido sometidos a fuertes presiones ambientales a nivel mundial. La modificación de las cuencas hidrográficas, los cambios en el uso de la tierra, la sobreexplotación de aguas para actividades humanas y la contaminación de los recursos acuáticos, impactan en los ambientes dulceacuícolas, alterando las propiedades físicas, la composición química y la estructura de su biocenosis (Miserendino, 2004; Masi & Miserendino, 2009; Asueta *et al.*, 2011; Armendáriz *et al.*, 2017). Debido a su importancia como recurso, en gran parte de los ríos de la Patagonia se han asentado poblaciones que han ido creciendo a lo largo del tiempo. Este desarrollo poblacional trajo aparejado una serie de presiones ejercidas sobre los cuerpos de agua (Miserendino *et al.*, 2008; Miserendino & Brand, 2009). Entre los principales cambios antropogénicos detectados en los ríos urbanos de la Patagonia, Miserendino y Brand (2009) mencionan las regulaciones de sus regímenes hidrológicos, la modificación de los canales y de las zonas ribereñas (incluidos el dragado y el desbroce periódicos), y los aportes de contaminantes orgánicos y sedimentos.

De acuerdo con Domínguez *et al.* (2020), para definir la calidad de un cuerpo de agua se deben tener en cuenta dos aspectos. Por un lado, las características físico-químicas y los cambios espacio-temporales a los que pudiera estar sujeto el cuerpo de agua, y por otro los usos para los que se quisiera aplicar el agua. De esta forma, para poder definir la calidad de un cuerpo de agua, debemos definir el tipo de uso que se le dará, ya que, si es para agua potable o recreación, por ejemplo, las condiciones para una calidad de agua aceptable serían mucho más estrictas que si fuera para riego, transporte o refrigeración industrial. Además, los autores definen “calidad biológica” del agua a los cambios estructurales de una determinada comunidad o ensamble de organismos. Esta definición de calidad de agua en términos biológicos es la más utilizada en los trabajos sobre bioindicación y biomonitoreo (Prat *et al.*, 2009), donde un cuerpo de agua con buena calidad biológica, o buena calidad de agua, será aquel que pueda sostener una comunidad o ensamble de organismos acuáticos similar a la que se puede encontrar en un sitio de condiciones prístinas (o sin fuentes de impacto). De esta manera, el término calidad de agua no será definido por sus usos antrópicos (*e.g.* consumo, recreación, riego), sino por su capacidad de sostener comunidades y ensambles de organismos, los cuales podrían prestar numerosos servicios ecosistémicos (Domínguez *et al.*, 2020).

Por su alta sensibilidad a los cambios ambientales, los ensambles de macroinvertebrados presentes en los ecosistemas acuáticos han sido utilizados para el monitoreo de los cambios en la calidad

del agua en ríos y arroyos desde hace más de dos décadas (Miserendino *et al.*, 2020). Existe numerosa bibliografía que demuestra la capacidad de las comunidades bentónicas para reflejar las anomalías y procesos de degradación en los ambientes acuáticos, que se manifiesta en las respuestas al disturbio y las fuertes relaciones entre las métricas, los índices bióticos y las variables ambientales (e. g. Weatherley & Ormerod, 1992; Rosenberg & Resh, 1993; Suren, 2000; Roy *et al.*, 2003; Scheibler & Ciocco, 2011). Los cambios que se producen en la abundancia y la dominancia de taxones en respuesta a un disturbio, dependerán del nivel de alteración de las condiciones ambientales y del grado de sensibilidad o tolerancia de los taxones que integran la comunidad (Martin *et al.*, 2014). Las alteraciones ambientales de alto o mediano impacto pueden generar cambios importantes en la estructura de la comunidad, como la desaparición de especies sensibles, el aumento en la abundancia de especies tolerantes o la aparición de especies con alto grado de tolerancia (Prat *et al.*, 2009).

Las primeras evaluaciones de calidad de agua realizadas sobre ríos urbanos de la Patagonia fueron realizadas a mediados de la década de '90 (Miserendino, 1995). Estas primeras evaluaciones mostraron cambios significativos en los ensambles bentónicos producto del vertido de efluentes cloacales sin tratar en el sistema Esquel-Percy en la provincia de Chubut. Miserendino *et al.* (2020) sintetizaron los casi 30 años de estudios realizados en la región patagónica referidos al estudio de la calidad de los cuerpos de agua continentales utilizando como herramientas de evaluación a los indicadores biológicos. Dichos autores destacan la importancia de los macroinvertebrados en la evaluación de la calidad de cuerpos de agua, recomendando como herramienta para la gestión de los recursos acuáticos patagónicos la utilización de los índices bióticos basados en macroinvertebrados. Estas investigaciones han conducido al diseño de distintos índices bióticos que permiten ponderar dichas alteraciones (Prat *et al.*, 2009). Entre los índices más utilizados se encuentran el índice Grupo de Trabajo de Seguimiento Biológico (BMWP por sus siglas en inglés) y el índice Puntuación Promedio por Taxón (ASPT por sus siglas en inglés), los cuales combinan el número de taxa totales (a nivel de familia) con un valor conocido de tolerancia y sensibilidad a la contaminación orgánica (Prat *et al.*, 2009); o los índices basados en el grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), los cuales se consideran como tres de los órdenes de insectos más sensibles a la contaminación (Gray & Delaney, 2008).

En Argentina, muchos de estos índices han sido adaptados para su aplicación en distintas ecorregiones del país (Prat *et al.*, 2009). El Índice Biótico de los Ríos y Arroyos Pampeanos (IBPAMP por sus siglas en inglés) o el índice Monitoreo Biótico de Arroyos Patagónicos (BMPS por sus siglas en inglés) son adaptaciones del índice BMWP a la región pampeana y a la región andino-patagónica respectivamente, y han sido utilizados para el diagnóstico de la calidad ambiental en el medio acuático (Miserendino & Pizzolón, 1999; Rodrigues Capítulo *et al.*, 2001; Armendáriz *et al.*, 2017). La adaptación de estos índices se basó en la información ecológica de las especies autóctonas, y, en los casos donde la información regional no estuvo disponible, se adoptó el grado de sensibilidad o tolerancia determinado a nivel de familia para otras regiones del mundo (Prat *et al.*, 2009).

Si bien los moluscos, y otros taxones de macroinvertebrados, cumplen con muchas de las condiciones para ser utilizados para el biomonitoreo (amplia distribución geográfica, riqueza de especies, diversidad de respuesta a gradientes ambientales, movilidad restringida, facilidad de muestreo, conocimientos experimentales sobre los efectos de la contaminación, entre otros), las dificultades para su identificación taxonómica (en comparación con los grupos de insectos acuáticos) ha llevado a los investigadores a enfocarse en la utilización de grupos más conocidos, tanto en su taxonomía como en su respuesta a los cambios ambientales (Prat *et al.*, 2009). Ciocco & Scheibler (2008) evaluaron la diversidad de moluscos acuáticos de una laguna salina en el sur de la provincia de Mendoza. De acuerdo con sus resultados, el ensamble de moluscos encontrado en el área de estudio presentó sensibilidad al aumento de dureza del agua, lo cual se vio reflejado en la disminución de la presencia, abundancia y diversidad de la malacofauna a medida que aumentaba la conductividad en los puntos de muestreo. El presente capítulo se centra en conocer la respuesta de los ensambles de macroinvertebrados frente a disturbios ambientales ocasionados por el vertido de efluentes cloacales de la localidad de Gobernador Gregores sobre un tramo del río Chico en la provincia de Santa Cruz. Para ello se analizó el ensamble completo de macroinvertebrados, teniendo especial interés en los cambios observados en la malacofauna.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreos

Se realizaron cuatro campañas de muestreo sobre el curso medio del río Chico (entre los 48° 45' 6" S, 70° 19' 18" O y los 48° 50' 8" S, 70° 9' 46" O) entre marzo de 2017 y marzo de 2019, en épocas del año contrastantes (marzo y noviembre), en función de la dinámica del caudal del río. Las campañas fueron realizadas en periodos de bajo caudal a finales del verano (20,4 m³/seg) y en periodos de alto caudal a mediados de la primavera (30,6 m³/seg) (Díaz, 2019). En el área de estudio se seleccionaron seis estaciones de muestreo dispuestas en un diseño de gradiente de impacto, con dos estaciones control aguas arriba de la localidad de Gobernador Gregores (estaciones 1 y 2) y cuatro estaciones aguas abajo (estaciones 3, 4, 5 y 6) (Fig. 3. 1). Luego del primer muestreo, la estación 5 original (5v) debió ser cambiada de ubicación, ya que en el momento de mayor caudal (noviembre) la estación quedó inaccesible para realizar el muestreo por el elevado nivel del agua (Figura 3. 1).

El tratamiento de los líquidos cloacales de la localidad, se realiza mediante el proceso denominado barros activados con aeración extendida. La planta se compone de tres módulos, donde el líquido cloacal que ingresa a la planta (afluente) se le incorpora parte de los lodos que se depositan en las tolvas de los sedimentadores (recirculación) y que están constituidos por una masa heterogénea de micro-organismos que utilizan la materia orgánica presente en el desagüe para su metabolismo. A la mezcla que se encuentra en los reactores se le incorpora oxígeno mediante difusores de aire (aire a

presión proveniente de los sopladores) con lo que se obtiene la multiplicación de los micro-organismos y la estabilización del líquido cloacal. La planta está diseñada para una población de 7.000 habitantes, con una dotación unitaria de desagüe cloacal de 290 litros/hab.día, concentración orgánica media del afluente de 200 mg DBO/litro y una concentración de sólidos suspendidos totales del afluente de 200 mg SST/litro (SPSE, 2022).

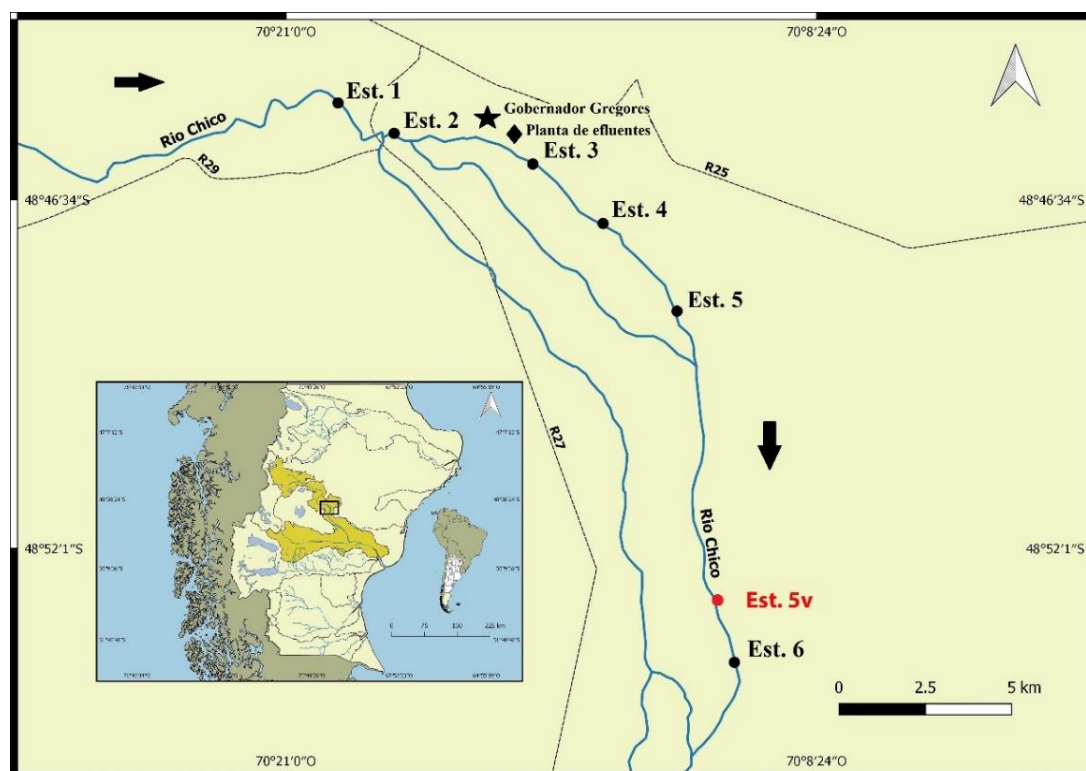


Figura 3. 1. Área de estudio y ubicación de las estaciones de muestreo en el río Chico, Santa Cruz. Rojo: Est. 5v (ubicación original de la estación 5 que debió ser modificada). Flechas negras: dirección de la corriente.

En cada estación se tomaron *in situ* datos de pH, temperatura, conductividad, turbidez y concentración de oxígeno disuelto en agua mediante una sonda multiparamétrica Horiba U10. Asimismo, se midió el ancho del cauce, se registró la velocidad de la corriente con un correntómetro Tecmes TS 1001 (Fig. 3. 2 A y B) a una profundidad de entre 30 y 50 cm y se colectaron muestras de agua para análisis fisicoquímicos en laboratorio: alcalinidad, por titulación con solución ácida valorada y verde de bromocresol como indicador (APHA 403); Calcio (Ca^{++}), por titulación con EDTA (APHA 311 C); Fósforo total (P-total), por digestión en autoclave con persulfato de potasio en medio alcalino y posterior determinación como PRS (APHA 4500-P E); Fosfato (P-PO_4), por formación de ácido fosfomolibdico en presencia de molibdato de amonio y tartrato de potasio en medio ácido y reducción a fosfomolibdato por ácido ascórbico y medido por espectrofotometría a 885 nm. (APHA 4500-P E); Nitrato (N-NO_3), determinación como nitritos previa reducción en columna de cobre-cadmio y medido por espectrofotometría a 543 nm. (APHA 4500-NO3- E.); Nitrito (N-NO_2), por formación de compuesto rojo azoico, por reacción con sulfanilamida y N-(1-naftil)-etilendiamina dicloruro y Medido por

espectrofotometría a 543 nm. (APHA 4500-NO₂- B); Amonio (N-NH₄), por formación de azul de indofenol, en presencia de fenol-hipoclorito, catalizado por nitroprusiato de sodio y yedido por espectrofotometría a 640 nm. (APHA 4500-NH₃ F.), los cuales se realizaron en el Laboratorio de Análisis Físicoquímicos y Bacteriológicos del Instituto de Limnología de La Plata (ILPLA) siguiendo los protocolos de APHA (2012) mencionados. Para determinar la concentración de sólidos totales y materia orgánica particulada en suspensión, las muestras de agua fueron filtradas utilizando filtros de vidrio de 1 µm de poro y bomba de vacío. Los filtros fueron secados en estufa a 70 °C hasta peso constante y posteriormente pesados en balanza analítica. El contenido de materia orgánica fue determinado por diferencia de pesos luego de incinerar los filtros en mufla a 450 °C por 6 hs. (Eleftheriou y McIntyre, 2005).

En cada una de las seis estaciones, se tomaron cuatro muestras (réplicas) del fondo utilizando una red manual tipo Surber con boca de 30 x 50 cm y malla de 500 µm, y un marco metálico para delimitar un área de muestreo de 0,25 m² sobre el fondo (Martín *et al.*, 2014, Rivera Velasco *et al.*, 2017). Las réplicas se tomaron en una transecta paralela a la margen del curso de agua en ambientes de correderas con lecho de grava, a una profundidad de entre 30 y 50 cm y el sustrato fue removido durante 2 minutos (Fig. 3. 2 C y D). Las muestras fueron fijadas *in situ* con solución de formol al 5% y posteriormente se guardaron en alcohol al 70% para su preservación (Martín *et al.*, 2014). En el laboratorio, el material fue separado mediante lupa estereoscópica (Leica S9D) e identificado a nivel de familia o al nivel taxonómico más bajo posible utilizando las principales claves de identificación (Domínguez & Fernández, 2009; Damborenea *et al.*, 2020) para la aplicación de las diferentes métricas (Martín *et al.*, 2014; Asueta *et al.*, 2019; Torres *et al.*, 2019). Para la confirmación de las identificaciones taxonómicas se realizaron consultas a distintos especialistas en macroinvertebrados. Para la identificación del grupo Clase Clitellata (Annelida) se contó con el asesoramiento de la Dra. Betina Gullo (FCNyM-UNLP) y la Dra. Laura Armendáriz (ILPLA-CONICET). Para la identificación de las familias de crustáceos se contó con el asesoramiento de la Dra. Analía Díaz (ILPLA-CONICET). Para la indentificación de las familias de hexápodos se contó con el asesoramiento de investigadores del Centro de investigación Esquel de montaña y estepa patagónica (CIEMEP-CONICET), la Dra. Cecilia Brand (Trichoptera), el Dr. Luis Epele Beltrán (Chironomidae y Plecoptera), la Dra. Luz Manzo (Chironomidae) y el Dr. Nicolás Martínez Román (Elmidae).



Figura 3. 2. Muestreo sobre el río Chico. A. Toma de datos ambientales utilizando sonda multiparamétrica. B. Medición del ancho de cauce. C y D. Muestreo de macroinvertebrados utilizando red tipo Surber. (Fotografías: Pablo Saibene).

Análisis de datos

Las variables ambientales medidas fueron analizadas utilizando Análisis de Componentes Principales (*Principal Component Analysis*, PCA). Los datos fueron previamente transformados utilizando $\log_{10}(x+1)$ para normalizarlos. Para cada muestra se calculó la diversidad (H') utilizando el índice de Shannon-Wiener, la equitatividad (J) utilizando el índice de Pielou, la riqueza taxonómica (S) y la abundancia total (N). Estos parámetros fueron comparados estadísticamente entre estaciones de muestreo para cada época del año mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, por no cumplirse los requisitos de normalidad y de homogeneidad de varianzas. Las comparaciones *post-hoc* entre pares de estaciones se realizaron con la prueba de Mann-Whitney, utilizando el paquete estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2015). La homogeneidad de varianzas fue previamente verificada utilizando el test de Levene y la distribución normal de los datos fue comprobada mediante el test de Shapiro-Wilks. El nivel de significancia utilizado en todos los casos fue de $\alpha=0,05$.

Los datos de abundancia fueron analizados mediante análisis multivariado, utilizando técnicas de agrupamiento (*Hierarchical Agglomerative Clustering*, HAC) y de ordenamiento no paramétrico (*Multidimensional Scaling*, MDS), por medio del software PRIMER versión 6.1. Los datos fueron previamente transformados utilizando raíz cuadrada y posteriormente se aplicó el índice de similitud de Bray-Curtis. Para poner a prueba la hipótesis de diferencias en la composición del ensamble entre estaciones de muestreo se utilizó el test de permutación ANOSIM. La significancia estadística de los

agrupamientos entre muestras fue corroborada mediante el análisis de similitud SIMPROF y para determinar la contribución de los taxones a la similitud entre muestras y a la disimilitud entre los diferentes grupos de muestras se aplicó la rutina SIMPER (Clarke & Warwick, 2001).

Se utilizó análisis canónico de correspondencia (*Canonical Correspondence Analysis, CCA*) para identificar las variables ambientales que mejor explicaron la variación en los datos de abundancia de los taxones, utilizando el paquete estadístico CANOCO 5.0. Las variables concentración de sólidos en suspensión y concentración de nitratos, nitritos y amonio fueron transformadas utilizando transformación logarítmica, mientras que los datos de abundancia fueron transformados utilizando raíz cuadrada para reducir el peso en las muestras de los taxones más abundantes con respecto a los menos abundantes. Para confeccionar el diagrama de CCA se seleccionó un subconjunto de variables ambientales, previa realización del análisis de correlación de Pearson para excluir aquellas variables fuertemente correlacionadas ($-0,9 > r > 0,9$). Se utilizó el procedimiento *interactive forward selection* para seleccionar las variables que ejercen un efecto significativo ($P < 0,05$) sobre la distribución de la macrofauna. La significancia estadística de las variables seleccionadas y de los ejes primarios del CCA fue determinada utilizando el test de permutación de Monte Carlo (ter Braak & Smilauer 1998).

El índice BMPS fue calculado para cada muestra considerando las familias puntuadas según Miserendino & Pizzolón (1999). Se calculó el valor promedio del índice para cada estación de muestreo en las dos épocas del año, sumando la puntuación correspondiente a cada familia identificada en las muestras de cada estación. No fueron utilizados para el cálculo del índice los taxones que no pudieron ser identificados a nivel de familia ni los que no están incluidos en la tabla de puntuación de Miserendino & Pizzolón (1999). Los valores obtenidos en las distintas estaciones de muestreo fueron comparados estadísticamente entre estaciones de muestreo y entre épocas mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, por no cumplirse los requisitos de normalidad y de homogeneidad de varianzas. Las comparaciones *post-hoc* entre pares de estaciones se realizaron con la prueba de Mann-Whitney. El nivel de significancia utilizado en todos los casos fue de $\alpha=0,05$.

RESULTADOS

Variables ambientales

La tabla 3. I resume los valores promedio de las 18 variables ambientales medidas *in situ* y en laboratorio. Se observa que los valores de fósforo total (P Total), amonio (N-NH₄) y conductividad alcanzaron su valor más alto en las estaciones 3 y 4, al igual que el contenido de materia orgánica en suspensión y el porcentaje de materia orgánica en sólidos en suspensión. Las diferencias son más marcadas en los muestreos de marzo, donde el caudal del agua es menor que en los muestreos de noviembre (Figura 3. 3).

Tabla 3. I. Valores promedio de datos ambientales para cada estación de muestreo. OD: Oxígeno disuelto. Temp: Temperatura. MO en susp: Materia orgánica en suspensión. %MO en sólidos: Porcentaje de materia orgánica en sólidos. P TOTAL: Fósforo total. P-PO₄: Fosfato. N-NO₃: Nitrato. N-NO₂: Nitrito. N-NH₄: Amonio

		pH	Conductividad (μS/cm)	Turbidez (UNT)	OD (mg/L)	Temp. (°C)
Marzo 2017	Est. 1	8,367	110,000	180,000	11,773	12,330
	Est. 2	8,467	110,000	200,000	11,723	13,000
	Est. 3	7,933	150,000	193,333	11,307	10,000
	Est. 4	7,400	150,000	213,333	10,003	13,000
	Est. 5v	7,900	120,000	176,667	9,580	11,000
	Est. 6	7,667	120,000	166,667	9,680	11,000
Noviembre 2017	Est. 1	7,900	110,000	826,667	10,097	13,000
	Est. 2	8,033	110,000	913,333	9,963	15,000
	Est. 3	8,000	120,000	510,000	9,303	19,000
	Est. 4	7,633	130,000	443,333	8,413	17,670
	Est. 5	8,867	130,000	350,000	11,877	17,670
	Est. 6	7,767	110,000	990,000	9,680	15,000
Noviembre 2018	Est. 1	7,267	119,667	990,000	10,923	11,280
	Est. 2	7,367	126,000	990,000	10,813	12,560
	Est. 3	6,767	174,333	903,333	9,823	15,930
	Est. 4	7,433	172,000	660,000	8,187	15,440
	Est. 5	7,833	161,333	446,667	10,183	16,680
	Est. 6	8,133	136,667	990,000	10,547	14,830
Marzo 2019	Est. 1	7,900	134,000	100,000	11,773	9,300
	Est. 2	7,500	141,667	96,667	11,723	10,270
	Est. 3	8,000	190,667	116,667	11,307	12,000
	Est. 4	7,500	180,667	146,667	10,003	10,600
	Est. 5	8,567	163,667	86,667	9,580	7,630

Tabla 3. I. Continuación.

		Velocidad (m/s)	Ancho cauce (m)	Sólidos tot. en susp. (mg/L)	MO en susp. (mg/L)	%MO en sólidos	Alcalinidad (meq/L)
Marzo 2017	Est. 1	0,530	33,000	49,200	5,800	11,789	0,965
	Est. 2	0,413	10,000	46,800	4,400	9,402	0,940
	Est. 3	0,220	11,000	33,400	6,400	19,162	0,991
	Est. 4	0,350	9,500	48,600	7,400	15,226	1,245
	Est. 5	0,320	25,000	38,600	5,000	12,953	1,118
	Est. 6	0,720	53,000	43,200	4,800	11,111	1,092
Noviembre 2017	Est. 1	0,567	33,000	376,500	27,000	7,171	1,018
	Est. 2	0,490	12,000	455,000	44,000	9,670	1,060
	Est. 3	0,490	9,700	178,500	26,000	14,566	1,109
	Est. 4	0,540	10,100	134,500	17,000	12,639	1,326
	Est. 5	0,310	15,500	100,000	20,500	20,500	1,193
	Est. 6	0,800	53,000	752,000	56,000	7,447	1,066
Noviembre 2018	Est. 1	0,507	33,000	553,000	52,000	9,403	0,904
	Est. 2	0,523	9,800	508,000	53,000	10,433	0,928
	Est. 3	0,270	9,300	331,000	48,000	14,502	1,277
	Est. 4	0,573	9,100	208,000	24,000	11,538	1,265
	Est. 5	0,267	15,600	121,000	19,000	15,702	1,109
	Est. 6	0,760	53,000	526,000	38,000	7,224	0,988
Marzo 2019	Est. 1	0,313	30,000	11,500	8,500	11,789	1,091
	Est. 2	0,490	6,840	13,000	10,000	9,402	1,123
	Est. 3	0,203	10,760	29,000	15,500	19,162	1,325
	Est. 4	0,367	8,500	23,500	10,000	15,226	1,314
	Est. 5	0,227	14,030	18,500	10,000	12,953	1,372

Tabla 3. I. Continuación.

		Calcio (mg Ca/L)	P TOTAL (mg P/L)	P-PO ₄ (mg P/L)	N-NO ₃ (mg N/L)	N-NO ₂ (mg N/L)	N-NH ₄ (mg N/L)
Marzo 2017	Est. 1	23,580	0,076	0,009	0,111	0,002	0,074
	Est. 2	27,370	0,071	0,026	0,105	0,002	0,002
	Est. 3	31,160	0,194	0,126	0,118	0,004	1,077
	Est. 4	26,530	0,149	0,040	0,381	0,015	0,344
	Est. 5	31,290	0,078	0,012	0,119	0,002	0,001
	Est. 6	25,680	0,065	0,011	0,123	0,001	0,001
Noviembre 2017	Est. 1	14,760	0,293	0,054	0,055	0,002	0,001
	Est. 2	17,360	0,314	0,030	0,017	0,005	0,001
	Est. 3	16,930	0,209	0,033	0,080	0,003	0,156
	Est. 4	22,570	0,199	0,065	0,144	0,009	0,268
	Est. 5	18,660	0,163	0,021	0,017	0,005	0,010
	Est. 6	17,790	0,456	0,043	0,027	0,001	0,007
Noviembre 2018	Est. 1	21,700	0,285	0,086	0,128	0,005	0,096
	Est. 2	22,134	0,259	0,053	0,108	0,001	0,101
	Est. 3	26,474	0,278	0,098	0,103	0,001	0,540
	Est. 4	20,398	0,201	0,112	0,093	0,006	0,491
	Est. 5	23,002	0,154	0,098	0,329	0,014	0,143
	Est. 6	22,134	0,310	0,063	0,101	0,002	0,101
Marzo 2019	Est. 1	18,430	0,139	0,077	0,040	0,007	0,001
	Est. 2	21,620	0,153	0,058	0,002	0,006	0,001
	Est. 3	21,660	0,538	0,182	0,307	1,020	0,239
	Est. 4	22,810	0,413	0,114	0,236	0,330	0,001
	Est. 5	22,080	0,312	0,079	0,012	0,118	0,114

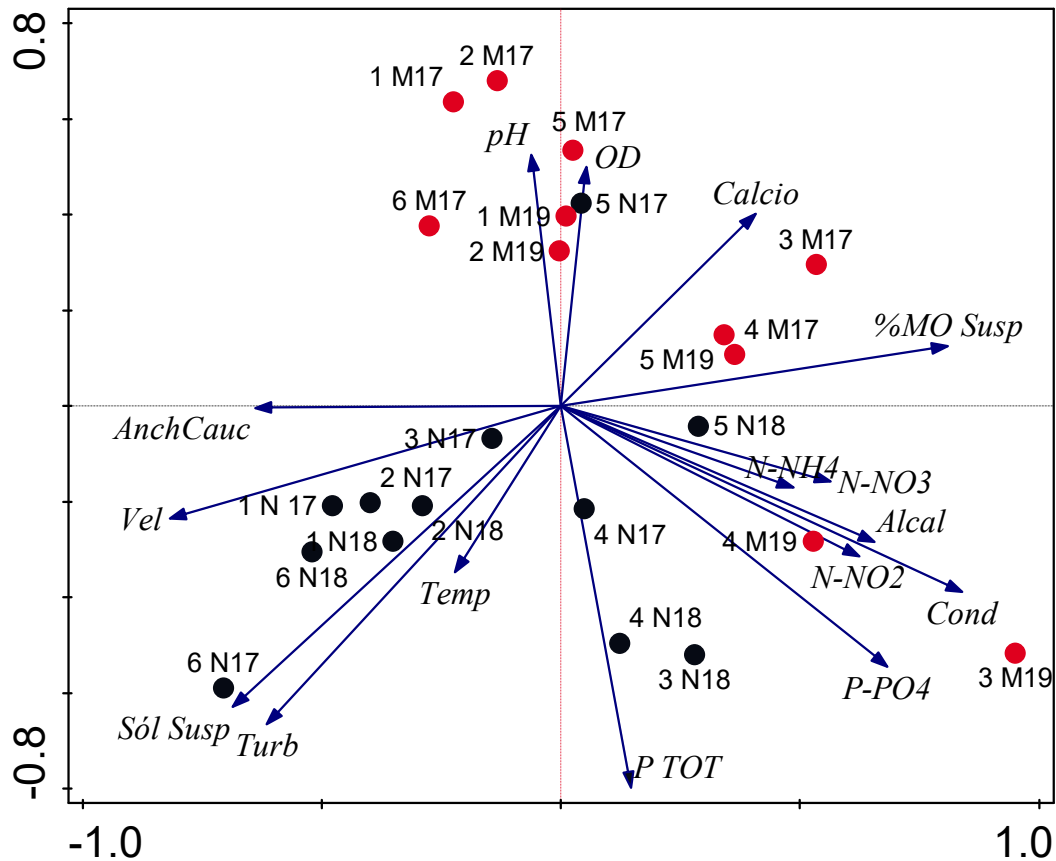


Figura 3. 3. Análisis de componentes principales de las variables ambientales. Puntos rojos: muestreos de los meses de Marzo; Puntos negros: muestreos de los meses de noviembre. M17: estaciones de muestreo marzo 2017; N17: estaciones de muestreo noviembre 2017; N18: estaciones de muestreo noviembre 2018; M19: estaciones de muestreo marzo 2019. OD: concentración de oxígeno disuelto; Cond: conductividad; Alcal: alcalinidad; AnchCauc: ancho de cauce; %MO Susp: porcentaje de materia orgánica en suspensión; Sól Susp: sólidos totales en suspensión; P TOT: fósforo total; Turb: turbidez; P-PO⁴: fosfato; N-NO₂⁻: nitritos; N-NO₃⁻: nitratos; NH₄⁺: amonio.

Ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos

Se identificaron 29 taxones en las muestras, siendo los mejor representados en términos de abundancia los anélidos oligoquetos de la familia Naididae, hirudíneos *Helobdella sp.*, los moluscos gasterópodos *Chilina perrieri* Mabilie, 1884 y *Pectinidens diaphanus* (P. P. King, 1832), e insectos de las familias Chironomidae, Baetidae y Glossosomatidae (Tabla 3. II).

Tabla 3. II. Abundancia promedio (n=4) de los diferentes taxones del ensamble de macroinvertebrados acuáticos en cada estación de muestreo.

		Marzo 2017						
		Estación	Estación	Estación	Estación	Estación	Estación	
		1	2	3	4	5v	6	
Nematoda	Nematoda	0	0,00	13,00	3,33	0	0	
	Enchytraeidae	0,50	0,00	1,00	0	0	0	
Annelida	Lumbricidae	0	0,00	2,00	36,50	0	0	
	Naididae	3,50	2,75	8050,50	5912,50	6,25	0,50	
	Glossiphoniidae	<i>Helobdella sp.</i>	0,25	0,00	132,00	175,00	0	0
	Chiliniidae	<i>Chilina perrieri</i>	100,75	0,00	0,50	0	70,25	3,00
Mollusca	Tateidae	<i>"Heleobia" hatcheri</i>	0	0,00	5,75	0	0,5	0
	Sphaeriidae	<i>Musculium patagonicum</i>	0	0,00	1,75	7,00	0	0
	Lymnaeidae	<i>Pectinidens diaphanus</i>	0,75	104,50	0,50	0,25	0,5	0,75
Chelicerata	Acarii	2,25	1,25	0	0,5	1,5	0,75	
Crustacea	Cyprididae	<i>Argentocypris sara</i>	0	0,00	0	0	0	0
		<i>Illiocypris sp.</i>	0	0,00	0	0	0	0
	Hyalellidae	<i>Hyalella araucana</i>	1,00	0,25	0	1	1	0,25
Hexapoda	Baetidae	22,75	35,75	0,50	0,5	18,75	44,25	
	Chironomidae	89,5	3,50	773,25	1210,00	3	2,75	
	Collembola	0	0,00	0	0	0	0	
	Dytiscidae	0	0,00	0	0	0	0	
	Elmidae	11,00	15,50	0	0	2	1,25	
	Empididae	1,00	2,25	0	0	1,75	0,25	
	Glossosomatidae	0,25	0,00	0	0	15,5	15,00	
	Gripopterygidae	1,50	6,75	0	0	12,25	8,75	
	Hemiptera	0,50	0,00	2,50	3	0	0	
	Hydrobiosidae	1,50	1,50	0	0	0,25	3,50	
	Hydroptilidae	0,25	1,00	0,25	0	2	0,25	
	Hydropsychidae	1,50	3,25	0	0	1,75	3,75	
	Leptophlebiidae	0	0,25	0	0	0	1,00	
Simuliidae	4,00	1,50	0	0	1,75	4,50		
Tipulidae	0	0,00	0	0	0	0		

Tabla 3. II. Continuación.

			Noviembre 2017					
			Estación	Estación	Estación	Estación	Estación	Estación
			1	2	3	4	5	6
Cnidaria	Hydridae	<i>Hydra sp.</i>	0	0	0	0	1,25	0
	Nematoda		0	0	0,25	1,25	61,50	0
Annelida	Enchytraeidae		0	5,00	8,00	2,00	56	0
	Lumbricidae		0	0	1,00	20,00	0	0
	Naididae		0	4,50	6824,00	2642,00	2366,50	0
	Glossiphoniidae	<i>Helobdella sp.</i>	0	0,50	0,50	46,00	10,25	0
	Chiliniidae	<i>Chilina perrieri</i>	0,50	4	2,75	0,50	71,25	0
Mollusca	Tateidae	<i>"Heleobia" hatcheri</i>	0	0	2,00	0	0,75	0
	Sphaeriidae	<i>Musculium patagonicum</i>	0	0	21,00	20,00	4	0
	Lymnaeidae	<i>Pectinidens diaphanus</i>	0	75,25	9,50	2,75	70,75	0
Chelicerata	Acarii		0,25	2,75	1,50	0	0,25	0
Crustacea	Cyprididae	<i>Argentocypris sara</i>	0	0,25	0	0,25	0,75	0
		<i>Illiocypris sp.</i>	0	0	0	0	158,00	0,50
	Hyalellidae	<i>Hyalella araucana</i>	0,50	2,5	2,75	0,75	160,25	2,00
	Baetidae		7,00	1,75	0	0	0	6,50
	Chironomidae		10,50	12,75	356,75	745,50	233,00	8
	Collembola		0,25	0,50	0	0	0,75	2,25
	Dytiscidae		0,25	0	0,75	0	0,50	0,25
	Elmidae		1,00	19,25	0,50	0	0	0,25
	Empididae		0,25	1,25	0	0	0	0,50
	Glossosomatidae		0,50	5,75	0	0	0	0
Hexapoda	Gripopterygidae		1,00	0,75	0	0	0,25	0,50
	Hemiptera		0	0	0	0	0,67	0
	Hydrobiosidae		1,50	1,00	0,25	0,25	0	0,50
	Hydroptilidae		0	0	0	0	0,25	0
	Hydropsychidae		0,25	3,25	0	0	0	0,25
	Leptophlebiidae		0	0	0	0	0	0
	Simulidae		2,00	2,25	0	0	0	7,25
	Tipulidae		0,25	0	0	0	0	0,25

Tabla 3. II. Continuación.

			Noviembre 2018					
			Estación 1	Estación 2	Estación 3	Estación 4	Estación 5	Estación 6
Cnidaria	Hydridae	<i>Hydra sp.</i>	0	0	0	0	20,25	0
Nematoda			1,00	1,50	0	0,25	42,75	2,50
Annelida	Enchytraeidae		0	2,75	2,00	0	20,00	0
	Lumbricidae		0	0,25	0	0	0	0
Mollusca	Naididae		0	4,75	2740,00	1256,00	8032,00	0
	Glossiphoniidae	<i>Helobdella sp.</i>	1,25	2,50	41,75	32,5	1,25	0,25
Mollusca	Chiliniidae	<i>Chilina perrieri</i>	0,25	8,25	0,25	0,5	0	0
	Tateidae	<i>"Heleobia" hatcheri</i>	0	0	0,25	0	0,25	0
	Sphaeriidae	<i>Musculium patagonicum</i>	0	0	1,00	1,00	0,25	0
	Lymnaeidae	<i>Pectinidens diaphanus</i>	0	77,25	1,00	33,50	62,00	0
Chelicerata			1,00	1,50	0	0	10,75	0,75
Crustacea	Cyprididae	<i>Argentocypris sara</i>	0,25	0,25	0	0	1,50	0,25
		<i>Illioocypris sp.</i>	0	0	0	0	188,00	0
	Hyalellidae	<i>Hyalella araucana</i>	6,75	2,75	0	0	79,25	3,00
	Baetidae		2,25	3,50	0	0	0	4,25
	Chironomidae		7,25	8,75	383,50	409,50	898,50	5,25
	Collembola		0,25	0	0	0,25	0	1,50
	Dytiscidae		0	0,25	0,25	0	0	0,25
	Elmidae		3,00	25,50	1,00	0	0,50	0,25
	Empididae		3,50	1,00	0	0	0	0,75
Hexapoda	Glossosomatidae		3,00	13,00	0	0	0	0
	Gripopterygidae		1,00	3,25	0	0	0	0,75
	Hemiptera		0	0	0	0,75	0	0
	Hydrobiosidae		2,25	3,50	0	0	0	1,75
	Hydroptilidae		0,50	0	0	0	14,50	0,50
	Hydropsychidae		0	0,25	0	0	0	0,25
	Leptophlebiidae		0,25	0,50	0	0	0	0
	Simuliidae		5,00	3,75	0	0	0	4,00
	Tipulidae		0	0,25	0	0	0	0,25

Tabla 3. II. Continuación.

			Marzo 2019				
			Estación 1	Estación 2	Estación 3	Estación 4	Estación 5
Cnidaria	Hydridae	<i>Hydra sp.</i>	0	0	0,50	1,25	6,50
Nematoda	Nematoda		0	0,25	0,25	1,25	51,50
Annelida	Enchytraeidae		0	0	0	0	24,00
	Lumbricidae		0	0	0	0	0
Mollusca	Naididae		0	0	4946,00	2822,75	15304,00
	Glossiphoniidae	<i>Helobdella sp.</i>	0	0,25	99,50	176,50	39,00
	Chiliniidae	<i>Chilina perrieri</i>	37,75	96,50	0	0,5	0
Mollusca	Tateidae	<i>"Heleobia" hatcheri</i>	0,25	0,25	0,75	0	0
	Sphaeriidae	<i>Musculium patagonicum</i>	0	0	32,5	9,75	1,00
	Lymnaeidae	<i>Pectinidens diaphanus</i>	0	120,25	0	7,50	3,50
Chelicerata	Acarii		1,75	0,50	0	0	1,25
Crustacea	Cyprididae	<i>Argentocypris sara</i>	0	0	0	0	24,25
		<i>Illiocypris sp.</i>	0	0,25	0,25	0	235,50
	Hyaellidae	<i>Hyaella araucana</i>	1,00	0,75	0	0	6,00
Hexapoda	Baetidae		4,25	19,50	0,50	0	0
	Chironomidae		1,00	6,75	91,25	589,25	1307,50
	Collembola		0	0	0	0	0
	Dytiscidae		0	0	0	0	0
	Elmidae		0,50	30,75	0	1,00	0
	Empididae		0,75	3,00	0	0,25	0
	Glossosomatidae		3,75	56,00	0	0	0
	Gripopterygidae		3,25	15,00	0	0	0
	Hemiptera		0	0	0	0	0,25
	Hydrobiosidae		2,00	0,25	0	0	0
Hexapoda	Hydroptilidae		0	0,25	0	0	0,5
	Hydropsychidae		9,75	44,00	0	0	0
	Leptophlebiidae		1,00	2,75	0	0	0
	Simuliidae		0,25	0,50	0	0	0
	Tipulidae		0	0	0	0	0

Las figuras 3. 4 y 3. 5 resumen los valores promedio obtenidos de Diversidad (H'), Equitatividad (J), Riqueza taxonómica (S) y Abundancia total (N) en las estaciones de muestreo de las épocas del año analizadas (marzo/noviembre). Las comparaciones estadísticas entre estaciones de muestreo mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis mostraron diferencias significativas en los valores de H', J, S y N en ambas épocas del año (Tabla 3. III). En las estaciones aguas abajo, más cercanas al sitio de

vertido de efluentes (estaciones 3 y 4), el ensamble se encontró ampliamente dominado por oligoquetos de la familia Naididae e insectos de la familia Chironomidae, y presentó los valores más altos de N y los más bajos de H', J y S tanto en marzo como en noviembre (Figuras 3. 4 y 3. 5). En las estaciones control (estaciones 1 y 2) y las más alejadas de la fuente de impacto aguas abajo (estaciones 5v y 6) adquirieron mayor importancia los moluscos de las familias Chiliniidae y Lymnaeidae, junto a los insectos de las familias Baetidae, Glossosomatidae y Gripopterygidae. Los valores de H', J y S aumentaron significativamente en estas cuatro estaciones (Figuras 3. 4 y 3. 5).

Tabla 3. III. Comparación de la diversidad (H'), equitatividad (J) abundancia total (N) y riqueza de taxones (S) entre estaciones de muestreo por época del año (Prueba de Kruskal Wallis).

	Epoca	H	p
H'	Marzo	33,47	<0,001*
	Noviembre	38,86	<0,001*
J	Marzo	32,95	<0,001*
	Noviembre	40,90	<0,001*
N	Marzo	37,06	<0,001*
	Noviembre	40,46	<0,001*
S	Marzo	21,42	0,001*
	Noviembre	27,47	<0,001*

* Significancia $p < 0,05$

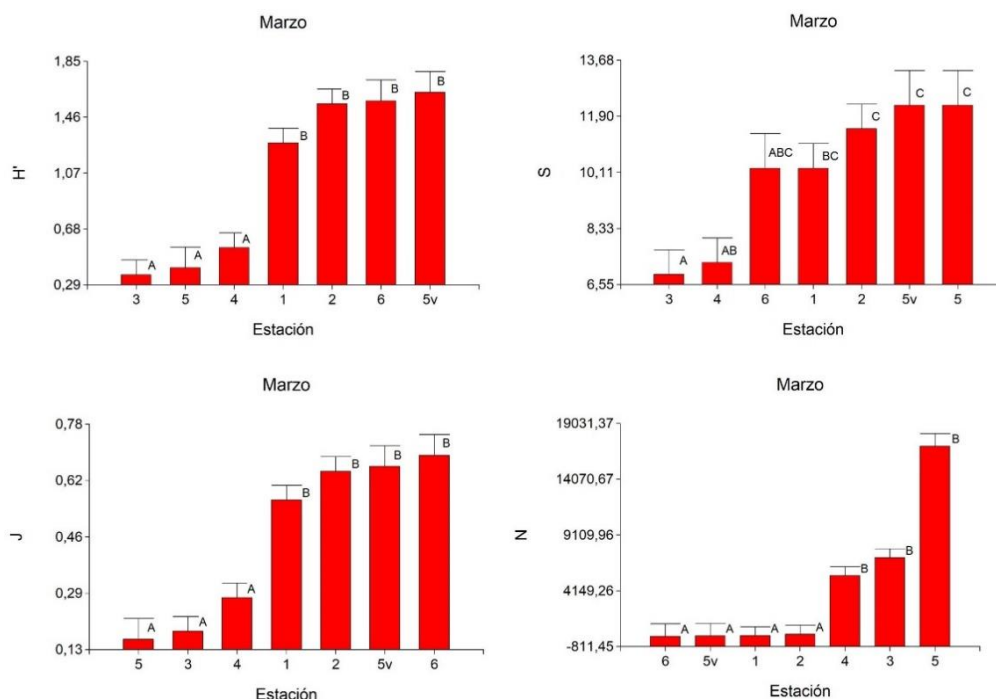


Figura 3. 4. Comparación de los parámetros del ensamble de macroinvertebrados entre estaciones de muestreo de marzo, utilizando el test *post-hoc* de Mann-Whitney. Valores promedios (\pm d. s.) de Diversidad (H'), Equitatividad (J), Riqueza taxonómica (S) y de Abundancia total (N). Medias con una letra en común no fueron significativamente diferentes ($p > 0,05$).

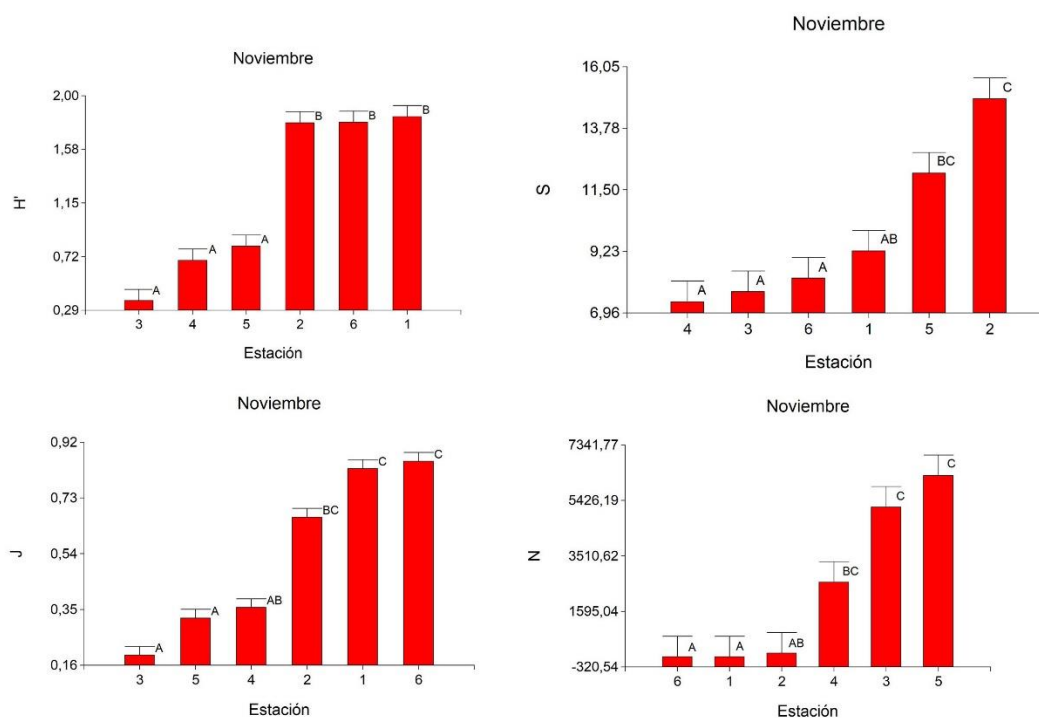


Figura 3. 5. Comparación de los parámetros del ensamble de macroinvertebrados entre estaciones de muestreo de noviembre, utilizando el test *post-hoc* de Mann-Whitney. Valores promedios (\pm d. s.) de Diversidad (H'), Equitatividad (J), Riqueza taxonómica (S) y de Abundancia total (N). Medias con una letra en común no fueron significativamente diferentes ($p > 0,05$).

El ensamble de macroinvertebrados acuáticos y su relación con las variables ambientales

Los análisis estadísticos multivariados de agrupamiento y de ordenamiento permitieron identificar tres agrupamientos principales de muestras, correspondientes a tres estructuras del ensamble de macroinvertebrados diferente: agrupamiento A (estaciones 1, 6 y 5v), agrupamiento B (estación 2) y agrupamiento C (estaciones 3, 4 y 5) (Figura 3. 6). El coeficiente de stress de los MDS bidimensionales fue inferior a 0,07 en todos los casos, indicando que el ordenamiento en dos dimensiones brindó una buena representación de los resultados sin riesgo de interpretación errónea. La significancia estadística de los agrupamientos se resume en la tabla 3. IV.

En el muestreo de marzo de 2017, la estación 5v se agrupa junto con las estaciones 1, 2 y 6, reflejando una composición del ensamble similar, con taxones considerados sensibles a las alteraciones ambientales. En los siguientes muestreos se observa que la elección del nuevo punto para la estación 5 presenta una composición del ensamble intermedia, agrupándose con las estaciones 3 y 4, las cuales presentan una composición del ensamble con taxones considerados tolerantes.

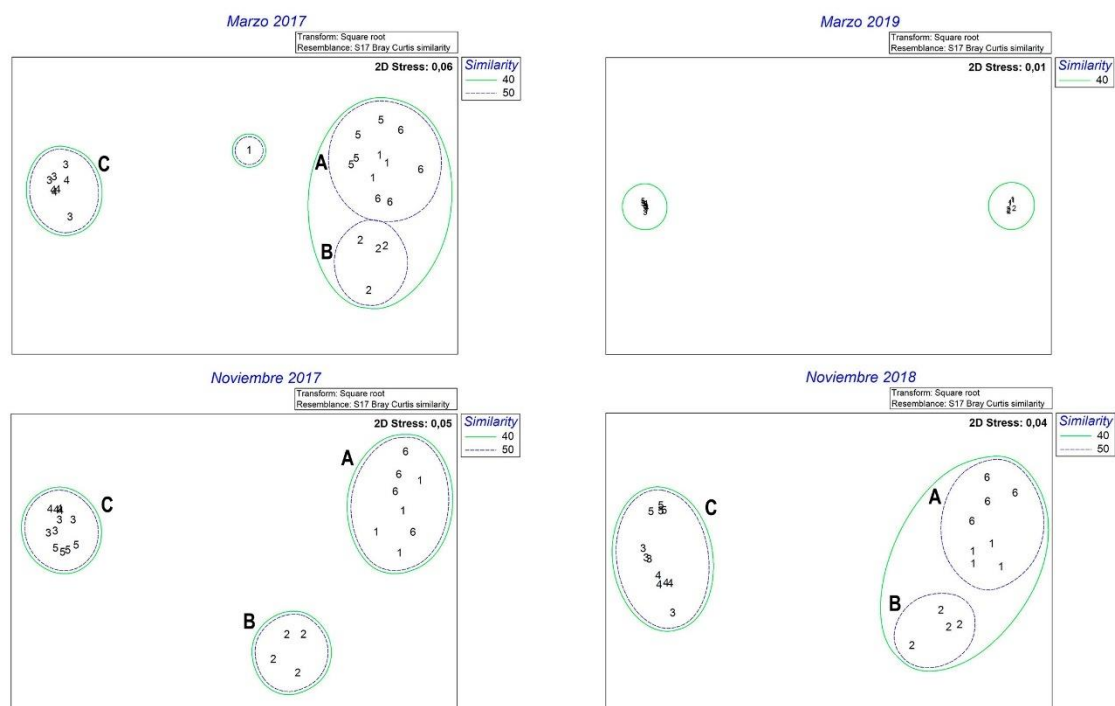


Figura 3. 6. Análisis de ordenamiento (MDS) y agrupamiento de muestras (HAC), utilizando transformación raíz cuadrada de la abundancia, índice de similitud de Bray-Curtis y ligamiento promedio.

Tabla 3. IV. Resultados de test ANOSIM entre agrupamientos de muestras. A= muestras de estaciones 1, 6 y 5v; B= muestras de estación 2; C= muestras de estaciones 3, 4 y 5.

	Marzo 2017		Nov. 2017		Nov. 2018		Marzo 2019	
Test entre Agrupamientos de muestras	R Glob.= 0,93 P= 0,001		R Glob.= 0,99 P= 0,001		R Glob.= 0,98 P= 0,001		R Glob.= 0,97 P= 0,001	
	R	P	R	P	R	P	R	P
A vs.B	0,66	0,001	0,98	0,002	0,91	0,002	0,99	0,03
A vs.C	0,99	0,001	1	0,001	1	0,001	1	0,001
B vs. C	1	0,002	1	0,002	1	0,001	1	0,003

Los resultados de la rutina SIMPER para determinar la contribución de las especies a la similitud entre muestras en cada agrupamiento y a la disimilitud entre los diferentes grupos de muestras se resumen en las tablas 3. V, 3. VI, 3. VII y 3. VIII. Se observa que existen diferencias en la estructura de los grupos entre marzo y noviembre. En marzo 2017, Baetidae, Gripopterygidae y *Chilina perrieri* son los taxones que más contribuyen al grupo A, mientras que en noviembre de 2017 son Baetidae, Simuliidae y *Hyaella araucana* los más representativos del grupo. Para noviembre de 2018, *H. araucana* y Simuliidae son los taxones que más contribuyen al agrupamiento A, mientras que para marzo 2019 son *C. perrieri*, Hydropsychidae y Gripopterygidae. El grupo B es más constante en la estructura del ensamble, siendo los taxones que más contribuyen al agrupamiento los gasterópodos *Pectinidens*

diaphanus y *C. perrieri*, y de insectos de la familia Elmidae. Los taxones que más contribuyen al agrupamiento C, son los oliquetos de la familia Naididae y los insectos de la familia Chironomidae.

Tabla 3. V. Análisis SIMPER. Taxones que más contribuyeron a la similitud entre muestras en cada grupo en marzo 2017. Ab. transf., abundancia transformada ($\sqrt{}$) promedio; % cont., porcentaje de contribución a la similitud; % acum., porcentaje acumulado de contribución a la similitud.

Marzo 2017	Abundancia promedio	% Cont.	% Acumul.
Grupo A: Similitud promedio: 59,1			
Baetidae	5,19	25,26	25,26
<i>Chilina perrieri</i>	6,60	22,69	47,95
Gripopterygidae	2,46	10,14	58,08
Simulidae	1,74	7,66	65,74
Chironomidae	2,96	7,15	72,89
Glossosomatidae	2,36	5,87	78,76
Hydropsychidae	1,33	4,96	83,72
Elmidae	1,62	4,94	88,66
Hydrobiosidae	1,05	3,47	92,13
Grupo B: Similitud promedio: 76,78			
<i>Pectinidens diaphanus</i>	10,19	38,43	38,43
Baetidae	5,84	19,48	57,9
Elmidae	3,79	11,84	69,74
Gripopterygidae	2,51	8,37	78,11
Empididae	1,49	5,7	83,81
Chironomidae	1,77	5,24	89,05
Hydropsychidae	1,51	2,90	91,95
Grupo C: Similitud promedio: 79,48			
Naididae	80,70	60,26	60,26
Chironomidae	31,24	26,28	86,55
<i>Helobdella</i>	11,38	7,35	93,89

Tabla 3. VI. Análisis SIMPER. Taxones que más contribuyeron a la similitud entre muestras en cada grupo en noviembre 2017. Ab. transf., abundancia transformada (\sqrt{x}) promedio; % cont., porcentaje de contribución a la similitud; % acum., porcentaje acumulado de contribución a la similitud.

Noviembre 2017	Abundancia promedio	% Cont.	% Acumul.
Grupo A: Similitud promedio: 54,03			
Baetidae	2,38	26,21	60,75
Simuliidae	1,78	16,04	76,78
<i>Hyaella araucana</i>	0,83	5,63	82,42
Gripopterygidae	0,68	5,59	88,01
Collembola	0,73	3,56	91,56
Grupo B: Similitud promedio: 70,86			
<i>Pectinidens diaphanus</i>	8,42	28,48	28,48
Elmidae	4,33	15,95	44,43
Chironomidae	3,47	11,79	56,22
<i>Chilina</i>	1,93	6,38	62,59
Glossosomatidae	2,22	6,24	68,83
Acarii	1,64	6,09	74,93
Hydropsychidae	1,72	5,3	80,23
Enchytraeidae	1,91	4,51	84,74
<i>Hyaella araucana</i>	1,35	3,39	88,13
Naididae	1,76	3,38	91,51
Grupo C: Similitud promedio: 71,29			
Naididae	60,05	62,73	62,73
Chironomidae	20,36	21,38	84,1
<i>Musculium patagonicum</i>	3,54	3,20	87,31
<i>Pectinidens diaphanus</i>	4,13	2,72	90,02

Tabla 3. VII. Análisis SIMPER. Taxones que más contribuyeron a la similitud entre muestras en cada grupo en noviembre 2018. Ab. transf., abundancia transformada ($\sqrt{}$) promedio; % cont., porcentaje de contribución a la similitud; % acum., porcentaje acumulado de contribución a la similitud.

Noviembre 2018	Abundancia promedio	% Cont.	% Acumul.
Grupo A: Similitud promedio: 59,16			
<i>Hyaella araucana</i>	2,11	17,9	17,9
Simulidae	2,06	17,1	35,00
Chironomidae	2,29	16,00	51,01
Baetidae	1,63	11,73	62,74
Nematoda	1,12	7,23	69,96
Empididae	1,19	6,39	76,36
Hydrobiosidae	1,16	6,32	82,68
Elmidae	0,96	4,11	86,79
Gripopterygidae	0,73	3,45	90,25
Grupo B: Similitud promedio: 79,14			
<i>Pectinidens diaphanus</i>	8,75	25,15	25,15
Elmidae	5,02	14,32	39,47
Glossosomatidae	3,59	10,33	49,80
Chironomidae	2,88	7,4	57,2
<i>Chilina perrieri</i>	2,81	7,32	64,52
Simulidae	1,90	4,98	69,50
Hydrobiosidae	1,81	4,57	74,07
<i>Hyaella araucana</i>	1,64	4,51	78,58
Baetidae	1,74	3,85	82,43
Nematodes	1,21	3,29	85,72
Naididae	1,85	3,11	88,83
Empididae	1,00	3,07	91,90
Grupo C: Similitud promedio: 68,04			
Naididae	58,36	60,98	60,98
Chironomidae	23,08	28,79	89,77
<i>Helobdella</i>	3,90	3,41	93,18

Tabla 3. VIII. Análisis SIMPER. Taxones que más contribuyeron a la similitud entre muestras en cada grupo en marzo 2019. Ab. transf., abundancia transformada ($\sqrt{}$) promedio; % cont., porcentaje de contribución a la similitud; % acum., porcentaje acumulado de contribución a la similitud.

Marzo 2019	Abundancia Promedio	% Cont.	% Acumul.
Grupo A: Similitud promedio: 63,1			
<i>Chilina perrieri</i>	5,90	37,67	37,67
Hydropsychidae	3,10	22,92	60,59
Gripopterygidae	1,74	11,20	71,79
Glossosomatidae	1,66	7,95	79,74
Baetidae	1,65	5,65	85,39
Acarii	1,12	4,87	90,26
Grupo B: Similitud promedio: 76,89			
<i>Pectinidens diaphanus</i>	10,69	21,62	21,62
<i>Chilina perrieri</i>	9,77	21,46	43,08
Glossosomatidae	7,44	16,28	59,36
Hydropsychidae	6,41	12,19	71,56
Elmidae	5,07	7,82	79,38
Gripopterygidae	3,74	6,96	86,34
Baetidae	4,11	6,75	93,09
Grupo C: Similitud promedio: 65,11			
Naididae	81,14	72,97	72,97
Chironomidae	20,18	10,68	83,65
<i>Helobdella</i>	9,64	10,38	94,03

El análisis canónico de correspondencias (CCA) empleado para analizar la relación entre la abundancia de los taxones de la comunidad y las variables ambientales medidas permitió explicar el 49,16 % de la variación acumulada mediante sus tres primeros ejes (Tabla 3. IX). Las variables relacionadas al aporte de efluentes antrópicos (P total, N-NH₄, Cond. y % MO en suspensión) fueron las que más contribuyeron a la estructura del ensamble con taxones tolerantes a los disturbios ambientales (Figura 3. 7).

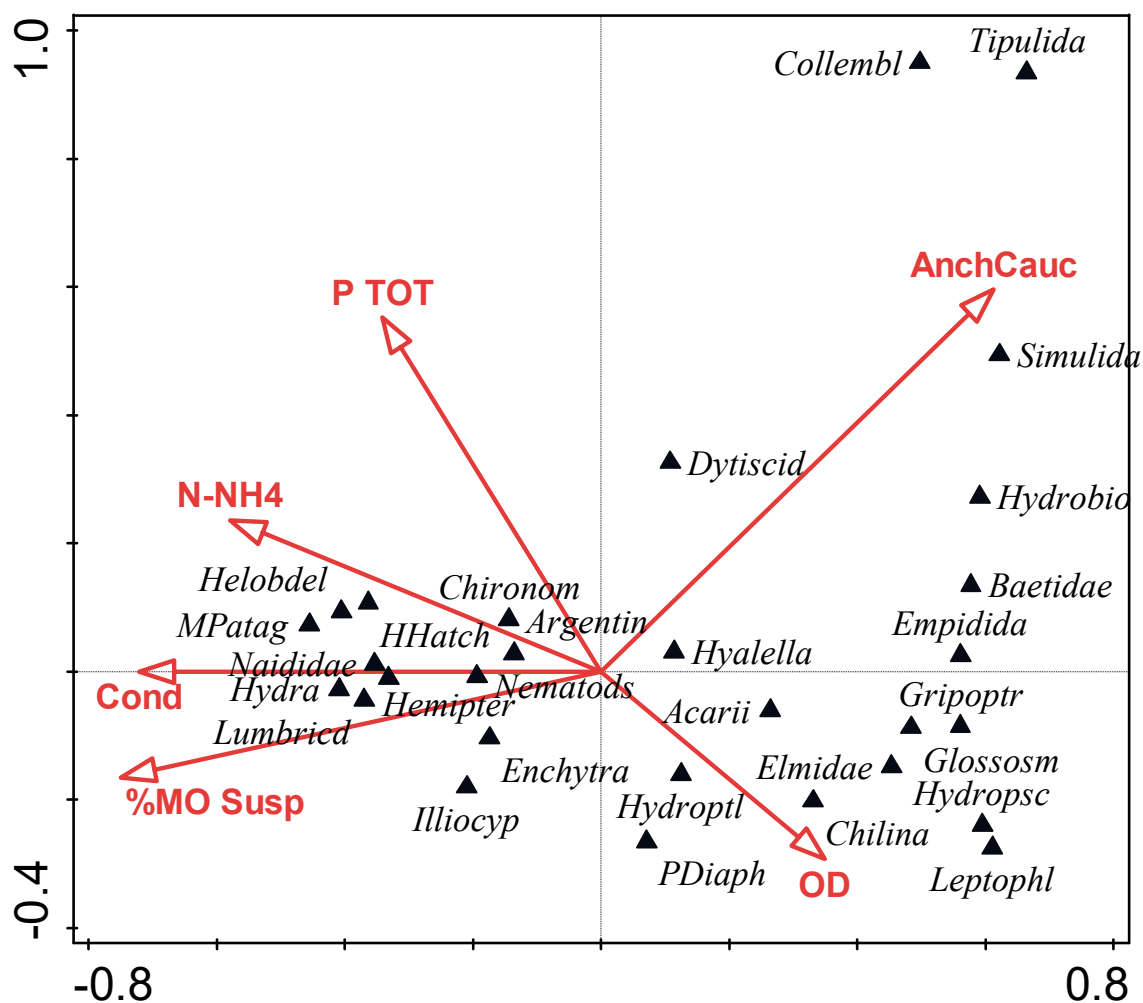


Figura 3. 7. Análisis canónico de correspondencia (CCA) de las variables ambientales y la abundancia entre taxones. Flechas rojas: Variables ambientales. Triángulos negros: taxones identificados. Helobdel: *Helobdella*; MPatag: Musculium patagonicum; Lumbricid: Lumbricidae; Hemipter: Hemiptera; HHatch: *Heleobia hatcheri*; Chironom: Chironomidae; Argentin: *Argentinocypris*; Illiocyp: *Illiocypris*; Hydroptl: Hydroptilidae; PDiaph: *Pectinidens diaphanus*; Leptophl: Leptophlebiidae; Glossosm: Glossosomatidae; Hydropsc: Hydropsychidae; Gripoptr: Gripopterygidae; Empidida: Empididae; Hydrobio: Hydrobiosidae; Dytiscid: Dytiscidae. OD: oxígeno disuelto; AnchCauc: ancho de cauce; %MO Susp: porcentaje de materia orgánica en suspensión; P TOT: fósforo total; N-NH₄: amonio; Cond: conductividad.

Tabla 3. IX. Resumen del análisis canónico de correspondencia (CCA) entre taxones y variables ambientales. Variación explicada acumulada total= 56,9%.

Ejes	1	2	3	4	Inercia Total
Eigenvalores	0,50	0,11	0,07	0,05	1,3
Variación explicada acumulada	36,49	44,37	49,16	52,94	
Test de permutación					
Eje 1: F= 9,2, P < 0,001					
Total de ejes canónicos: F= 3,5, P < 0,001					

La malacofauna y su relación con las variables ambientales

La malacofauna identificada durante los muestreos presentó una disposición espacial diferenciada (Figura 3. 7). La abundancia de *Chilina perrieri* se encontró asociada a valores más altos de oxígeno disuelto (OD) y bajos valores de P total, N-NH₄, Cond. y % MO en suspensión. Este gasterópodo estuvo presente principalmente en las estaciones poco impactadas, siendo un componente importante en el agrupamiento A, junto con efemerópteros de la familia Baetidae y plecópteros de la familia Gripopterygidae. *Pectinidens diaphanus* también fue un componente importante del ensamble de macroinvertebrados de las estaciones con impacto bajo a moderado, y su abundancia estuvo asociada a valores relativamente bajos de nutrientes, de conductividad y de materia orgánica en suspensión, y valores relativamente altos de oxígeno disuelto.

El bivalvo *Musculium patagonicum* fue particularmente abundante en las estaciones 3 y 4, tanto en los muestreos de primavera como los de verano, junto a los oligoquetos de la familia Naididae, los dípteros de la familia Chironomidae y el gasterópodo *P. diaphanus*. El análisis canónico de correspondencia (Figura 3. 7) muestra que la abundancia de *M. patagonicum* estuvo relacionada a valores más altos de nutrientes, conductividad y materia orgánica en suspensión. El gasterópodo “*Heleobia*” *hatcherii* fue el molusco de menor abundancia en el ensamble de macroinvertebrados, encontrándose el mayor número de ejemplares en la estación 3. El análisis canónico señala que “*H*”. *hatcherii* se relacionó con valores intermedios de conductividad y nutrientes.

Aplicación del índice BMPS

En la tabla 3. X se resumen los valores promedio del índice BMPS obtenidos para las estaciones de muestreo en las dos épocas del año muestreadas. Las estaciones 3 y 4 presentaron los valores más bajos de BMPS, principalmente en los muestreos de marzo, mientras que las estaciones control (1 y 2) mostraron los valores más altos del índice en ambas épocas del año. Las estaciones más alejadas de la localidad (5v y 6) presentaron los valores más altos durante el mes de marzo de 2017. El análisis estadístico mostró diferencias significativas en el valor del índice entre las estaciones de muestreo tanto en marzo como en noviembre (Tabla 3. XI).

Tabla 3. X. Valores promedio ($\pm d.s.$) del índice BMPS.

	Estación	BMPS
mar-17	1	56,25 \pm 7,32
	2	54,75 \pm 17,44
	3	16,00 \pm 40,68
	4	16,75 \pm 6,40
	5v	63,25 \pm 6,13
	6	63,50 \pm 15,97
nov-17	1	39,50 \pm 9,81
	2	61,00 \pm 8,41
	3	29,50 \pm 3,70
	4	22,00 \pm 8,04
	5	29,00 \pm 6,73
	6	29,50 \pm 8,19
nov-18	1	39,50 \pm 9,81
	2	57,00 \pm 10,03
	3	30,25 \pm 3,59
	4	22,00 \pm 8,04
	5	29,75 \pm 5,62
	6	29,50 \pm 8,19
mar-19	1	53,00 \pm 11,94
	2	67,25 \pm 17,29
	3	12,00 \pm 4,24
	4	14,50 \pm 6,03
	5	23,75 \pm 3,69

De acuerdo con los resultados de las pruebas *post-hoc*, las estaciones 3 y 4 resultaron estar estrechamente relacionadas, con valores similares, tanto en marzo como en noviembre. Las estaciones control (1 y 2) mostraron diferencias significativas con respecto a las estaciones 3 y 4 en ambas épocas del año. Las demás estaciones presentaron distintos grados de relación entre sí, con diferencias de acuerdo a la época del año. Respecto a la estacionalidad de los muestreos, se encontraron diferencias significativas en tres estaciones de muestreo según la época del año (Tabla 3. XII). Las estaciones 1 y 6 mostraron valores significativamente más altos del índice en los muestreos de marzo con respecto a los de noviembre. La estación 3 presentó valores significativamente más altos del índice en noviembre y más bajos en marzo. Las demás estaciones de muestreo no presentaron diferencias significativas en el valor del índice BMPS de acuerdo a la época del año.

Tabla 3. XI. Comparación de los valores del índice BMPS entre estaciones de muestreo por época del año (Prueba de Kruskal Wallis).

Época	Estación	Media BMPS	Post-hoc	H	p
Noviembre	3	29,88	A	29,32	<0,0001*
	4	22,00	A		
	5	29,38	AB		
	6	29,50	AB		
	1	39,50	BC		
	2	59,00	C		
Marzo	3	14,00	A	33,69	<0,0001*
	4	15,63	A		
	5	23,75	AB		
	1	54,63	BC		
	2	61,00	C		
	5v	63,25	C		
	6	63,50	C		

* Existen diferencias significativas entre estaciones de muestreo ($p < 0,05$). Medias con una letra en común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Tabla 3. XII. Comparación de los valores del índice BMPS entre épocas del año por estaciones de muestreo (Prueba de Kruskal Wallis).

Estación	Época	Media BMPS	H	P
1	Noviembre	39,50	7,46	0,004*
	Marzo	54,63		
2	Noviembre	59,00	0,47	0,526
	Marzo	61,00		
3	Noviembre	29,88	8,04	0,003*
	Marzo	14,00		
4	Noviembre	22,00	3,19	0,077
	Marzo	15,63		
5	Noviembre	29,38	2,34	0,139
	Marzo	23,75		
6	Noviembre	29,50	7,38	0,004*
	Marzo	63,50		

* Diferencias significativas ($p < 0,05$)

DISCUSIÓN

Los cambios espaciales observados en el ensamble de macroinvertebrados acuáticos en este trabajo de tesis pueden ser relacionados con las diferentes condiciones ambientales detectadas en las estaciones de muestreo. La abundancia y la dominancia de organismos tolerantes a impactos ambientales, como taxones de oligoquetos, hirudíneos y quironómidos (Prat *et al.*, 2009), en las estaciones 3 y 4, muestran la existencia de alteración ambiental, que se ve reflejada también en el aumento de los valores de P total, de N-NH₄, de conductividad y de materia orgánica particulada en el agua. Las causas de la alteración en la calidad del agua del río pueden ser variadas, pudiendo tener su origen en el aporte de fuentes difusas, como la actividad agrícola ganadera que se desarrolla en la zona de estudio, y en fuentes puntuales, como el vertido del efluente proveniente de la planta de tratamiento cloacal de la localidad.

Los análisis de agrupamiento y ordenamiento de las muestras reflejan una relación espacial entre la estructura de la comunidad y la ubicación de las diferentes estaciones de muestreo con respecto a las principales fuentes de impacto. Los taxones que caracterizaron a las muestras del Grupo A son los que, en general, se relacionan a condiciones ambientales más favorables (Prat *et al.*, 2009), como los órdenes de insectos Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (considerados taxones sensibles) y la especie *Chilina perrieri*, mientras que los taxones considerados tolerantes, como oligoquetos de la familia Naididae y los insectos de la familia Chironomidae caracterizaron a las muestras del Grupo C y fueron los que más contribuyeron al agrupamiento de las muestras de las estaciones 3 y 4, ubicadas aguas debajo de la localidad de Gobernador Gregores y más cercanas a las fuentes de impacto. El grupo B estuvo caracterizado por taxones con tolerancia intermedia, como el gasterópodo *Pectinidens diaphanus*.

Estudios previos en la provincia de Santa Cruz han utilizado a los ensambles de macroinvertebrados para la generación de líneas de base de calidad ambiental (Martín *et al.*, 2014) o para evaluar el impacto producido por la actividad minera (Asueta *et al.*, 2019). Los resultados obtenidos en dichos estudios coinciden con los obtenidos para el río Chico, donde las métricas e índices analizados indican que los cuerpos de agua cercanos a ciudades y yacimientos mineros y/o industriales están fuertemente impactados, con una clara dominancia de taxones tolerantes y una baja riqueza taxonómica, condiciones que van mejorando al aumentar la distancia a estos centros urbanos e industriales, con la aparición de taxones sensibles en el ensamble de macroinvertebrados.

Miserendino *et al.* (2020) advierten que los cuerpos de agua de esta región presentan naturalmente una baja diversidad de especies en los ensambles bentónicos, lo cual se ve reflejado en los resultados de los distintos estudios mostrados, donde la riqueza taxonómica no representa valores elevados comparados con otras regiones del país, aún en los sitios con buenas condiciones ambientales. Es por esta condición natural que Miserendino *et al.* (2020) remarcan la importancia de contar con sitios de referencia en los cuerpos de agua que sean útiles para contrastar con los resultados obtenidos en los

sitios impactados. A pesar que el índice biótico BMPS fue ajustado fundamentalmente para la región cordillerana (Miserendino & Pizzolón, 1999), la cual naturalmente presenta mayor diversidad y riqueza taxonómica, distintos estudios han demostrado su utilidad en la Patagonia extrandina de la provincia de Santa Cruz (Asueta *et al.*, 2011; Martín *et al.*, 2014; Rivera *et al.*, 2017; Torres *et al.*, 2019).

La respuesta de las diferentes especies de moluscos, en términos de distribución y abundancia, en este Trabajo de Tesis, muestran una fuerte relación con las diferentes condiciones ambientales de las estaciones de muestreo, diferenciándose de acuerdo a su grado de sensibilidad/tolerancia. La familia Chiliniidae es un grupo endémico de la Región Neotropical y, si bien algunas especies han sido catalogadas como sensibles a los cambios ambientales, principalmente a los relacionados con las deficiencias de oxígeno y el enriquecimiento orgánico (Gutiérrez Gregoric, 2008, 2019), en estudios realizados en el Río de la Plata (Darrigran, 1999) se señala a *Chilina fluminea* (Maton, 1809) como una de las especies más tolerantes en dicho ambiente. Cossi *et al.* (2015) describen que la especie *Chilina gibbosa* presenta una reducida capacidad para excretar distintos contaminantes, lo que podría provocar diferentes efectos negativos aún en ambientes con moderadas a bajas concentraciones de los mismos. Además, de acuerdo con Ciocco & Scheibler (2008) la familia presenta baja tolerancia a los aumentos de conductividad. Los resultados obtenidos por dichos autores muestran que la especie *Chilina mendozana* es sensible al aumento de los valores de conductividad, lo cual coincide con los resultados obtenidos en el presente capítulo para la especie *C. pierreri*. Es por ello que diferentes especies de la familia Chiliniidae han sido propuestas como organismos centinela para medir el impacto de diversos compuestos químicos presentes en los ambientes acuáticos de la Patagonia, como insecticidas o fertilizantes de origen orgánico (Bianco *et al.*, 2013; Herbert *et al.*, 2017; Cossi *et al.*, 2015; Fernández San Juan *et al.*, 2020).

Otra familia de gasterópodos ampliamente distribuida en la provincia de Santa Cruz es la familia Lymnaeidae. De acuerdo con la bibliografía disponible, esta familia es considerada de tolerancia media a alta en los principales índices de calidad biótica utilizados en Argentina (Miserendino & Pizzolón, 1999; Rodríguez Capítulo *et al.*, 2001; Fernández *et al.*, 2002; Prat *et al.*, 2009). Muchas especies de limneidos presentan plasticidad ecológica, habitando diversos cuerpos de agua como arroyos pequeños, charcas temporales, manantiales, como también grandes lagos oligotróficos y ríos de la Patagonia austral (Castellanos & Landoni, 1981; Vinarski *et al.*, 2019). La amplitud térmica en donde esta familia puede crecer y reproducirse varía entre 10 y 30°C y tienen la capacidad de resistir temperaturas frías y periodos de sequías disminuyendo su metabolismo e hibernando (Prepelitchi *et al.*, 2011). Ciocco & Scheibler (2008) reportaron para la provincia de Mendoza que la familia Lymnaeidae se encuentra en cuerpos de agua con pH y conductividad que varían entre 6,26 – 8,22 y 96 – 721 $\mu\text{S cm}^{-1}$ respectivamente y, en el caso particular de la especie *Galba viator*, puede tolerar valores de conductividad de hasta 1056 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

Si bien se tiende a considerar que las distintas especies de bivalvos tienden a presentar menor tolerancia que los gasterópodos, y dentro de estos últimos, que los más tolerantes son los pulmonados (Darrigran, 1993), existen excepciones, como las señaladas en estos resultados.

Conocer las variaciones en la estructura de los ensambles de macroinvertebrados es fundamental para la aplicación de índices bióticos de calidad ambiental. De acuerdo con los resultados obtenidos en este Trabajo de Tesis se pueden revisar los valores locales y regionales de sensibilidad/tolerancia de los diferentes taxones que integran los índices y de esta manera mejorar el ajuste de los mismos a condiciones presentes en los cuerpos de agua de la Patagonia austral.

Los resultados de la aplicación del índice BMPS indicaron que existen diferencias estacionales en los valores obtenidos durante el presente trabajo de Tesis (Figuras 3. 8 y 3. 9). En líneas generales, el índice mostró mejores condiciones ambientales en los muestreos de marzo para las estaciones control y las más alejadas de la fuente de impacto. A la inversa, los valores de BMPS mostraron que la calidad ambiental de las estaciones más impactadas (3 y 4) durante el mes de marzo fue inferior a la calidad en el mes de noviembre. Esta situación podría deberse a los cambios estacionales observados en las condiciones físico-químicas del cuerpo de agua durante los muestreos (Tabla 3. I), que están relacionados con un marcado incremento del caudal, de los sólidos en suspensión y de la turbidez en los meses de primavera, que disminuyen la calidad ambiental en las estaciones control y las más alejadas de la fuente de impacto. Por otro lado, el mayor caudal durante el mes de noviembre ayudaría a diluir la carga de nutrientes y de materia orgánica aportados por las fuentes de impacto de la localidad, mejorando la calidad ambiental en las estaciones 3 y 4 durante esta época del año.

Las valoraciones obtenidas en la aplicación del índice BMPS coinciden con otros estudios realizados sobre otros cuerpos de agua de la provincia y de otras regiones de la Patagonia (Miserendino & Pizzolón, 2003; Macchi, 2007; Asueta *et al.*, 2011, 2019; Martín *et al.*, 2014; Rivera *et al.*, 2017; Zagarola *et al.*, 2017). En los estudios mencionados se demuestra la utilidad del índice para detectar niveles incipientes de impacto, siendo una herramienta rápida y eficaz para la valoración ambiental de los cuerpos de agua. Miserendino & Brand (2009) recomiendan el uso del índice ya que este suele mostrar un mejor rendimiento, permitiendo identificar las perturbaciones que implican procesos de sedimentación y empobrecimiento del hábitat.

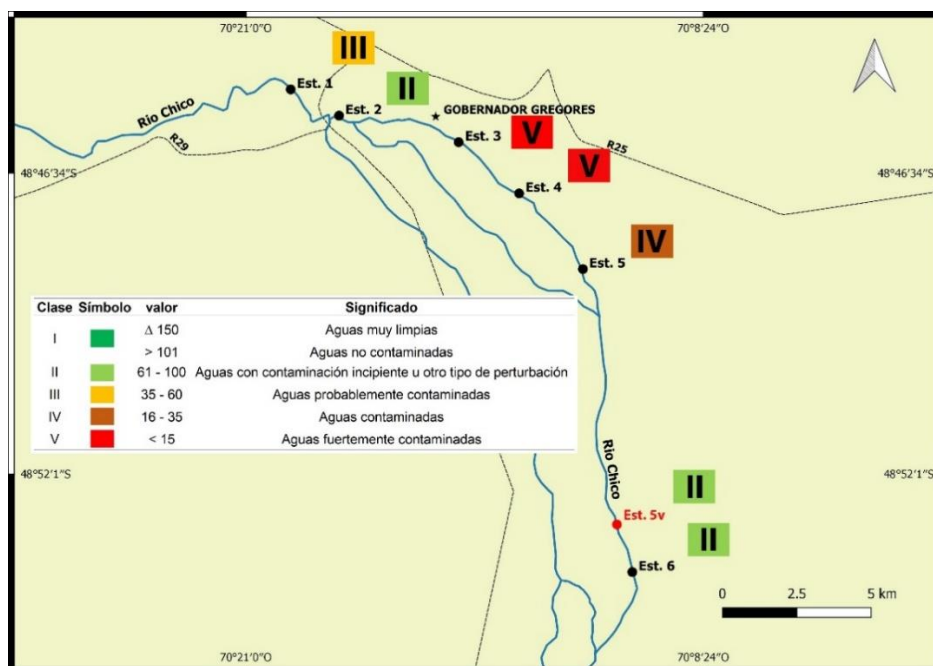


Figura 3. 8. Categorías de calidad de agua asignadas a las estaciones de muestreo según el índice BMPS para los muestreos de marzo (modificado de Miserendino & Pizzolón, 1999).

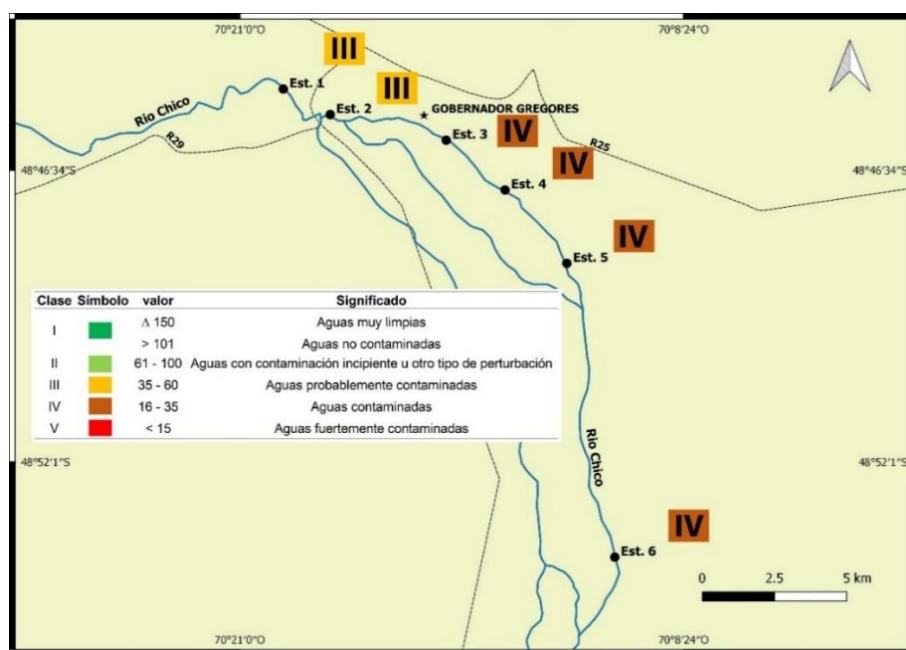


Figura 3. 9. Categorías de calidad de agua asignadas a las estaciones de muestreo según el índice BMPS para los muestreos de noviembre (modificado de Miserendino & Pizzolón, 1999).

El tramo medio del río Chico se encuentra en una zona productiva agrícola-ganadera que constituye un recurso importante para un sector económico de la provincia, el cual hace uso de sus aguas, principalmente para riego y consumo. Los estudios sobre su dinámica hídrica son fundamentales para un correcto manejo del recurso (Díaz & Seeber, 2015). Los resultados obtenidos de la toma de las condiciones físico-químicas coinciden con los obtenidos por Díaz (2019), con una marcada

estacionalidad en su dinámica de caudales, con un descenso en invierno y un aumento a partir del inicio de la primavera hasta principios del verano. Sin embargo, el autor advierte que es necesario un mayor análisis, con set de datos más robusto, para caracterizar la dinámica hídrica inter anual del río Chico (Figura 3. 10).

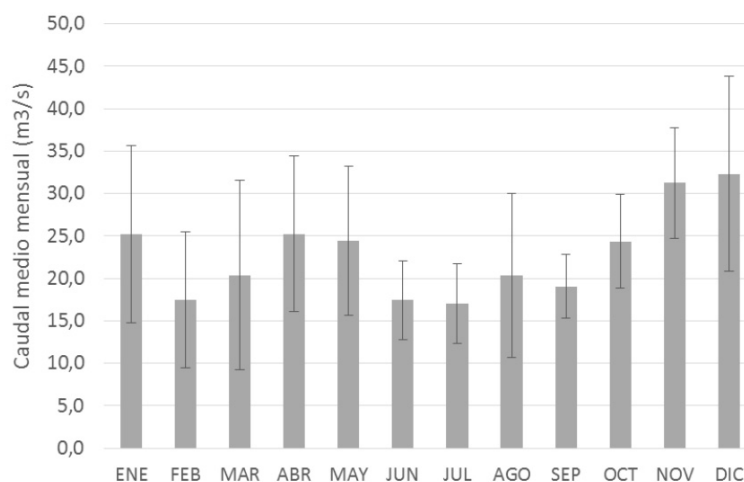


Figura 3. 10. Distribución mensual de la producción de caudales en el río Chico medidos en la sección BDHI 2837, en la serie temporal disponible 2015/2019. Tomado de Diaz (2019).

El análisis de los ensambles de macroinvertebrados en función de las épocas del año contrastantes y de las variables ambientales, resultan un complemento importante para los estudios que se vienen realizando por parte del nodo Santa Cruz de la red Ecofluvial, el INTA y el recientemente creado Observatorio de Agua de la provincia de Santa Cruz (Diaz & Seeber, 2015; Diaz, 2019), ya que reflejan el comportamiento de los ensambles de macroinvertebrados en función de los cambios en las condiciones ambientales. La marcada estacionalidad de los cuerpos de agua, la falta de información sobre la variación interanual y la baja diversidad de las comunidades bentónicas, hacen que sea necesario contar con sitios de referencia (aguas arriba o alejados de las fuentes de impacto), con muestreos estacionales que tengan en cuenta las marcadas variaciones en las condiciones ambientales y con relevamientos realizados en años diferentes que contemplen las variaciones en los niveles de precipitación, para una correcta valoración de la calidad ambiental (Asueta, 2017; Miserendino *et al.*, 2020). A partir del presente trabajo de tesis, queda claro que es necesario la realización de muestreos donde las variables temporo-espaciales sean las indicadas para examinar el grado de impacto del presente ambiente.

CONSIDERACIONES FINALES

En particular, los resultados de este Trabajo de Tesis dejan en evidencia que los moluscos son un componente importante del ensamble de macroinvertebrados acuáticos en el área de estudio.

Las especies de moluscos mostraron diferencias en sus patrones de distribución, en el sector medio del río Chico, en relación a las variables ambientales estudiadas.

Los resultados expuestos en el presente capítulo son el primer aporte sobre la distribución espacio-temporal del ensamble de macroinvertebrados en un sector del río Chico alterado por impacto antrópico en la provincia de Santa Cruz.

El índice BMPS es una herramienta recomendable para una rápida evaluación ambiental en los ríos patagónicos, si bien deben contemplarse las diferencias estacionales para arribar a un adecuado diagnóstico sobre la calidad ambiental de un cuerpo de agua.

REFERENCIAS

- APHA. 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd edition. Washington DC: American Public Health Association.
- Armendáriz, L. C., Cortese, B., Rodríguez, M. & Rodrigues Capítulo A. 2017. Ecosystem services of runoff marshes in urban lowland basins: Proposals for their management and conservation. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 418, 32: 1–12.
- Asueta, R., Súnico, A. & Martin, J. P. 2011. Análisis y caracterización de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca superior del río Gallegos – Santa Cruz. Su aplicación para la evaluación de la calidad ambiental de un recurso hídrico afectado por la extracción y uso del carbón para la generación de energía. *2do Encuentro de Investigadores de la Patagonia Austral. Universidad Nacional de la Patagonia Austral*.
- Asueta, R., Súnico, A. Martin, J. P. & Sierpe, C. 2019. Uso de Indicadores Bióticos Basados en Macroinvertebrados Bentónicos para la Determinación de Calidad Ambiental en la Cuenca Superior del Río Gallegos, Santa Cruz. *Informes Científicos Técnicos - UNPA*, 11 (1): 106–126.
- Bianco, K., Yusseppone, M. S., Otero, S., Luquet, C., Ríos de Molina, M. D. C. & Kristoff, G. 2013. Cholinesterases and neurotoxicity as highly sensitive biomarkers for an organophosphate insecticide in a freshwater gastropod (*Chilina gibbosa*) with low sensitivity carboxylesterases. *Aquatic Toxicology*, 144-145: 26–35.
- Castellanos Z. A. & Landoni, N. 1981. Mollusca, Gasteropoda, Lymnaeidae. Fauna de Agua Dulce de la República Argentina, PROFADU (CONICET) Buenos Aires, 15: 53–82.
- Clarke, K. R. & Warwick R. M. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. *PRIMER-E, Plymouth*, 159 pp.
- Ciocco, N. F. & Scheibler, E. E. 2008. Malacofauna of the littoral benthos of a saline lake in southern Mendoza, Argentina. *Fundamental and Applied Limnology Archiv für Hydrobiologie*, 172 (2): 87–98.
- Cossi, P. F., Boburg, B., Luquet, C. & Kristoff, G. 2015. Recovery study of cholinesterases and neurotoxic signs in the non-target freshwater invertebrate *Chilina gibbosa* after an acute exposure to an environmental concentration of azinphos-methyl. *Aquatic Toxicology*, 167: 248–256.
- Damborenea, M. C., Rogers, D. C. & Thorp, J. H. (Eds.). 2020. A Global Series of Books on the Identification, Ecology, and General Biology of Inland Water Invertebrates by Experts from Around the World Volume V: Keys to Neotropical and Antarctic Fauna. Elsevier. Pp 1046.
- Darrigran, G. 1993. Los Moluscos del Río de la Plata como indicadores de contaminación ambiental. En: F. Goin y R. Goñi (ed.), *Elementos de Política Ambiental*: 309-313. Cámara de Diputados de la Provincia de Buenos Aires.
- Darrigran, G. 1999. Longitudinal distribution of molluscan communities in the Río de la Plata estuary as indicators of environmental conditions. *Malacological Review, suplement Freshwater Mollusca*, 8: 1–12.
- Diaz, B. G. & Seeber, G. 2015. Caracterización hidrológica de las Subregiones Hidrográficas de los ríos Chico y Chalia (Centro de la provincia de Santa Cruz). *Informe Técnico INTA*. Pp 27.
- Diaz, B. 2019. Curva HQ y dinámica de caudales en el tramo medio del río Chico (Norte). Ensayo y ajuste de funciones HQ para la serie de datos 201 5/05 – 201 9/03 de la estación hidrométrica Gregores (BDHI 2837) – Región Hidrográfica del río Santa Cruz. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria – Estación Experimental Agropecuaria Santa Cruz. *Informe Técnico INTA*.

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G, González, L., Tablada, M. & Robledo, C. W. 2015. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.

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

Domínguez, E., Giorgi, A. & Gómez, N. (Comps.). 2020. La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: Bases para el análisis de la integridad ecológica. Editorial Eudeba.

Eleftheriou, A. & McIntyre A. (Eds.). 2005. Methods for the study of marine benthos. Blackwell Science, Oxford.

Fernández San Juan, M. R., Cortelezzi, A., Albornoz, C. B., Landro, S., Arrighetti, M. F., Najlea, R. & Lavarias, S. M. L. 2020. Toxicity of pyrethroid cypermethrin on the freshwater snail *Chilina parchappii*: Lethal and sublethal effects. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 196.

Gray, N. F. & Delaney, E. 2008. Comparison of benthic macroinvertebrate indices for the assessment of the impact of acid mine drainage on an Irish river below an abandoned Cu-S mine. *Environmental Pollution*. 155: 31–40.

Gutiérrez Gregoric D. E. 2008. Estudios morfo anatómicos y tendencias poblacionales en especies de la familia Chiliniidae Dall, 1870 (Mollusca: Gastropoda) en la Cuenca del Plata. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP).

Gutiérrez Gregoric D. E. 2019. Chiliniidae. En: Lydeard, C., Cummings, K S. (Editors). Atlas of the Global Distribution of the Freshwater Mollusks of the World. *Johns Hopkins University Press* Pp. 150–154. ISBN: 9781421427317.

Herbert, L., Castro, J., Bianchi, V., Cossi, P., Luquet, C. & Kristoff, G. 2017. Effects of azinphos-methyl on enzymatic activity and cellular immune response in the haemolymph of the freshwater snail *Chilina gibbosa*. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 150: 71–77.

Macchi, P. A. 2007. Calidad del agua en ecosistemas fluviales utilizando macroinvertebrados bentónicos. Cuenca del Arroyo Pocahullo, San Martín de los Andes (Tesis de Licenciatura). Universidad Nacional del Comahue. Neuquén.

Martin, J. P., Sar, A., Fernández, R., Caminos, C., Pereyra Ginestar, B., Moscardi, C. & Gaspari, G. 2014. Diversidad de macroinvertebrados bentónicos y aplicación de índices bióticos de calidad ambiental en el Río Santa Cruz (Patagonia austral, Argentina). *Memorias del II Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras*.

Masi, C. & Miserendino, M. L. 2009. Usos de la tierra y distribución de la materia orgánica particulada béntica en ríos de montaña. *Ecología austral*, 19: 185–196.

Miserendino, M. L. 1995. Composición y distribución del macrozoobentos de un sistema lotico andino-patagónico. *Ecología Austral*, 5: 133–142.

Miserendino, M. L. 2004. Effects of landscape and desertification on the macroinvertebrate assemblages of rivers in Andean Patagonia. *Archiv fur hydrobiology*, 159 (2): 185–209.

Miserendino, M. L. & Pizzolón, L. 1999. Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11: 137–148.

- Miserendino, M. L. & Pizzolón, L. A. 2000. Macroinvertebrates of a fluvial system in Patagonia: altitudinal zonation and functional structure. *Archiv für Hydrobiologie*, 150: 55–83.
- Miserendino, M. L. & Pizzolón, L. 2004. Interactive effects of basin features and land-use change on macroinvertebrate communities of headwater streams in the patagonian andes. *River Research and Applications*, 20: 967–983.
- Miserendino, M. L., Brand, C. & Di Prinzio., C. Y. 2008. Assessing Urban Impacts on Water Quality, Benthic Communities and Fish in Streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). *Water Air Soil Pollution*, 194: 91–110.
- Miserendino, M. L. & Brand, C. 2009. Environmental effects of urbanization on streams and rivers in Patagonia (Argentina): the use of macroinvertebrates in monitoring. In: Justin Daniels (Ed). *Advances in Environmental Research Volume 6. Chapter 5*. NOVA. New York. 183-220 pp. ISBN: 978-1-61728-163-1.
- Miserendino, M. L., Epele, L. B., Brand, C. & Manzo, L. M. 2020. Los indicadores biológicos en la Patagonia. Calidad de agua e integridad ecológica: una mirada desde arroyos a mallines. En: Domínguez, E., Giorgi, A., Gómez, N. (Comp). 2020. *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de Argentina. Bases para el análisis de la Integridad Ecológica. EUDEBA*. Pp. 148–155.
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R. & Rieradevall, M. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: Domínguez E. y Fernández H (ed.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología*. - 1a ed. - Tucumán: Fundación Miguel Lillo, Pp. 631–654.
- Prepelitchi, L., Pietrokovsky, S., Kleiman, F., Rubel, D., Issia, L., Moriena, R., Racioppi, O., Álvarez, J. & Wisnivesky-Colli, C. 2011. Population Structure and Dynamics of *Lymnaea columella* (Say, 1817) (Gastropoda: Lymnaeidae) in Wetlands of Northeastern Argentina. *Zoological Studies*, 50 (2): 164–176.
- Rivera Velasco, S., Torres, S., Martin J. P. & Tello, G. 2017. Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en un sector del sudoeste de Santa Cruz, Patagonia Austral, Argentina. Libro de trabajos completos, *III Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología Ambiental*, Pp: 73–78. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-06-05>.
- Rodrigues Capítulo, A., Tangorra, M. & Ocón, C. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35 (2): 109–119.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Invertebrates*. Chapman & Hall: New York.
- Roy, A. H., Rosemond, A. D., Paul, M. J., Leigh, D. S. & Wallace, B. 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanization (Georgia, USA). *Freshwater Biology*, 48: 329–346.
- Scheibler, E. E. & Ciocco, N. F. 2011. Distribution of Macroinvertebrate assemblages along a saline wetland in harsh environmental conditions from Central-West Argentina. *Limnologica*, 41: 37–47.
- Suren, A. M. 2000. Effects of urbanization. In: K.J. Collier, M.J. Winterbourn (Eds.), *New Zealand invertebrates: ecology and implications for management* (Pp. 260–268) Christchurch, New Zealand: New Zealand Limnological Society.
- SPSE (Servicios Públicos Sociedad del Estado). 2022. Memoria descriptiva Proyecto de la planta de tratamiento de líquidos cloacales localidad: Gobernador Gregores, Provincia de Santa Cruz.

ter Braak, C. J. F. & Smilauer, P. 1998. CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for windows. Software for canonical community ordination (v. 4). Microcomputer Power, Ithaca
Weatherley, N. S. & Ormerod, S. J. 1992. The utility of biological indicators of streams acidity in Wales. En Mckenzie D. H., Hyatt D. E., Mcdonald, V. J. (ed.) 1992. Ecological Indicators. Vol 2. Elsevier Applied Science London and New york. Cap. 76. Pp 1341–1354.

Torres, S., Martin, J. P., Gárgano, L., & Armendáriz, L. 2019. Análisis de la calidad ambiental en un sector del Río Chico (Santa Cruz, Argentina) basado en bioindicadores bentónicos. *Informes Científicos Técnicos - UNPA*, 11 (1): 36–49.

Vinarski, M.V., Clewing, C. & Albrecht, C. 2019. Lymnaeidae. En: Lydeard, C., Cummings, K S. (Editors). Atlas of the Global Distribution of the Freshwater Mollusks of the World. *Johns Hopkins University Press* p. 158–162. ISBN: 9781421427317.

Zagarola, J. P. A., Martínez Pasteur, G., Lopez, M. E. & Anderson, C. B. 2017. Assessing the effects of urbanization on streams in Tierra del Fuego. *Ecología Austral*, 27: 45–54.

CAPÍTULO IV

LOS MOLUSCOS COMO BIOINDICADORES DE IMPACTO AMBIENTAL

INTRODUCCIÓN

Los cuerpos de agua continentales, como ríos y lagos, suelen servir como zona de descarga de los efluentes de las ciudades asentadas a la vera de los mismos (Gust *et al.*, 2013). Efluentes provenientes de los sistemas cloacales, de la industria y de los sistemas de drenaje urbano, entre otros, son vertidos en los cuerpos de agua, alterando las condiciones físico-químicas naturales, con aumento de nutrientes orgánicos como fósforo y nitrógeno, variaciones en el pH y el aumento de la demanda de oxígeno debido al incremento de la descomposición biológica de la materia orgánica (Cortelezzi *et al.*, 2015). Asimismo, los efluentes de instalaciones generadoras de energía o refrigeración de industrias aumentan la temperatura del agua, al ser utilizada como refrigerante de sus instalaciones y volcada nuevamente (sin ningún tipo de tratamiento) al cuerpo de agua de origen. De acuerdo con Watton (1982), los impactos de los efluentes sobre los cuerpos de agua pueden clasificarse, a grandes rasgos, en desoxigenación, toxicidad, eutrofización y efectos físicos derivados de la adición de sólidos.

El efecto de los cambios en las condiciones naturales sobre los componentes bióticos de los cuerpos de agua puede ser evaluado desde diversas perspectivas de acuerdo al tipo e intensidad de la perturbación (Prat *et al.*, 2009). Si la perturbación es muy significativa, como la causada por el vertido de efluentes que disminuyen drásticamente el oxígeno disponible en el agua, los efectos de la alteración ambiental pueden estudiarse mediante el análisis de la composición de la comunidad biológica, que presentará pocas especies capaces de tolerar las nuevas condiciones. Las perturbaciones de intensidad intermedia, como un incremento moderado de nutrientes en el agua, puede resultar en el aumento de la abundancia de especies ya presentes en las condiciones originales o en la aparición de especies tolerantes a las nuevas condiciones (Miserendino & Pizzolón, 1999; Miserendino & Brand, 2009; Prat *et al.*, 2009; Asueta *et al.*, 2019; Tagliaferro *et al.*, 2019). En cambio, las perturbaciones de baja intensidad, como leves incrementos de nutrientes, pueden no modificar la estructura de la comunidad de forma perceptible, pero sí dar lugar a cambios a nivel individual, como son las alteraciones en el comportamiento, el crecimiento, la maduración, los cambios fisiológicos o la expresión genética (Prat *et al.*, 2009; Bianco *et al.*, 2013; Assef *et al.*, 2014; Thomsett Herbert *et al.*, 2018; Tagliaferro *et al.*, 2019; Miserendino *et al.*, 2020).

El uso de las especies indicadoras de condiciones ambientales garantiza una proyección temporal y espacial del análisis de la contaminación, a diferencia de un análisis químico puntual, en donde únicamente se definen las características ambientales en el instante y lugar donde es tomada la muestra a analizar (Darrigran, 1993). Los indicadores que no se evidencian de forma perceptible como cambios

estructurales de la comunidad o de las poblaciones, pero si a nivel individual son denominados biomarcadores (Prat *et al.*, 2009). Los estudios a través de ensayos de laboratorio, que evalúan las diferentes respuestas a nivel individual de los organismos frente a un estresor específico, se denominan bioensayos (Tallarico, 2015). El objetivo de los bioensayos es determinar si una sustancia en particular es potencialmente tóxica y, en caso afirmativo, encontrar la relación entre la concentración del tóxico y su efecto sobre el organismo expuesto a la sustancia (Watton, 1982).

Los efluentes urbanos no tratados no solo pueden generar cambios en la dinámica de nutrientes sino que, además, vierten sustancias químicas de uso cotidiano, como trazas de medicamentos, hormonas, esteroides, pesticidas, etc., que pueden no tener efectos tóxicos evidentes cuando actúan de forma separada, pero que en combinación pueden presentar efectos aditivos y sinérgicos capaces de producir alteraciones adversas a distintos niveles (individual, poblacional y de comunidad) (Goudreau *et al.*, 1993; Clarke, 2009). Los ensayos de toxicidad directa o DTA (Direct Toxicity Assessment), también llamados ensayos de toxicidad total del efluente, involucran el uso de bioensayos para determinar la toxicidad aguda y/o crónica de las descargas de aguas residuales o de las cargas totales de los contaminantes en las aguas receptoras (van Dam & Chapman, 2001). De esta forma, contemplan el efecto de los efluentes tal como llegan al ambiente y permiten generar estrategias de vigilancia (biomonitoreo) de la calidad del agua a partir de la respuesta de determinados organismos denominados centinela (Sabatini *et al.*, 2011; Gust *et al.*, 2013; Tallarico, 2015; Zagarola *et al.*, 2017). En síntesis, un efectivo indicador biológico debe reunir una serie de características que posibiliten su uso y su empleo: debe ser fácil de distinguir y de medir no solo para los científicos, sino también para los administradores y gestores en el uso del recurso, como así también para los conservacionistas que deben considerar la preservación de las especies (Darrigran, 2016), además de ser de bajo costo tanto operativo como económico.

De acuerdo con Strong *et al.* (2008), desde finales del siglo XX y principios del XXI, se ha observado una disminución considerable de la malacofauna de agua dulce a nivel mundial a causa de disturbios en los ecosistemas acuáticos, con tasas de extinción que superan a las de otros grupos de invertebrados. Los moluscos son componentes clave para los ecosistemas acuáticos, ya que desempeñan importantes funciones ecológicas como consumidores primarios, descomponedores de hojarasca y depredadores de diversas especies de macroinvertebrados (Strong *et al.*, 2008; Cuezco, 2009; Núñez *et al.*, 2010). Además, debido a su tamaño y abundancia, contribuyen de forma significativa en la biomasa general del ensamble de macroinvertebrados bentónicos (Oehlmann & Schulte-Oehlmann, 2002; Labaut *et al.*, 2021). Sin embargo, a pesar de su importante rol ecológico, los moluscos generalmente no son considerados en los programas de evaluación de riesgos ambientales (Tallarico, 2015). Esto es especialmente cierto en el caso de los ensayos estándar de productos químicos, en los que se tienen en cuenta las especies de otros grupos de invertebrados, como los artrópodos, principalmente insectos y crustáceos, pero también nematodos y anélidos (Oehlmann & Schulte-Oehlmann, 2002). La

incorporación de moluscos como organismos centinela podría ser una herramienta útil para mejorar la capacidad de los diferentes programas de monitoreo de calidad de aguas (Bianco *et al.*, 2013).

Debido a la sensibilidad que presentan frente a cambios en su entorno, los moluscos se pueden considerar excelentes indicadores de la salud de los ecosistemas en general, siendo los resultados de los ensayos más susceptibles de extrapolación en los programas de evaluación de riesgos que los basados en taxones menos diversos y menos significativos numéricamente (Tallarico, 2015). Además, la facilidad de cría de algunas especies, principalmente de gasterópodos pulmonados, los hacen particularmente prácticos para su utilización en estudios de toxicidad tanto aguda como crónica (Oehlmann & Schulte-Oehlmann, 2002; Bianco *et al.*, 2013). De acuerdo con Martins & Bianchini (2011), las especies nativas son, generalmente, más sensibles a los disturbios ambientales que las especies no nativas. Es por ello que se recomienda la utilización de especies autóctonas en los programas de monitoreo a escala regional (Tallarico, 2015).

En el presente capítulo se exponen los resultados del ensayo de toxicidad directa (DTA) realizado bajo condiciones controladas en laboratorio con el objetivo de interpretar el efecto del aporte de efluentes cloacales no tratados sobre las poblaciones naturales de una especie de la familia Lymnaeidae, *Pectinidens diaphanus* (= *Lymnaea diaphana*) de la provincia de Santa Cruz (Patagonia, Argentina). Dicha especie fue seleccionada sobre la base de su amplia distribución en la provincia, su capacidad reproductiva y por contar con especies de la familia Lymnaeidae que han sido incorporadas en programas de biomonitoreo (Tallarico, 2015). Además, *P. diaphanus* mostró una marcada disminución de su abundancia en las estaciones de muestreo más impactadas en el río Chico (ver Capítulo III), que podría estar indicando una cierta sensibilidad de esta especie frente a las alteraciones ambientales generadas por el vertido de efluentes cloacales. Tomando en cuenta esta última consideración, se formuló la siguiente hipótesis de trabajo:

- La exposición a efluentes cloacales tiene efectos negativos sobre el crecimiento y la supervivencia de *P. diaphanus* bajo condiciones de laboratorio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Bioensayos en ambiente controlado con *Pectinidens diaphanus*

En marzo de 2017 se realizó una campaña de muestreo en el río Chico, donde se recolectaron individuos y puestas de *Pectinidens diaphanus* para su acondicionamiento y cría bajo condiciones de laboratorio (Figuras 4. 1, 4. 2 y 4.3).



Figura 4. 1. Recolección de ejemplares (flecha verde) y puestas (flechas rojas) de *Pectinidens diaphanus* en el río Chico. (Fotografía: Juan Pablo Martin).

Una vez en el laboratorio, los ejemplares fueron acondicionados y criados bajo condiciones similares a las observadas en el ambiente natural (Temperatura: $17,17 \pm 1,77^{\circ}\text{C}$; pH: $7,46 \pm 0,42$; Oxígeno disuelto (OD): $10,30 \pm 0,35$ mg/l; Saturación de oxígeno: $> 90\%$; Conductividad eléctrica (EC): $157,40 \pm 32,02$ $\mu\text{S/cm}$) (Figura 4. 2).

Previo a la realización del ensayo de toxicidad directa (DTA), y con el fin de determinar la curva de crecimiento en condiciones de laboratorio, se seleccionaron 40 individuos de alrededor de una semana desde su eclosión, con un largo inicial promedio de 1,9 mm ($\pm 0,379$). Los individuos fueron mantenidos en cuatro acuarios de plástico de aproximadamente un litro (10 ejemplares por acuario) con agua de clorada y aireación continua. El agua fue renovada dos veces por semana y los individuos fueron alimentados *Ad libitum* con hojas de lechuga fresca y una vez por semana con alimento escamado balanceado Shulet® de acuerdo a las recomendaciones planteadas por la OECD (2016) para otra especie de la familia Lymnaeidae, *Lymnaea stagnalis* (Linnaeus, 1758). Para confeccionar la curva de crecimiento los individuos fueron medidos semanalmente con microscopio estereoscópico Leica MZ6 con ocular graduado durante los primeros cinco meses y luego cada dos semanas hasta llegar al año (Figura 4. 4 y Tabla 4. I).



Figura 4. 2. Ejemplares *Pectinidens diaphanus* en laboratorio. (Fotografías: Santiago Torres).

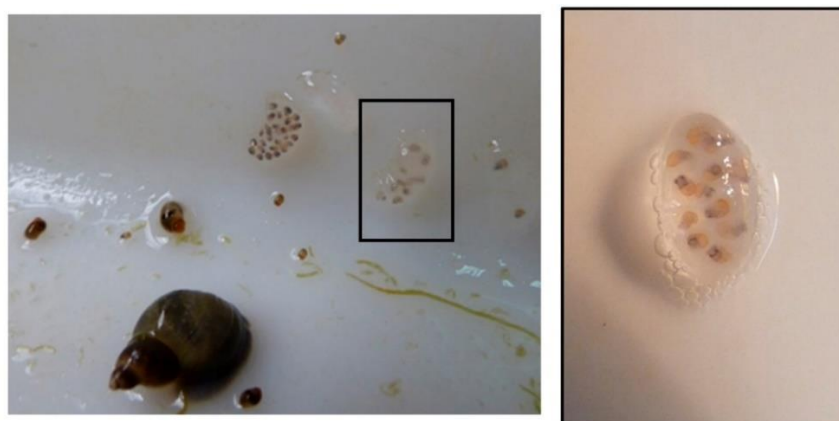


Figura 4. 3. Puestas de *Pectinidens diaphanus* en laboratorio. (Fotografías: Santiago Torres).

Tabla 4. I. Talla promedio (largo total de la concha) de ejemplares de *Pectinidens diaphanus* criados en laboratorio (N inicial= 40).

Semana	Talla (mm)	d. s
1	1,9	0,379
2	2,3	0,424
3	3,7	0,637
4	4,7	0,716
5	5,7	0,738
6	6,4	0,792
7	6,9	0,799
8	7,6	0,804
9	7,7	0,791
10	7,8	0,820
12	8,4	0,835
14	8,7	0,891
20	9,8	1,134
24	9,9	0,994
26	10,3	0,993
28	10,3	1,017
30	10,9	0,932
32	11,1	1,078
36	11,5	0,933
40	11,7	0,920
42	11,7	0,898
44	11,5	0,926
46	11,3	0,984
50	11,2	1,056

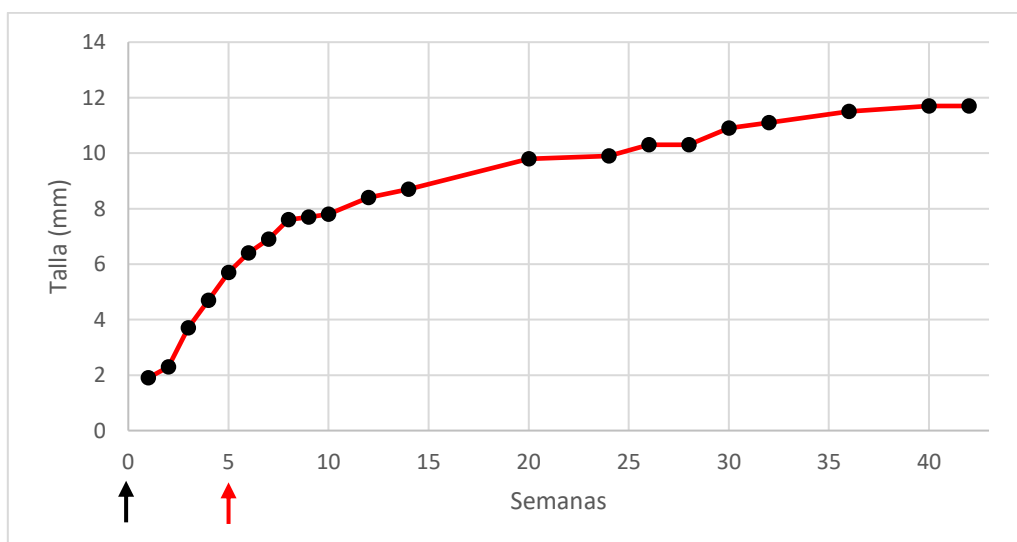


Figura 4. 4. Curva de crecimiento de *Pectinidens diaphanus* (largo total de la concha) de 42 semanas (N inicial= 40). Flecha negra: eclosión de los individuos. Flecha roja: talla elegida para el bioensayo.

Para la realización del ensayo de toxicidad directa se seleccionaron ejemplares criados en laboratorio de entre 4 y 5 semanas desde su eclosión, con tallas entre 4,5 y 5,6 mm (Figura 4. 4). Un total de 96 ejemplares fueron expuestos a tres tratamientos con una concentración creciente de efluente total en agua dechlorada: Control= 0%, T1= 10%, T2= 25% y T3= 50%, para evaluar el efecto sobre el crecimiento y la supervivencia. Cada tratamiento se realizó por cuadruplicado, con seis ejemplares de *Pectinidens diaphanus* por réplica (Figuras 4. 5 y 4. 6). Las muestras del efluente cloacal utilizada en cada tratamiento fue caracterizada *in situ* mediante sonda multiparamétrica (Horiba U10) (Tabla 4. II), y tomada directamente del emisario, en la localidad de Gobernador Gregores, antes de ser vertido al cuerpo de agua (Figura 4. 7). La duración del ensayo fue de 30 días, en condiciones semi-estáticas en acuarios de plástico con un volumen 500 ml y renovación de la solución dos veces por semana. Los caracoles fueron alimentados *Ad libitum* con hojas de lechuga fresca (OECD, 2016). La temperatura ambiente fue de aproximadamente de 20°C, la cual fue chequeada periódicamente con termómetro de mercurio y controlada con termostato. La experiencia fue realizada entre los meses de abril y mayo, con aproximadamente entre 9 y 10 horas de luz solar.

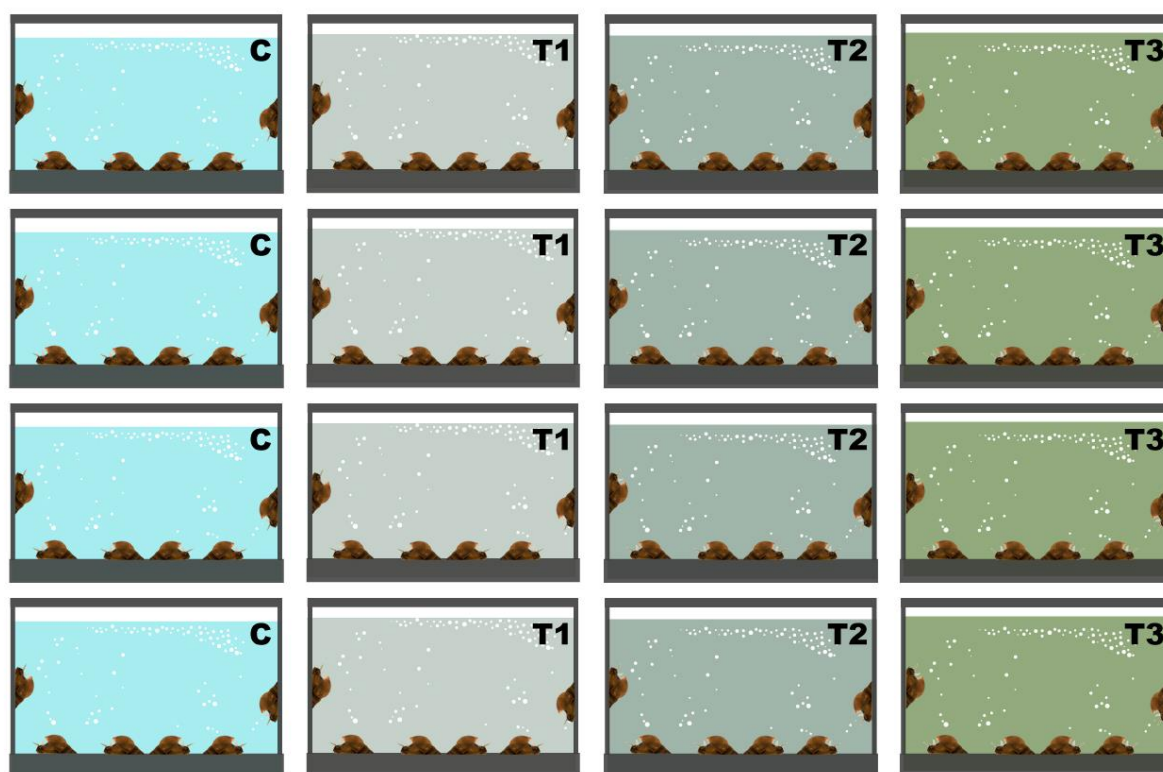


Figura 4. 5. Diseño del bioensayo de toxicidad total del efluente (ensayo de toxicidad directa) para *Pectinidens diaphanus*. C: control con solución 0% de efluente, T1: tratamiento 1 con 10% de efluente, T2: tratamiento 2 con 25% de efluente, T3= tratamiento 3 con 50% de efluente.



Figura 4. 6. Bioensayo de toxicidad total del efluente (ensayo de toxicidad directa) para *Pectinidens diaphanus*. (Fotografías: Santiago Torres).

Las variables físico-químicas (pH, concentración de oxígeno disuelto, conductividad, sólidos disueltos totales y turbidez) de la solución de efluente se registraron mediante sonda multiparamétrica (Horiba U10) en el momento de realizar la renovación periódica en cada uno de los tratamientos (Tabla 4. II). La supervivencia de los caracoles fue chequeada dos veces por semana durante la renovación de los tratamientos y el crecimiento se calculó como la diferencia entre la talla final y la inicial al comienzo de la experiencia. Cada ejemplar fue medido con microscopio estereoscópico Leica MZ6 con ocular graduado.



Figura 4. 7. Toma de muestra de efluentes cloacales para el bioensayo de toxicidad total del efluente de la planta de tratamientos de residuos cloacales de la localidad de Gobernador Gregores, Santa Cruz. (Fotografías: Juan Pablo Martin).

Tabla 4. II. Valores promedio de las variables medidas en la solución de efluente total para cada tratamiento y para el efluente total *in situ*. T1: tratamiento 1 con 10% de efluente, T2: tratamiento 2 con 25% de efluente, T3= tratamiento 3 con 50% de efluente, ET: Efluente total *in situ*, OD: concentración de oxígeno disuelto, CE: conductividad eléctrica, SDT: sólidos disueltos totales.

	% de efluente total	pH	OD (mg/L)	CE (μ S/cm)	SDT (mg/L)	Turbidez (UNT)
Control	0	7,46 \pm 0,42	10,30 \pm 0,35	157,40 \pm 32,02	102,00 \pm 20,76	0,50 \pm 1,00
T1	10	7,73 \pm 0,08	10,06 \pm 0,28	242,25 \pm 41,13	157,00 \pm 26,82	36,00 \pm 21,93
T2	25	7,69 \pm 0,04	9,88 \pm 0,59	363,25 \pm 56,51	235,50 \pm 36,77	16,46 \pm 1,71
T3	50	7,65 \pm 0,06	8,37 \pm 1,13	559,50 \pm 79,30	363,25 \pm 51,51	158,33 \pm 86,03
ET		9,45 \pm 0,65	5,63 \pm 1,17	1086,71 \pm 257,57	706,40 \pm 167,40	375,66 \pm 125,92

Análisis estadístico

Los datos de talla inicial, talla final, crecimiento y supervivencia de los individuos en el bioensayo de toxicidad directa en el laboratorio fueron comparados entre tratamientos mediante análisis ANOVA y el test *post-hoc* de Bonferroni, utilizando el paquete estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2015). La homogeneidad de varianzas fue previamente verificada utilizando el test de Levene y la distribución normal de los datos fue comprobada mediante el test de Shapiro-Wilks. El nivel de significancia utilizado en todos los casos fue de $\alpha=0,05$.

RESULTADOS

Ensayo de toxicidad directa con *Pectinidens diaphanus*

Al finalizar el ensayo de toxicidad directa, la talla final de los ejemplares en T1 fue significativamente superior al registrado en el Control, en T2 y en T3, mientras que estadísticamente no se registraron diferencias entre T2, T3 y el Control (Figura 4. 9 y Tabla 4. IV).

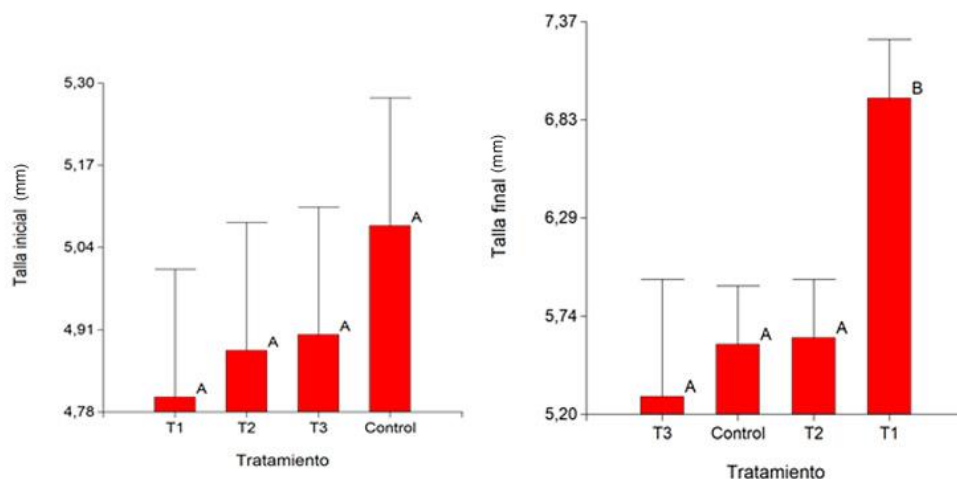


Figura 4. 9. Comparación de las tallas iniciales y finales (largo total en mm) (media \pm d.s.) entre los diferentes tratamientos del bioensayo. Control: solución 0% de efluente, T1: tratamiento 1 con 10% de efluente, T2: tratamiento 2 con 25% de efluente, T3= tratamiento 3 con 50% de efluente. Medias con una letra en común no fueron significativamente diferentes ($p > 0,05$).

El crecimiento de los ejemplares en T1 ($2,13 \pm 0,59$ mm) fue significativamente superior al registrado en el Control ($0,48 \pm 0,38$ mm), en T2 ($0,78 \pm 0,1$ mm) y en T3 ($0,4 \pm 0$ mm), mientras que estadísticamente no se registraron diferencias entre T2, T3 y el Control (Figura 4. 10 y Tabla 4. IV).

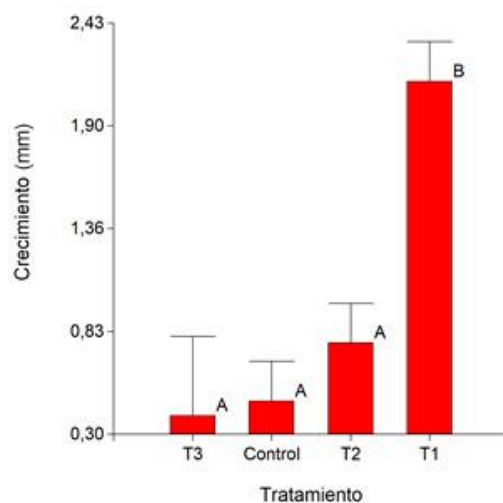


Figura 4. 10. Comparación del crecimiento total (mm); (media \pm d.s.) entre los diferentes tratamientos del bioensayo. Control: solución 0% de efluente, T1: tratamiento 1 con 10% de efluente, T2: tratamiento 2 con 25% de efluente, T3= tratamiento 3 con 50% de efluente. Medias con una letra en común no fueron significativamente diferentes ($p > 0,05$).

La supervivencia fue significativamente inferior en T3 ($12,5 \pm 25\%$) con respecto al Control ($100\% \pm 0\%$), T1 ($87,5 \pm 25\%$) y T2 ($95,83 \pm 8,34\%$), los cuales no mostraron diferencias entre sí (Figura 4. 11 y Tabla 4. IV).

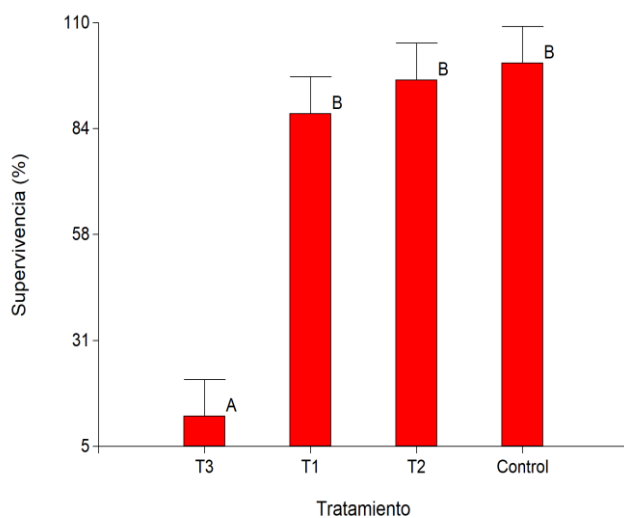


Figura 4. 11. Comparación de la supervivencia de individuos (media \pm d.s.) entre los diferentes tratamientos del bioensayo. Control: solución 0% de efluente, T1: tratamiento 1 con 10% de efluente, T2: tratamiento 2 con 25% de efluente, T3= tratamiento 3 con 50% de efluente. Medias con una letra en común no fueron significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Tabla 4. IV. ANOVA comparando las tallas al inicio y al final del bioensayo, el crecimiento y la supervivencia entre los diferentes tratamientos. Bonf., test *post-hoc* de Bonferroni.

	F	p	Bonf.
Talla			
Inicial	0,32	0,81	
Final	4,25	0,03*	T1> T2=T3=Control
Crecimiento			
	13,31	0,001*	T1> T2=T3=Control
Supervivencia			
	20,68	<0,001*	T3< T1=T2=Control

* Significancia $p < 0,05$

DISCUSIÓN

Algunas especies de la familia Lymnaeidae han sido incorporadas en programas de biomonitoreo, principalmente en Europa, América del Norte y Asia (Tallarico, 2015). Una de las especies ampliamente utilizadas es el gran caracol de estanque *Lymnaea stagnalis* (Linnaeus, 1758), la cual no solo ha sido utilizada en estudios ecotoxicológicos, sino que también ha sido un organismo modelo en otros campos de investigación como la biología evolutiva, la biología del desarrollo, la genómica, las neurociencias, la parasitología y las ciencias de la salud, aportando al conocimiento y entendimiento de diversos procesos biológicos generales por más de 50 años (Fodor *et al.*, 2020). Tal es la importancia de esta especie que es el primer invertebrado acuático no artrópodo en ser reconocido como organismo modelo para evaluaciones de riesgo ambiental por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE, 2016). En América del Sur, Tallarico (2015) menciona que las especies más relevantes en estudios ecotoxicológicos de la región son *Biomphalaria glabrata* (Say, 1818), *B. tenagophila* (D'Orbigny, 1835), *Chilina gibbosa* Sowerby, 1841 y *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1804). Aunque cabe destacar que diferentes especies de la familia Lymnaeidae han tenido relevancia en ensayos de laboratorio en la región, principalmente en el campo de la parasitología y la salud pública, al ser hospedadores intermediarios de parásitos que afectan la salud humana (Salomon & Rumi, 2013). Por su amplia distribución en América del Sur, los estudios sobre especies nativas de limneidos es importante para identificar potenciales organismos modelo para el monitoreo de la calidad ambiental y para ensayos toxicológicos en general.

Los resultados de los ensayos realizados en el presente estudio mostraron que la exposición a baja concentración de efluente (10%) tuvo un efecto positivo sobre el crecimiento y la talla final de *Pectinidens diaphanus*, no observándose cambios significativos sobre la supervivencia con respecto al control. En un estudio realizado por Watton & Hawkes (1984), los investigadores describieron que las poblaciones de *Peregriana peregra* (O. F. Müller, 1774) (= *Lymnaea peregra*), presentaron valores de abundancia y biomasa significativamente mayores en los sitios con presencia de efluentes, comparados con sitios con aguas libres de efluentes. Los autores argumentan que sus resultados pueden deberse a una mejora en la disponibilidad de alimentos producto del aumento de las algas verdes filamentosas (principal alimento de la especie) en presencia de efluentes. Sin embargo, no observaron correlación estadística entre la cantidad de algas verdes filamentosas y la abundancia de *P. peregra*.

Clarke *et al.* (2009), en un estudio sobre reproducción y desarrollo del caracol diablo *Planorbarius corneus* (Linnaeus, 1758) bajo la exposición de aguas residuales, encontraron que el tamaño y el peso (tanto de conchillas como de partes blandas) de los caracoles en todos los tratamientos con dosis de efluentes eran ligeramente mayores que las de los caracoles colectados en el río, aunque en los análisis estadísticos no encontraron diferencias significativas en sus mediciones. Los autores señalan que las diferencias encontradas en el crecimiento y la reproducción no parecen deberse a un aporte extra de nutrientes, sino a otras propiedades del efluente (como la incorporación de hormonas u

otras sustancias que alteren el crecimiento), ya que los niveles de proteínas del manto de los caracoles expuestos a un 100% de efluente fueron aproximadamente los mismos que los del agua del río, lo que indicaría que el efluente no tuvo un efecto nutricional positivo significativo en los caracoles utilizados en dicho estudio.

Las mediciones realizadas *in situ* del efluente cloacal utilizado en el ensayo muestran que posee valores más altos de pH, conductividad eléctrica, sólidos disueltos y turbidez, y más bajos de oxígeno disuelto en comparación con los registrados en el cuerpo de agua receptor (ver capítulo III y Tabla 4. II). Los resultados del presente estudio mostraron que la exposición a concentraciones elevadas de efluente (50%) tuvo un efecto negativo sobre la supervivencia de los ejemplares, que puede estar vinculado a cambios en factores tales como el pH, la conductividad y la concentración de oxígeno disuelto u otras sustancias que a altas concentraciones podrían tener efectos nocivos para la especie en estudio. De acuerdo con Gust *et al.* (2013), los vertidos de efluentes cloacales en cuerpos de agua contribuyen no solo a los procesos de eutrofización por aumento en los niveles de nutrientes, sino que también liberan un gran número de contaminantes, como metales, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), productos farmacéuticos y de cuidado personal, así como hormonas (como el estradiol-17 y el etinilestradiol-17) que pueden afectar la salud de los organismos que viven en dichos ambientes. Los autores antes mencionados analizaron la respuesta inmunotoxicológica de ejemplares de *Lymnaea stagnalis* expuestos a distintas concentraciones de efluentes cloacales. De los resultados obtenidos, los autores concluyeron que la exposición al efluente tiene efectos importantes en los parámetros inmunológicos analizados, tanto a nivel celular como de expresión genética (Gust *et al.*, 2013). Argumentaron que la respuesta observada es, al menos en parte, debido al aumento de la carga bacteriana del efluente, aunque no descartaron la posibilidad de los efectos de los xenobióticos (principalmente de los productos farmacéuticos) presentes en el efluente.

Podemos concluir que la hipótesis de trabajo planteada en este capítulo se contrastó y se confirmó que, concentraciones superiores al 25% de efluente afectan el crecimiento de la especie, mientras que concentraciones a partir del 50% afectan la supervivencia de la especie. Los valores de abundancia obtenidos en los muestreos del ensamble de macroinvertebrados (ver capítulo III) mostraron una menor abundancia de *P. diaphanus* en las estaciones cercanas al vertido de efluentes cloacales del río Chico (estaciones 3 y 4). Los bajos valores de abundancia de esta especie podrían ser el resultado de las condiciones extremas de exposición al efluente durante las épocas de menor caudal del río durante el invierno (Figura 4. 12). Sin embargo, para confirmar estos supuestos es necesario conocer los datos de caudal medio mensual del efluente vertido para poder estimar la concentración del efluente en el ambiente natural en las épocas de menor caudal del río.

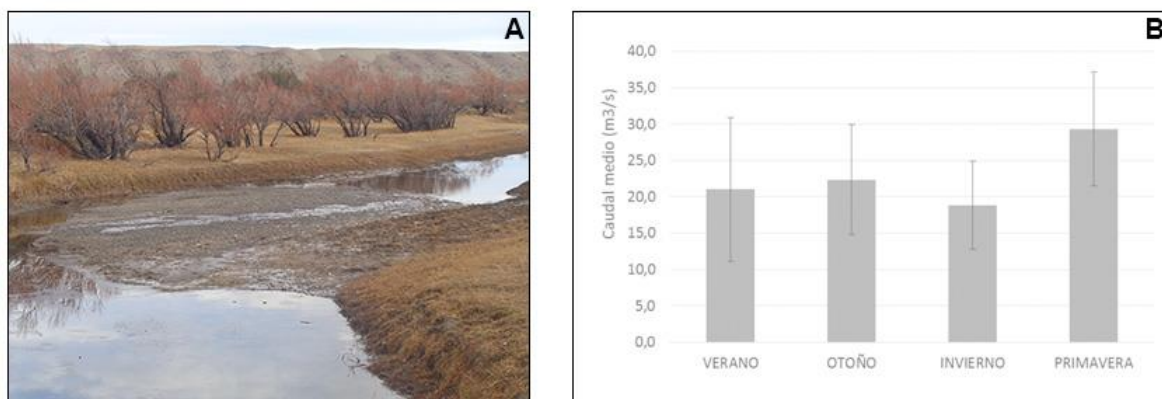


Figura 4. 12. A. Fotografía del río Chico, a la altura de Gobernador Gregores, en el mes de julio de 2016. (Fotografías: Santiago Torres). B. Distribución estacional de la producción de caudales en el río Chico medidos en la estación hidrometrica 2837, en la serie temporal disponible 2015/2019 (Tomado de Diaz, 2019).

CONSIDERACIONES FINALES

El presente capítulo expone los resultados del primer ensayo de laboratorio realizado con un gasterópodo de agua dulce en la provincia de Santa Cruz.

Los resultados obtenidos demuestran que la especie *Pectinidens diaphanus* es un organismo adecuado para ser contemplado en el monitoreo de la calidad de aguas en la región Patagónica, ya que es un grupo relativamente sencillo de aclimatar a condiciones de laboratorio, con una alta capacidad reproductiva que permiten hacer seguimientos de ciclos de vida bajo condiciones controladas.

El ensayo de toxicidad directa realizado permitió conocer el efecto del efluente cloacal de una localidad de Santa Cruz, que altera de manera simultánea a múltiples variables ambientales del cuerpo de agua receptor.

Se proyecta continuar a futuro con esta línea de investigación para realizar experiencias que permitan evaluar el efecto individual, sobre los moluscos, de las alteraciones producidas sobre cada variable ambiental particular.

REFERENCIAS

- Assef, Y. A., Miserendino, M. L. & Horak, C. N. 2014. The Multixenobiotic Resistance Mechanism in Species of Invertebrates Associated to an Urban Stream in the Patagonia Mountain. *Water Air Soil Pollution*, 225:2164.
- Asueta, R., Súnico, A., Martin, J. P. & Sierpe, C. 2019. Uso de indicadores bióticos basados en macroinvertebrados bentónicos para la determinación de calidad ambiental en la cuenca superior del río Gallegos, Santa Cruz. *ICT-UNPA-197-2019*.
- Bianco, K., Yusseppone, M. S., Otero, S., Luquet, C., Ríos de Molina, M. C. & Kristoff, G. 2013. Cholinesterases and neurotoxicity as highly sensitive biomarkers for an organophosphate insecticide in a freshwater gastropod (*Chilina gibbosa*) with low sensitivity carboxylesterases. *Aquatic Toxicology* 144/145: 26–35.
- Clarke, N., Routledge, E. J., Garner, A., Casey, D., Benstead, R., Walker, D., Waterman, B., Gnass, K., Thomsen, A. & Jobling, S. 2009. Exposure to Treated Sewage Effluent Disrupts Reproduction and Development in the Seasonally Breeding Ramshorn Snail (Subclass: Pulmonata, *Planorbarius corneus*). *Environmental Science & Technology*, 43: 2092–2098.
- Cortelezzi, A., Ocón, C., López Van Oosterom, M. V., Cepeda, R. & Rodrigues Capítulo, A. 2015. Nutrient enrichment effect on macroinvertebrates in a lowland stream of Argentina. *Iheringia, Série Zoologia*, 105 (2): 228–234.
- Cuezzo, G. 2009. Mollusca: Gastropoda. En: Domínguez, E. & Fernández, H. (eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina; 2009. Pp. 595–629.
- Darrigran, G. 1993. Los Moluscos del Río de la Plata como indicadores de contaminación ambiental. En: F. Goin y R. Goñi (ed.). *Elementos de Política Ambiental*: 309-313. Cámara de Diputados de la Provincia de Buenos Aires.
- Darrigran, G. 2016. Análisis de papers y estudios de casos en referencia a bioindicadores de calidad de agua. Seminario Internacional, Universidad Nacional San Agustín, Arequipa, Perú. *Libro de revisiones* 89–98.

- Díaz, B. 2019. Curva HQ y dinámica de caudales en el tramo medio del río Chico (Norte). Ensayo y ajuste de funciones HQ para la serie de datos 201 5/05 – 201 9/03 de la estación hidrométrica Gregores (BDHI 2837) – Región Hidrográfica del río Santa Cruz. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria – Estación Experimental Agropecuaria Santa Cruz. *Informe Técnico INTA*.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G, González, L., Tablada, M. & Robledo, C. W. 2015. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- Fodor, I., Hussein, A. A. A., Benjamin, P. R., Koene, J. M. & Pinger, Z. 2020. The natural history of model organisms: The unlimited potential of the great pond snail, *Lymnaea stagnalis*. *eLife*, 9:e56962.
- Goudreau, S. E., Neves, R. J. & Sheehan, R. J. 1993. Effects of wastewater treatment plant effluents on freshwater mollusk in the upper Clinch River, Virginia, USA. *Hydrobiologia*, 252: 221–230.
- Gust, M., Fortier, M., Garric, J., Fournier, M. & Gagné, F. 2013. Immunotoxicity of surface waters contaminated by municipal effluents to the snail *Lymnaea stagnalis*. *Aquatic Toxicology*, 126: 393–403.
- Labaut, Y., Macchi, P. A., Archuby, F. M. & Darrigran, G. 2021. Homogenization of macroinvertebrate assemblages and Asiatic clam *Corbicula fluminea* invasion in a river in the arid Patagonian plateau, Argentina. *Frontiers in Environmental Science, section Freshwater Science*.
- Martins, S. E. & Bianchini, A. 2011. Toxicity tests aiming to protect Brazilian aquatic systems: Current status and implications for management. *Journal of Environmental Monitoring*, 13: 1866–1875.
- Miserendino, M. L. & Pizzolón, L. 1999. Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11: 137–148.
- Miserendino M. L. & Brand C. 2009. Environmental effects of urbanization on streams and rivers in Patagonia (Argentina): the use of macroinvertebrates. In: Daniels J.A. (ed.). *Monitoring Advances in Environmental Research*, Volume 6, Nova Science Publishers, Inc.: 1–38.
- Miserendino, M. L., Epele, L. B., Brand, C. & Manzo, L. M. 2020. Los indicadores biológicos en la Patagonia. Calidad de agua e integridad ecológica: una mirada desde arroyos a mallines. En: Domínguez, E., Giorgi, A., Gómez, N. (Comp). 2020. *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de Argentina. Bases para el análisis de la Integridad Ecológica. EUDEBA*. Pp. 148–155.

Núñez V., Gutiérrez Gregoric D. E. & Rumi A. 2010. Freshwater Gastropod Provinces from Argentina. *Malacologia*, 53 (1): 47–60.

OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development). 2016. Test No. 243: *Lymnaea stagnalis* Reproduction Test, OECD Guidelines for The Testing of Chemicals. OECD Publishing.

Oehlmann, J. & Schulte-Oehlmann, U. 2002. Molluscs as bioindicators. En: Markert, B. A., Breure, A. M., Zechmeister, H. G. (eds). 2002. Bioindicators and biomonitoring. *Elsevier Science B.V.* Chapter 17. Pp. 577–635.

Prat, N., Ríos, B., Acosta, R. & Rieradevall, M. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: Domínguez E. y Fernández H (ed.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología. - 1a ed. - Tucumán: Fundación Miguel Lillo, pp. 631–654.

Sabatini, S.E., Rocchetta, I., Luquet, C. M., Guido, M. I. & Ríos de Molina, M. C. 2011. Effects of sewage pollution and bacterial load on growth and oxidative balance in the freshwater mussel *Diplodon chilensis*. *Limnologia*, 41: 356–362.

Salomon, O. D. & Rumi, A. 2013. Moluscos de interés sanitario en la Argentina. Puerto Iguazú: INMeT. 157 p.

Strong, E. E., Gargominy, O., Ponder, W. F. & Bouchet, P. 2008, Global diversity of gastropods (Gastropoda; Mollusca) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 149–166.

Tagliaferro, M., Giorgi, A., Torremorell, A. & Albariño, R. 2019. Urbanisation reduces litter breakdown rates and affects benthic invertebrate structure in Pampean streams. *International Review of Hydrobiology*, 105 (1-2): 33-43.

Tallarico, L. F. 2015. Freshwater gastropods as a tool for ecotoxicology assessments in Latin America. *American Malacological Bulletin*, 33 (2): 1–7.

Thomsett Herberta, L., Castroc, J. M., Bianchi, V. A., Cossi P. & Luquet, C. M., Kristoff, G. 2018. Effects of azinphos-methyl on enzymatic activity and cellular immune response in the hemolymph of the freshwater snail *Chilina gibbosa*. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 150: 71–77.

van Dam, R. A. & Chapman, J. C. 2001. Direct toxicity assessment (dta) for water quality guidelines in Australia and New Zealand. *Australasian Journal of Ecotoxicology*, 7: 175–198.

Watton A. J. 1982. Ecological studies on: (a) The use of colonisation samplers in relation to the biological surveillance of river water quality, (b) The requirements of freshwater Gastropoda. Ph.D. thesis, University of Aston in Birmingham.

Watton A. J. & Hawkes, H. A. 1984. Studies on the effects of sewage effluent on gastropod populations in experimental streams. *Water research*, 18 (10): 235–1247.

Weatherley, N. S. & Ormerod, S. J. 1992. The utility of biological indicators of streams acidity in Wales. En Mckenzie D. H., Hyatt D. E., Mcdonald, V. J. (ed.) 1992. *Ecological Indicators*. Vol 2. *Elsevier Applied Science London and New York*. Cap. 76. Pp 1341–1354.

CAPÍTULO V

ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA MALACOFAUNA ACUÁTICA CONTINENTAL DE SANTA CRUZ

INTRODUCCIÓN

Como se describió en los capítulos previos, los ecosistemas de agua dulce están siendo sometidos a una presión antrópica constante. Debido a esto, los moluscos acuáticos continentales son considerados como uno de los grupos con mayor grado de amenaza, siendo los animales con mayor número de extinciones registradas a nivel mundial (Lydeard *et al.*, 2004; Bogan & Roe., 2008; Cuttelod *et al.*, 2011; Cowie *et al.*, 2017). De acuerdo con diversos autores, existen al menos cuatro causas potenciales de extinción de moluscos acuáticos continentales a escala global: la destrucción del hábitat, los impactos de las especies introducidas con potencial invasor, la explotación y la recolección de especies y el cambio climático (Cowie *et al.*, 2017; Böm *et al.*, 2020). En el caso de Europa, la contaminación del agua por vertido de efluentes industriales, agrícolas y domésticos y la explotación sin regulación de fuentes de agua subterráneas y manantiales fueron las principales causas identificadas como responsables de la pérdida y degradación del hábitat para las especies de moluscos dulceacuícolas, según el libro rojo de especies amenazadas de dicha región (Cuttelod *et al.*, 2011).

En América del Sur, Pereira *et al.* (2014) identificaron amenazas similares a las observadas en Europa para los bivalvos de agua dulce, con algunas particularidades, como la deforestación de la vegetación ribereña, el represamiento y canalización de los ríos, el drenaje de humedales, la sedimentación de ríos y lagos y la actividad minera. Para el caso particular de la Argentina, Darrigran (1999), desde finales de la década de los 90, señala a los bivalvos y gasterópodos litorales del Río de la Plata como sensibles a las condiciones del ambiente impactadas por actividades humanas y por la aparición de especies no nativas con potencial bioinvasor. Según Núñez *et al.* (2010), las principales causas de la declinación de las poblaciones de gasterópodos de agua dulce son la alta densidad demográfica, los vertidos de efluentes domésticos e industriales, el uso de la tierra por ganadería y agricultura intensiva y la interrupción de los cursos naturales de los ríos por represas. Además, estos autores hacen referencia a que en la actualidad no existen áreas protegidas ni planes de manejo y protección específicos para los ambientes acuáticos.

En este contexto de riesgo de extinción a nivel global, el conocer el estado de conservación de las especies de moluscos de agua dulce es un paso fundamental para el diseño de planes de conservación. En este sentido, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) diseñó un protocolo para la determinación del riesgo relativo de extinción basándose en un conjunto de criterios relacionados, en términos generales, a los patrones de distribución geográfica y los cambios en el tamaño y estructura poblacional (UICN, 2019a). En función de los distintos criterios, se pueden

asignar categorías evaluadas que van desde Datos insuficientes (DD por sus siglas en inglés), Preocupación Menor (LC por sus siglas en inglés, evaluadas, pero sin grado de amenaza), Amenazadas (ej. Peligro Crítico, CR por sus siglas en inglés), hasta la categoría de Extinto (EX), para las especies consideradas como extintas a nivel global (Figura 5. 1)

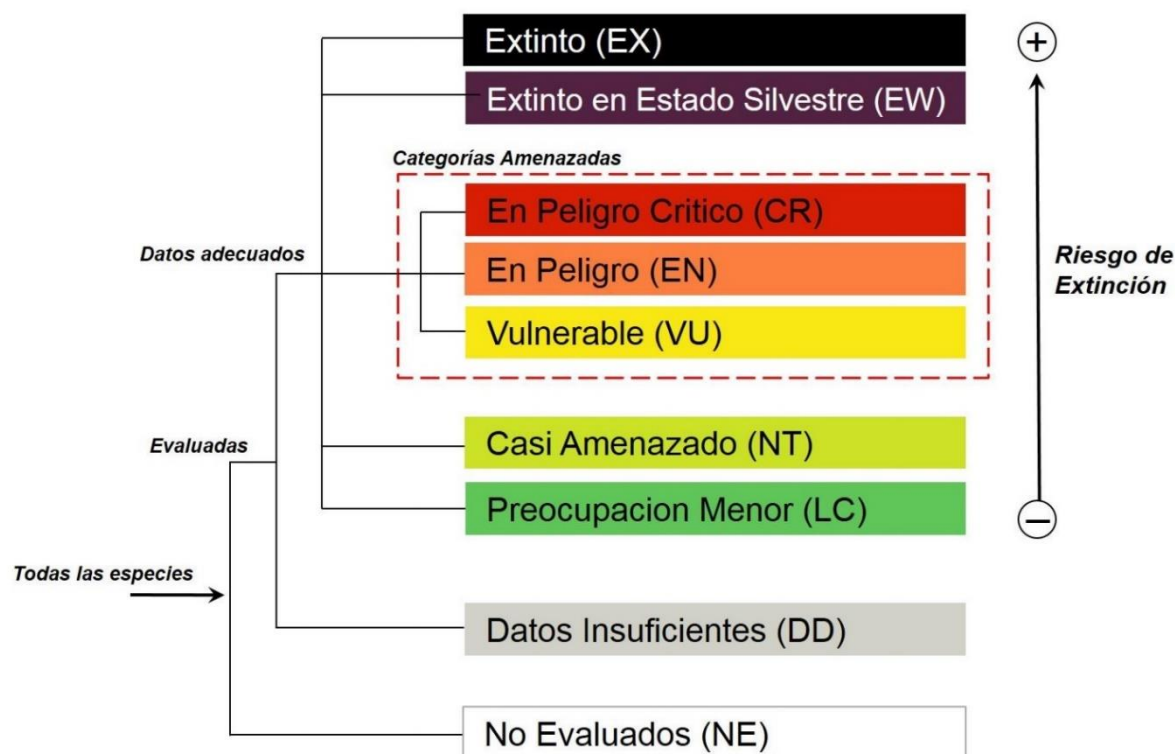


Figura 5. 1. Estructura de las categorías de la Lista Roja de la UICN. Tomado de UICN (2019a).

Si bien las listas rojas y los criterios de categorización de la UICN existen desde 1964, hay un gran desbalance entre los grupos taxonómicos categorizados, con un sesgo importante hacia los grupos de animales vertebrados (Cowie *et al.*, 2017). A pesar de los esfuerzos realizados por distintos grupos de trabajo, una fracción muy pequeña del total de especies de moluscos conocidos han sido apropiadamente categorizados según su grado de amenaza (Lydeard *et al.*, 2004; Cowie *et al.*, 2017). La lista Roja del año 2016 (UICN, 2016) evaluó a nivel mundial un total de 7.276 especies de moluscos, lo cual representa entre el 8 y 10% del total de especies (Cowie *et al.*, 2017). Sin embargo, del total de especies evaluadas, el 34% fue categorizada como DD ya que no se contaba con la información necesaria para la asignación de una categoría de amenaza. En dicha publicación, el número de especies de moluscos extintos alcanzó el valor de 297 especies, lo cual representó el 35% de todas las extinciones de especies y el 40% de las extinciones de animales (Cowie *et al.*, 2017).

El elevado número de especies con categoría DD ha generado la discusión de si los criterios de la UICN son aplicables para evaluar el estado de conservación de la fauna de invertebrados en general y de moluscos en particular (Cowie *et al.*, 2017; Santos & Miyahira, 2018; Torres *et al.*, 2018; Miyahira

et al., 2022). De acuerdo con Santos & Miyahira (2018), la aplicación rigurosa de los criterios de la UICN y la falta de información necesaria para la categorización, llevó de 27 especies de moluscos acuáticos continentales categorizados para Brasil en el 2008 (Machado *et al.*, 2008) a solo nueve especies con categoría de amenaza en la última versión del libro Rojo de Brasil (ICMBio, 2018). A pesar de las dificultades para la aplicación de los criterios de la UICN, Santos *et al.* (2013) resaltan la importancia de los llamados “Libros Rojos”, principalmente por su impacto a nivel social y su llegada a los responsables de tomar decisiones a nivel local y regional.

De acuerdo con Torres & Darrigran (2019), el punto de partida para describir el estado de amenaza y conservación de los moluscos a nivel regional debe ser la recopilación de toda la información de base de diversas fuentes (bibliográficas, colecciones, consulta a especialistas). Esta información debe estar acompañada de nuevas colectas y mediciones para poder realizar comparaciones y análisis de acuerdo con los criterios de la UICN. Sin embargo, como describe Cowie *et al.* (2017), mucha de la información necesaria para las evaluaciones es prácticamente inexistente, sobre todo para el caso de los moluscos acuáticos continentales de regiones poco exploradas y de difícil acceso como la Patagonia austral (Rumi *et al.*, 2008; Núñez *et al.*, 2010).

El modelado de distribución de especies basado en datos de presencia de diversas fuentes (*e.g.* muestreos, bibliografía, colecciones) se ha convertido en una de las herramientas más utilizadas en biogeografía, ecología y conservación, y se ha utilizado para la estimación de distribuciones geográficas potenciales o la idoneidad ambiental de especies tanto en ecosistemas terrestres como acuáticos a diferentes escalas espaciales (Castillo-Torres *et al.*, 2017). De acuerdo con Cuezco *et al.* (2021), estas metodologías permiten relacionar los datos de presencia de una especie con la información ambiental y de esta manera poder estimar las áreas de idoneidad ambiental (*habitat suitability*) en donde la especie podría encontrarse, aun cuando los datos de presencia son escasos o las especies son difíciles de encontrar. La predicción de áreas idóneas a partir de datos de presencia puede aportar información valiosa para la planificación de estrategias de manejo con fines de conservación (Torres & Jayat, 2010).

Para abordar la evaluación de la conservación de moluscos de agua dulce, Ferreira-Rodríguez *et al.* (2019) aconsejan agrupar en forma prioritaria la investigación en dos categorías de factores, los intrínsecos (indicadores del estado del organismo o de la población) y los factores extrínsecos (abarcando variables ambientales y amenazas). La falta de conocimientos en la mayoría de los grupos de moluscos de los denominados factores intrínsecos, en la Región Neotropical en general y en la involucrada en este trabajo de tesis en particular, hacen indispensables la combinación de los modelos de distribución de distintas especies a partir de análisis espaciales utilizando Sistemas de Información Geográfica (SIG), que permiten obtener mapas de riqueza potencial o de habitabilidad potencial con mayor detalle que las metodologías convencionales (Cuezco *et al.*, 2021). Estas metodologías han sido ampliamente utilizadas en la Argentina para diferentes grupos taxonómicos, tanto vertebrados como invertebrados (Torres & Jayat, 2010; Rosas *et al.*, 2018, 2019; Castilla *et al.*, 2020). En la provincia de Santa Cruz, Rosas *et al.* (2019) generaron mapas de idoneidad ambiental de diferentes especies de escarabajos de

la familia Tenebrionidae y un mapa de biodiversidad potencial de escarabajos para todo el territorio provincial. De acuerdo con estos autores, la posibilidad de generar mapas de biodiversidad potencial es una herramienta poderosa para la toma de decisiones relacionadas a la conservación del hábitat y de las especies en zonas remotas y de difícil acceso como lo es gran parte de la provincia de Santa Cruz.

El presente capítulo tiene como objetivo describir el grado de amenaza de las diferentes especies de moluscos acuáticos continentales identificados en el área de estudio, mediante el uso de la información obtenida en los capítulos precedentes, el uso de los criterios de la UICN y la aplicación de herramientas informáticas para la modelación de idoneidad ambiental y análisis espaciales. Además, en función de los resultados obtenidos, se discute sobre las posibles áreas y ambientes de la provincia de Santa Cruz que deberían ser considerados como prioritarios para la conservación en general y, dentro de estos, para los moluscos acuáticos continentales en particular.

MATERIALES Y MÉTODOS

Patrones de distribución

Para determinar los patrones de distribución generales de las especies identificadas en el área de estudio, se analizaron las principales revisiones sistemáticas. Se tomó como punto de partida la revisión realizada por Rumi *et al.* (2008), quienes analizaron la sistemática de todas las especies de moluscos de agua dulce de la Argentina y sus patrones de distribución. Siguiendo la metodología planteada en Rumi *et al.* (2008) y Torres *et al.* (2018), se confeccionó una tabla de presencia por provincias de las 13 especies de moluscos acuáticos continentales con registros de presencia en la provincia de Santa Cruz. Además, se analizaron los patrones de distribución en la provincia de Santa Cruz y la riqueza de especies por cuenca hidrográfica, utilizando los registros de ocurrencia obtenidos a partir de relevamientos a campo, análisis de datos de colecciones malacológicas oficiales y revisión de bibliografía (ver capítulo II), los cuales fueron combinados con capas vectoriales de la provincia de Santa Cruz mediante el uso del software libre QGIS 2.16.3 Nødebo (www.qgis.org) (Torres *et al.*, 2018). La información de las cuencas hidrográficas superficiales se obtuvo del Sistema Nacional de Información Hidrológica de la Subsecretaría de Recursos Hidrológicos de la Nación (SsRH, 2011), siguiendo el sistema planteado por Diaz & Giménez (2015). Toda la información espacial utilizada fue proyectada bajo el Sistema de Referencia de Coordenadas (SRC) EPSG 3857 Wgs84 Pseudo Mercator proporcionado por el Qgis 2.16.3 Nødebo.

Distribución, idoneidad ambiental y riqueza potencial de especies

Selección de variables y calibración de los modelos

Para todos los modelados de distribución se utilizaron 22 variables como predictores, de las cuales 19 fueron climáticas, dos hidrográficas y una topográfica (Tabla 5. I). Las variables utilizadas fueron obtenidas del portal de acceso libre WorldClim (<http://www.worldclim.org>) e HydroSHEDS (<http://hydrosheds.cr.usgs.gov>) con una resolución espacial de 30 segundos de arco (~1 km²) (Tabla 5. I). El portal WorldClim proporciona información climática derivada de estaciones meteorológicas que abarcan un periodo de 50 años (1950 hasta 2000) (Hijmans *et al.*, 2005), e HydroSHEDS proporciona información hidrográfica derivada de modelos de elevación digital (Lehner *et al.*, 2008). Ambas fuentes de información han sido ampliamente utilizadas en los modelados de distribución de especies, proporcionando buenas predicciones en especies acuáticas, en particular en la malacofauna continental de Argentina (Martín *et al.*, 2016; Rumi *et al.*, 2017; Reyna *et al.*, 2018; Seuffert & Martín, 2020). Todas las capas ambientales se recortaron a la extensión del área de estudio utilizando el software libre Qgis v. 2.16. 3 con una capa de base de la provincia de Santa Cruz bajo el sistema de coordenadas geográfico WGS84 obtenido del portal del Instituto Geográfico Nacional (IGN, 2021).

Tabla 5. I. Variables utilizadas en los modelados con Maxent.

Variable	Descripción
bio1	Temperatura media anual
bio2	Rango diurno medio (media mensual, T° max-T° min)
bio3	Isotermalidad (bio2/bio7) × 100
bio4	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar × 100)
bio5	Temperatura máxima del mes más cálido
bio6	Temperatura mínima del mes más frío
bio7	Rango anual de temperatura (bio5-bio6)
bio8	Temperatura media del trimestre más húmedo
bio9	Temperatura media del trimestre más seco
bio10	Temperatura media del trimestre más cálido
bio11	Temperatura media del trimestre más frío
bio12	Precipitación anual
bio13	Precipitación del mes más húmedo
bio14	Precipitación del mes más seco
bio15	Estacionalidad de las precipitaciones (coeficiente de variación)
bio16	Precipitación del trimestre más húmedo
bio17	Precipitación del trimestre más seco
bio18	Precipitación del trimestre más cálido
bio19	Precipitación del trimestre más frío
acc	Caudal acumulado
alt	Altitud
dir	Dirección del caudal

Para los modelados de idoneidad ambiental se utilizó el software de acceso libre MaxEnt v. 3.4.1 (Phillips *et al.*, 2019). Este software modela la idoneidad ambiental de las especies en función de las variables ambientales que se introducen basándose en el principio de máxima entropía, el cual considera que, en la estimación de una distribución de probabilidad desconocida, la solución menos sesgada es aquella que maximiza su entropía (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudík, 2008; Torres & Jayat, 2010). De acuerdo con sus diseñadores (Phillips *et al.*, 2006), el algoritmo utilizado en el software modela las condiciones ecológicas habitables para una especie en función de los puntos de presencia y las características ambientales de esa región, extrapolando a partir de esto la probabilidad de presencia de la especie a regiones con características ambientales similares al área de estudio. Existen muchos trabajos que validan la utilidad de este algoritmo para la modelización de distribución de especies de moluscos de Argentina (Vogler *et al.*, 2013; Beltramino *et al.*, 2015; Martín *et al.*, 2016; Rumi *et al.*, 2017; Seuffert & Martín, 2020; Cuezco *et al.*, 2021).

De acuerdo con Kramer Schadt *et al.* (2013), el sesgo muestral puede generar una sobrerrepresentación de condiciones ambientales de zonas más accesibles y por lo tanto más ampliamente muestreadas. De esta forma, la diferencia entre los registros de presencia disponibles y el muestreo de fondo (es decir, los puntos de datos tomados al azar en la zona de estudio) puede dar lugar a modelos inexactos que, a su vez, pueden conducir a decisiones de gestión inadecuadas. Para evitar el sesgo de las condiciones ambientales, se incorporó al modelo una capa de sesgo a partir del área de ocupación de cada especie. Esta capa de sesgo incorpora el área mínima que envuelve a todos los puntos de presencia, con un margen de error de 20 km (Phillips *et al.*, 2009; Kramer Schadt *et al.*, 2013; Castilla *et al.*, 2020). Como la cantidad de puntos de fondo determina la representatividad de las condiciones ambientales del área de estudio contra las que el programa contrasta las presencias, se evaluaron, para cada especie, la cantidad de puntos de fondo a utilizar durante los modelados (Phillips, 2006; Merow *et al.*, 2013). Se realizaron modelados en forma sistemática modificando la cantidad de puntos de fondo desde 1.000 hasta 10.000 en intervalos de 1.000 puntos. Por cada intervalo el modelo se repitió 10 veces con validación cruzada (*Cross-validate*), de forma que cada modelo se entrenó en 9 veces y se evaluó en el décimo. Para evaluar la importancia de las variables incorporadas en los modelos, se crearon curvas de respuesta y se realizaron pruebas Jackknife de acuerdo con la ganancia en la fase de entrenamiento y testeo de los modelos (Merow *et al.*, 2013). Se utilizó un multiplicador de regularización de 0,5 y el número máximo de iteraciones se fijó en 1.000 para dar a los modelos el tiempo adecuado para converger (Spiers *et al.*, 2018). Se utilizó la salida log-log complementaria de MaxEnt (Cloglog), la cual genera un mapa de la estimación de probabilidad de presencia de la especie (de 0 a 1) y, de acuerdo con Phillips *et al.* (2017), actualmente es la salida más adecuada para dichas estimaciones.

El rendimiento de los modelos fue evaluado según los valores promedios del Área Bajo la Curva (AUC, según sus siglas en inglés) de la Curva Operada por el Receptor (ROC, según sus siglas en inglés), el cual ha sido ampliamente utilizado en la evaluación de modelos de distribución de especies

de moluscos (Vogler *et al.*, 2013; Beltramino *et al.*, 2015; Rumi *et al.*, 2017). El análisis de las curvas ROC y del AUC representan una forma rápida y sencilla de la precisión del modelo. En la Figura 5. 2 se muestra la sensibilidad promedio, es decir, es la probabilidad validada para cada uno de los registros de presencia, en función de 1-especificidad, la cual representa la fracción de sensibilidad no válida dentro de una región geográfica. Si la sensibilidad es mayor que 1-especificidad, el resultado es un incremento del AUC en el área superior de la curva ROC, validando el modelo, mientras que si 1-especificidad es mayor que la sensibilidad, el resultado es un incremento del AUC en el área inferior de la curva ROC, invalidando el modelo (Anderson *et al.*, 2002; Elith *et al.*, 2010).

Durante la fase de calibración se realizaron 900 corridas, distribuidas en diez pruebas según el número de puntos de fondo (cada 1.000 puntos de fondo) con diez réplicas por prueba para cada una de las nueve especies. Para la evaluación del rendimiento de los modelos, se analizaron los siguientes parámetros: valor AUC promedio de la curva ROC, la diferencia entre el valor promedio de AUC de calibración (entrenamiento) y el valor promedio de AUC de evaluación (testeo) y el valor promedio de la tasa de omisión de los datos de evaluación (test) para el umbral del 10% de las presencias.

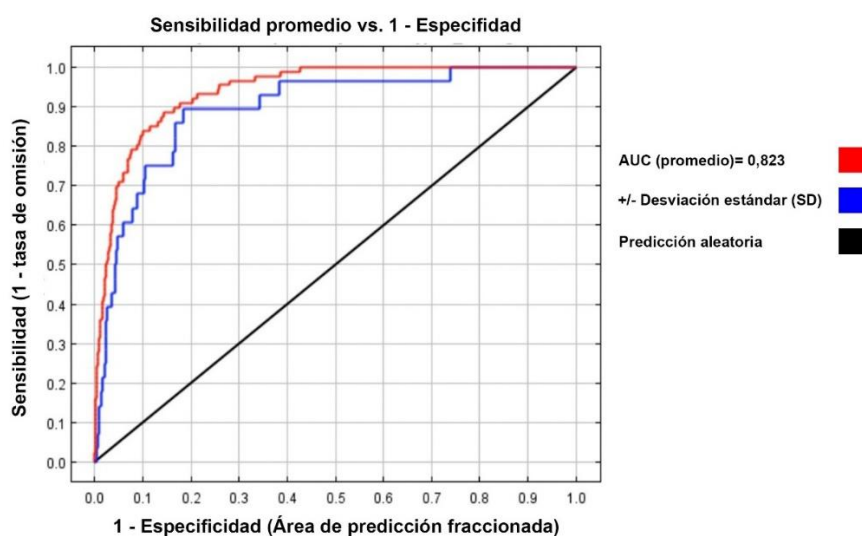


Figura 5. 2. Ejemplo de Curva Operada por el Receptor (ROC). Tomado de Phillips (2017).

De acuerdo con Swets (1979), la exactitud máxima de la curva ROC corresponde a un valor de AUC de 1 y un valor de 0,5 es considerado no mejor que el azar. Los valores de AUC menores a 0,6 son de baja confiabilidad, por lo que deben ser desestimados. Por su parte, valores mayores a 0,9 corresponden a modelos altamente confiables. Los modelos con valores de AUC entre 0,6 y 0,9 tienen valores aceptables de confiabilidad (Swets, 1988; Lobo *et al.*, 2008). Para identificar las variables ambientales que más contribuyen a los modelos y sacar aquellas que poseen correlaciones altas, se utilizó el protocolo detallado en Torres & Jayat (2010). En los modelos realizados durante la etapa de

calibración, se utilizó el test de Jackknife para identificar aquellas variables con una contribución mínima o nula al modelo general de cada especie (Figura 5. 3) (Torres & Jayat, 2010; Phillips, 2017).

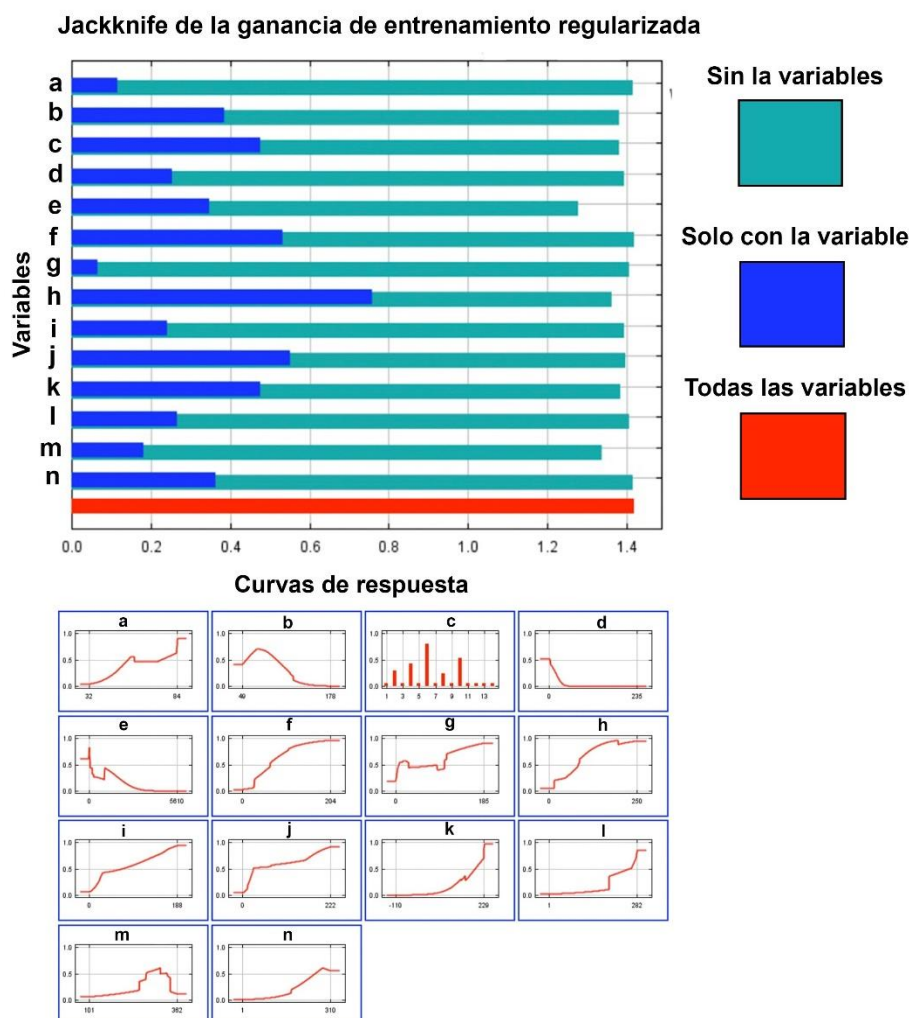


Figura 5. 3. Ejemplo de gráfico de Jackknife de ganancia de entrenamiento y curvas de respuesta de variables en la salida de MaxEnt. Tomado de Phillips (2017).

Para analizar la posible correlación entre las variables restantes se realizó una matriz de correlación de Pearson. Se consideraron como altamente correlacionadas aquellos pares de variables con un valor de $r > 0,85$ (Cuezzo *et al.*, 2021). Para la elección de una de las variables, entre pares de variables correlacionadas, se examinaron nuevamente los valores promedio de ganancia de entrenamiento eliminándose aquellas que, al ser omitidas del modelo, mostraron la menor disminución en la ganancia general (Torres & Jayat, 2010). Además de la información obtenida durante la fase de calibración y el análisis de correlación, para la incorporación o el descarte de las variables bioclimáticas se tuvo en cuenta la importancia desde el punto de vista biológico (Martín *et al.*, 2016; Cuezzo *et al.*, 2021).

Evaluación de los modelos

Para la evaluación y selección de los modelos se utilizaron las siguientes métricas: el valor AUC (Elith *et al.*, 2006), explicado anteriormente; la diferencia entre el valor AUC de calibración (entrenamiento) y el valor AUC de evaluación (testeo), la cual de acuerdo con Radosavljevic & Anderson (2014) indica la capacidad de generalización del modelo, donde magnitudes altas en la diferencias representan mayor grado de sobreajuste y/o sesgo ambiental, mientras que las diferencias mas pequeñas entre AUC de entrenamiento y AUC de testeo sugieren un menor grado de sobre ajuste (O'Neill, 2019); y la tasa de omisión de los datos de evaluación (test) para el umbral del 10% de las presencias cuyo valor debería acercarse lo más posible a 0,1 (Radosavljevic & Anderson, 2014).

Riqueza potencial de especies

Los mapas seleccionados luego del proceso de evaluación de los modelos fueron ingresados al software libre Qgis 2.16.3 para su visualización y procesamiento espacial. Para generar los mapas binarios, la reclasificación de los valores de probabilidad de presencia obtenida en los modelos se realizó sobre la base del valor umbral de presencia de entrenamiento del percentil 10 (Liu *et al.*, 2013). Este umbral es uno de los más utilizados en estudios sobre conservación, ya que permite la determinación del hábitat crítico de una especie con baja cantidad de puntos de presencia e incertidumbre asociada a dichos datos (Torres & Jayat, 2010; Castilla *et al.*, 2013; Spiers *et al.*, 2018). Para generar el mapa de riqueza potencial, todos los mapas binarios fueron sumados, obteniendo un valor de riqueza específica por cada pixel en toda el área de estudio (Torres & Jayat., 2010; Castilla *et al.*, 2013; Spiers *et al.*, 2018).

Evaluación del estado de conservación según criterio B de la UICN

La UICN posee cinco criterios (A-E) cuantitativos para determinar si un taxón está o no amenazado y, en caso de estarlo, en qué categoría de amenaza debe clasificarse (UICN, 2019a): (A) Reducción del tamaño poblacional (pasada, actual y/o proyectada), (B) Tamaño del área de distribución geográfica, y su fragmentación, pocas localidades, disminución o fluctuaciones, (C) Tamaño poblacional pequeño, en disminución y su fragmentación, fluctuaciones o pocas subpoblaciones, (D) Población muy pequeña o distribución muy restringida, (E) Análisis cuantitativo del riesgo de extinción. Todos los criterios se deben analizar según indicadores biológicos de las poblaciones amenazadas de extinción, como un rápido declive poblacional o un tamaño poblacional muy reducido. Además, los criterios incluyen subcriterios o condiciones que deben utilizarse para justificar por qué se ha clasificado a un taxón en una categoría específica. De acuerdo con la UICN (2019a), si un determinado taxón cumple con alguno de los criterios descriptos anteriormente, ya puede ser clasificado según la categoría de amenaza que le corresponda. En función del tipo de información obtenida en el presente trabajo de

tesis doctoral sobre la malacofauna acuática continental de la provincia de Santa Cruz, para la clasificación del riesgo de amenaza se utilizó el criterio B de la UICN, utilizando las directrices según una escala regional (UICN, 2012, 2019a).

Para la clasificación según el criterio B se debe calcular el área de distribución del taxón, ya sea en términos de extensión de presencia (EOO) o de área de ocupación (AOO). Para esto, se utilizó un software libre denominado Herramienta de Evaluación de la Conservación Geoespacial (GeoCAT por sus siglas en inglés) (<http://geocat.kew.org>), diseñada para una rápida evaluación del grado de amenaza de las especies, utilizando datos de presencia y análisis espaciales (Bachman *et al.*, 2011). La herramienta GeoCAT utiliza dos algoritmos: para el cálculo de la EOO, el programa calcula el área del polígono más pequeño que integre todos los puntos de presencia y en el que ningún ángulo interno supere los 180°, mientras que para el cálculo del AOO suma el área de las cuadrículas que ocupa la especie (Bachman *et al.*, 2011). Para los cálculos de la EOO y el AOO, se seleccionó un tamaño de celda de 2 km² de acuerdo con las recomendaciones de la UICN (2019a) y a los criterios de evaluación regionales (UICN, 2012). De esta forma, la herramienta brinda una categoría en forma automática, las cuales se visualizan directamente en la interfase del GeoCAT y se descargan en formato “valores separados por coma” (CSV por sus siglas en inglés).

De acuerdo con la UICN (2012, 2019a), una vez definidas la EOO y el AOO, para asignar una categoría de amenaza se deben cumplir al menos dos de las tres condiciones expuestas por la UICN según la categoría más alta de amenaza: (a) severamente fragmentado o conocido en un máximo de x localidades, (b) disminución continua, o (c) fluctuaciones extremas (Figura 5. 4). Como el sistema de numeración de los criterios no permite distinguir entre las dos opciones de la condición (a), la UICN da la recomendación de discriminar de forma explícita según (1) el taxón está severamente fragmentado o (2) el número de localidades. De acuerdo con la IUCN (2019), se define “localidad” como el área geográfica o ecológica distintiva en la cual una determinada amenaza podría afectar a todos los individuos del taxón presente. El tamaño de una localidad depende del área cubierta por la amenaza y puede incluir parte de una o muchas subpoblaciones del taxón. En el presente capítulo, el número de localidades para cada taxón se definió a partir de la superposición espacial de (1) la EOO calculada para cada especie, (2) las cuencas con registros de presencia de cada especie y (3) las amenazas potenciales presentes en cada área (UICN, 2019b, 2021).

Para observar, estimar, inferir o proyectar las condiciones del criterio B, se revisó la información bibliográfica sobre los moluscos dulceacuícolas presentes en la provincia de Santa Cruz (ver capítulo II) y se realizaron análisis exploratorios de solapamiento espacial con diferentes fuentes potenciales de impacto, las áreas protegidas de la provincia de Santa Cruz y la información obtenida de los patrones de distribución, mapas de riqueza potencial, EEO y AOO. Para las Áreas Protegidas Argentinas (APA) utilizadas en este trabajo, que representan tanto jurisdicciones nacionales como provinciales, la información fue obtenida del Sistema Federal de Áreas Protegidas (SIFAP, 2021). La información sobre la explotación metalífera e hidrocarbúrfica fue obtenida de la página oficial del Ministerio de Economía

de la Nación (www.argentina.gob.ar/economia/energia). Los registros de especies exóticas invasoras, *Didymosphenia geminata* y peces de la familia Salmonidae fueron obtenidos a partir de datos bibliográficos (Lamaro *et al.*, 2019; Espínola *et al.*, 2022).

B. Distribución geográfica representada como extensión de presencia (B1) Y/O área de ocupación (B2)			
	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
B1. Extensión de presencia (EOO)	< 100 km ²	< 5.000 km ²	< 20.000 km ²
B2. Área de ocupación (AOO)	< 10 km ²	< 500 km ²	< 2.000 km ²
Y por lo menos 2 de las siguientes 3 condiciones:			
(a) Severamente fragmentada, O Número de localidades	= 1	≤ 5	≤ 10
(b) Disminución continua observada, estimada, inferida o proyectada en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) área, extensión y/o calidad del hábitat; (iv) número de localidades o subpoblaciones; (v) número de individuos maduros			
(c) Fluctuaciones extremas en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) número de localidades o subpoblaciones; (iv) número de individuos maduros			

Figura 5. 4. Resumen de las condiciones del criterio B según la UICN. Tomado de UICN (2019a).

RESULTADOS

Patrones de distribución

De los 229 registros analizados durante el capítulo II del presente trabajo de tesis Doctoral para los 13 taxones identificados (Figura 5. 5), se registraron un total de 181 puntos de presencia distribuidos en 123 sitios de colecta (Figura 5. 6). De estos, 112 fueron resultado de colectas realizadas durante el periodo del trabajo de tesis (2016/2021) y 69 correspondieron a registros de museos y bibliografía.

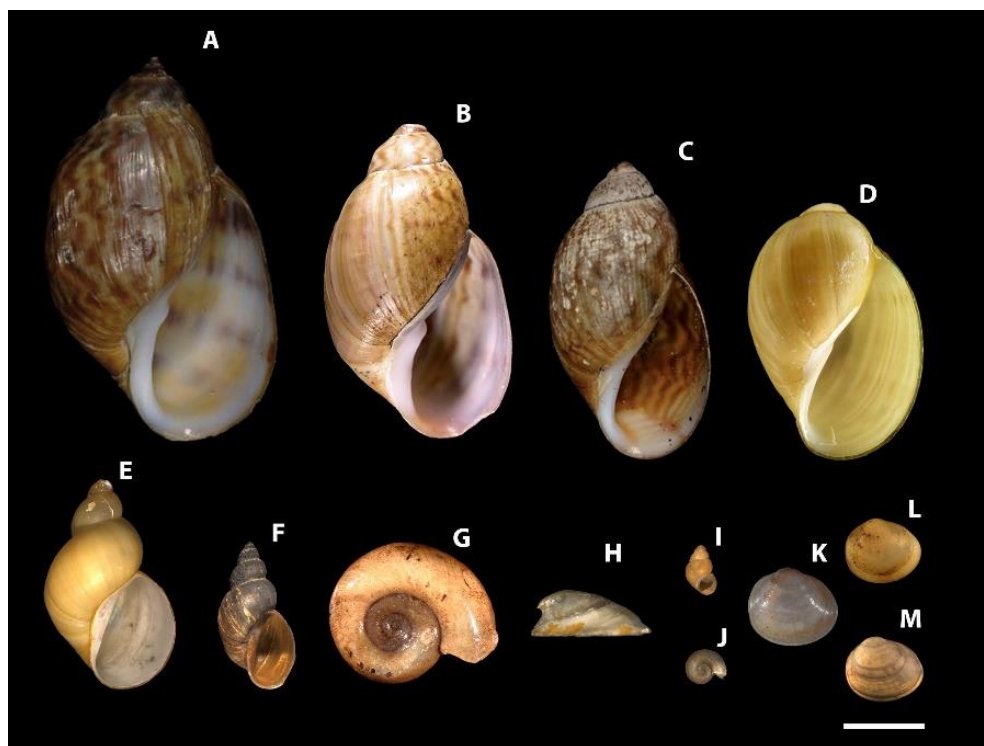


Figura 5. 5. Diversidad de moluscos acuáticos continentales registrados durante el presente trabajo de tesis Doctoral. (A) *Chilina strebeli*, (B) *Chilina patagonica*, (C) *Chilina fulgurata*, (D) *Chilina perrieri*, (E) *Pectinidens diaphanus*, (F) *Galba viator*, (G) *Biomphalaria peregrina*, (H) *Anisancylus obliquus*, (I) "*Heleobia*" *hatcheri*, (J) *Patagonorbis* sp., (K) *Musculium patagonicum*, (L) *Pisidium magellanicum*, (M) *Pisidium patagonicum*. Escala: 5 mm. (Fotografías: Santiago Torres).

De acuerdo con los resultados obtenidos de la revisión bibliográfica y de datos de colecciones sobre la distribución de los 13 taxones de moluscos dulceacuícolas con registros en la provincia de Santa Cruz (Tabla 5. II), se pudo observar que ocho son exclusivamente patagónicos: *Chilina fulgurata*, *C. patagonica*, *C. perrieri*, *C. strebeli*, *Pectinidens diaphanus*, *Patagonorbis sp.*, *Pisidium magellanicum* y *P. patagonicum*. Por otra parte, las especies *Galba viator* y *Biomphalaria peregrina* presentan una distribución amplia a lo largo de Argentina, siendo la provincia de Santa Cruz la región más austral en donde estas especies cuentan con registros de presencia en el país. Solo dos especies cuentan con registros exclusivamente en la provincia de Santa Cruz, *C. perrieri*, se registra en varias cuencas hidrográficas (ver capítulo II) y *C. strebeli* la cual no se ha vuelto a registrar luego de su descripción original hace ya un siglo.

Tabla 5. II. Distribución en la Argentina de las especies de moluscos acuáticos continentales registradas para Santa Cruz (SC). (JU) Jujuy, (SA) Salta, (TC) Tucumán, (FM) Formosa, (CO) Chaco, (MN) Misiones, (CN) Corrientes, (ER) Entre Ríos, (CA) Catamarca, (SJ) San Juan, (LR) La Rioja, (SL) San Luis, (SE) Santiago del Estero, (MZ) Mendoza, (CB) Córdoba, (SF) Santa Fe, (LP) La Pampa, (BA) Buenos Aires, (NQ) Neuquén, (RN) Río Negro, (CH) Chubut, (TF) Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur.

	JU	SA	TC	FM	CO	MN	CN	ER	CA	SJ	LR	SL	SE	MZ	CB	SF	LP	BA	NQ	RN	CH	SC	TF	
Gastropoda																								
Tateidae																								
<i>"Heleobia" hatcheri</i>									X							X			X	X	X	X		
Chilimidae																								
<i>Chilina fulgurata</i>																		X		X	X	X		
<i>Chilina patagonica</i>																			X		X	X		X
<i>Chilina perrieri</i>																						X		
<i>Chilina strebeli</i>																						X		
Lymnaeidae																								
<i>Galba viator</i>	X	X	X					X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Pectinidens diaphanus</i>																			X		X	X		X
Planorbidae																								
<i>Biomphalaria peregryna</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Anisancylus obliquus</i>																						X		X
Glacidorbidae																								
<i>Patagonorbis sp.</i>																			X	X				X
Bivalvia																								
Sphaeriidae																								
<i>Pisidium magellanicum</i>																					X	X		X
<i>Pisidium patagonicum</i>																						X		X
<i>Musculium patagonicum</i>															X				X		X	X		X

En la Figura 5. 6 se detalla la distribución geográfica de los registros utilizados en los análisis espaciales del presente capítulo y el mapa de riqueza específica por cuenca obtenido. La cuenca hidrográfica con mayor riqueza de especies es la del río Deseado, con la mayor cantidad de registros de especies concentradas al Oeste de la cuenca, en los ríos Pinturas, Fénix chico, Ecker, Lago Buenos Aires, entre otros. Las cuencas del río Santa Cruz y río Chico también son importantes en términos de riqueza, con un total de ocho especies de moluscos. Las cuencas Bajo oriental y río Senguer en el noreste de la provincia y la cuenca de la meseta central en el centro de la provincia son las cuencas con menor riqueza de especies, con un máximo de tres especies registradas. La zonificación de los sistemas de cuencas hidrográficas superficiales fue descripta en detalle en el capítulo I.

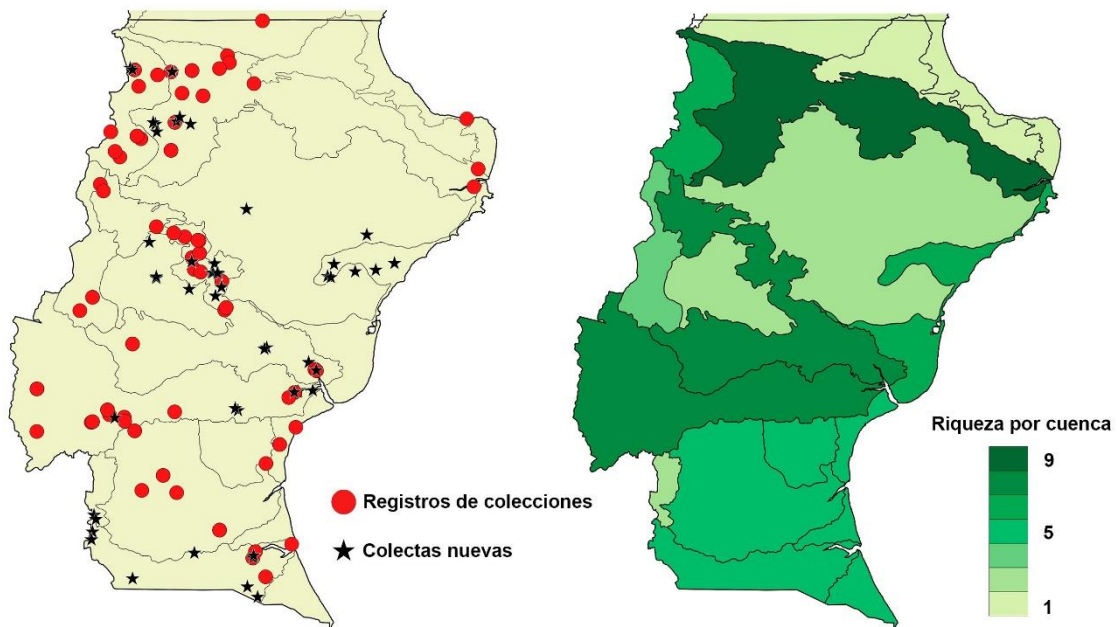


Figura 5. 6. Registros de presencia de especies y mapa de riqueza de especies por cuencas de moluscos acuáticos continentales para la provincia de Santa Cruz.

Modelado de áreas de idoneidad ambiental de especies

Del total de las 13 especies de moluscos acuáticos continentales identificadas para la provincia, nueve fueron analizadas para conocer sus áreas de idoneidad ambiental en la provincia de Santa Cruz: *Chilina fulgurata*, *C. patagonica*, *C. perrieri*, *Pectinidens diaphanus*, *Galba viator*, “*Heleobia*” *hatcheri*, *Musculium patagonicum*, *Pisidium magellanicum* y *Pisidium patagonicum*. Las restantes especies no pudieron ser modeladas ya que no se cuenta con la cantidad de registros mínimos necesarios para realizar los análisis con el software MaxEnt.

Durante el proceso de calibración se identificaron aquellas variables que no contribuyeron a los modelos en función de su ganancia de entrenamiento individual y la reducción en la ganancia de entrenamiento general cuando dicha variable es omitida. De las 22 variables originales se descartaron un total de siete, las cuales no tuvieron aportes superiores al 0,01 en los valores de ganancia promedio. Se analizó la posible correlación de las 12 variables bioclimáticas que si aportaron información en los modelos, descartando aquellas altamente correlacionadas ($r > 0,85$). Como resultado del proceso de análisis de las variables, se obtuvo un total de 14 variables que fueron utilizadas en los modelados de áreas de idoneidad ambiental con MaxEnt, 11 variables bioclimáticas, dos variables hidrográficas y una variable topográfica (Tabla 5. III).

Tabla 5. III. Variables utilizadas en los modelos finales de MaxEnt.

Variable	Descripción
bio1	Temperatura media anual
bio3	Isotermalidad ($\text{bio2}/\text{bio7}$) \times 100
bio4	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar \times 100)
bio6	Temperatura mínima del mes más frío
bio8	Temperatura media del trimestre más húmedo
bio9	Temperatura media del trimestre más seco
bio11	Temperatura media del trimestre más frío
bio14	Precipitación del mes más seco
bio15	Estacionalidad de las precipitaciones (coeficiente de variación)
bio16	Precipitación del trimestre más húmedo
bio19	Precipitación del trimestre más frío
acc	Caudal acumulado
alt	Altitud
dir	Dirección del caudal

En la tabla 5. IV se resumen los resultados promedio obtenidos de los modelos para cada especie. De las nueve especies analizadas, el modelo de *Pisidium patagonicum* fue desestimado ya que su AUC quedó por debajo del valor considerado como aceptable ($\text{AUC} < 0,6$). Las demás especies obtuvieron valores de AUC promedio considerados aceptables ($\text{AUC} > 0,6$). Los modelos más robustos fueron obtenidos para las especies *Chilina fulgurata*, *C. perrieri* y *Musculium patagonicum*, con valores de AUC mayores a 0,8 (Anexo I). En la figura 5. 7 se describe la influencia relativa de las variables ambientales para los modelos de idoneidad ambiental de las distintas especies de moluscos. En líneas generales, las variables que más influyeron en los modelos fueron las variables hidrográficas (ACC, DIR), la topográfica (ALT) y las variables bioclimáticas (BIO1, BIO6, BIO8, BIO11, BIO14).

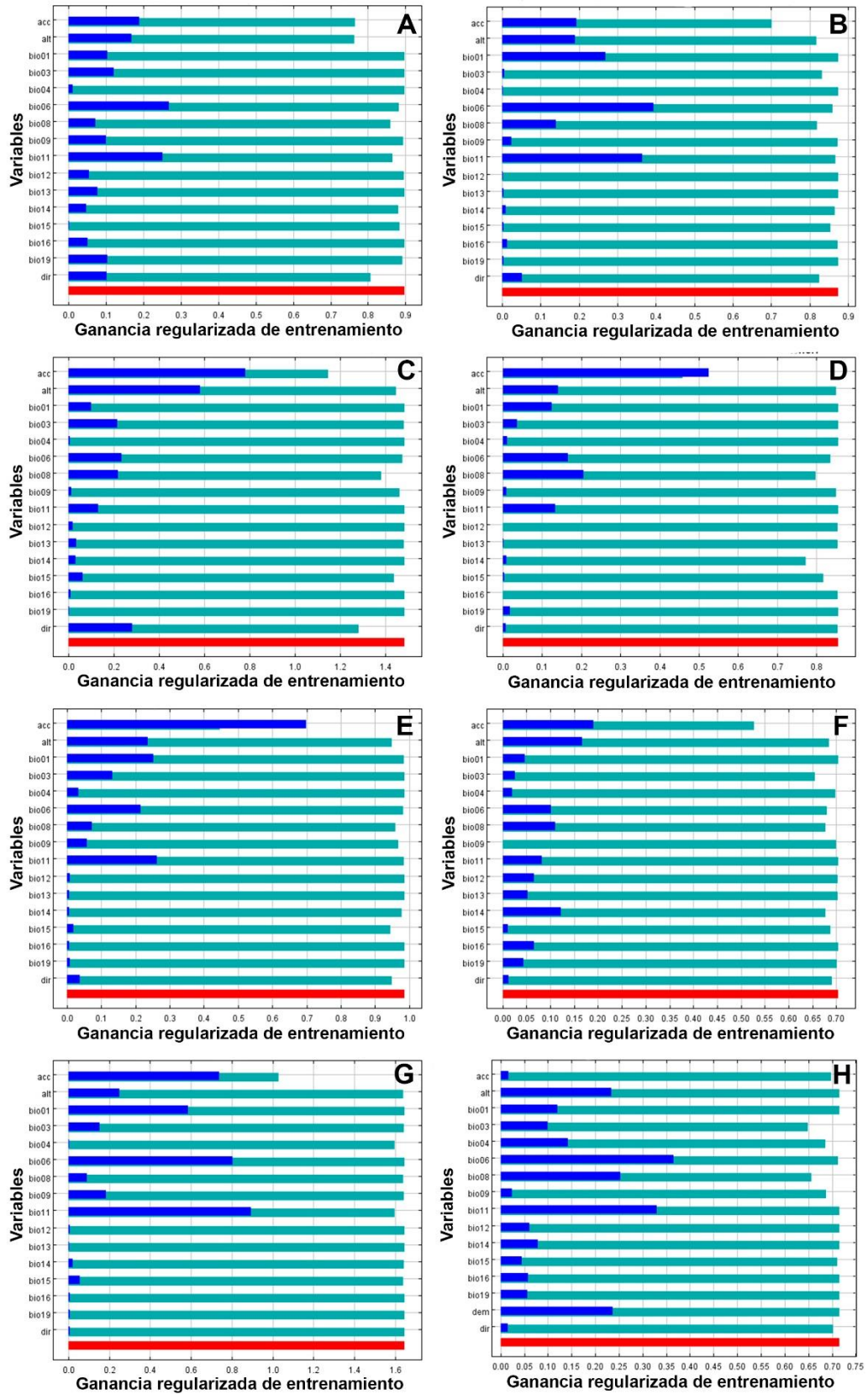


Figura 5. 7. Jackknife de ganancia regularizada de entrenamiento. A) *Chilina fulgurata*. B) *Chilina patagonica*. C) *Chilina perrieri*. D) "*Heleobia*" *hatcheri*. E) *Pectinidens diaphanus*. F) *Galba viator*. G) *Musculium patagonicum*. H) *Pisidium magellanicum*.

Tabla 5. IV. Evaluación de los modelos de idoneidad ambiental obtenidos para cada especie. **AUCtest**: valor del Área Bajo la Curva (AUC) promedio de la Curva Operada por el Receptor (ROC) de evaluación. **AUCtrain**: valor promedio de AUC de calibración. **AUCtrain – AUCtest**: diferencia entre el valor promedio de AUC de calibración y el valor promedio de AUC de evaluación. **TOev 10% presencias**: valor promedio de la tasa de omisión de los datos de evaluación (test) para el umbral del 10% de las presencias. **Umbral**: valor umbral de presencia de entrenamiento del percentil 10.

Especie	Nº de réplicas	Puntos de fondo	AUCtest	AUCtrain	AUCtrain – AUCtest	TOev 10% presencias	Umbral
<i>Chilina fulgurata</i>	23	6000	0,82	0,90	0,07	0,23	0,44
<i>Chilina patagonica</i>	11	7000	0,67	0,91	0,24	0,55	0,61
<i>Chilina perrieri</i>	14	3000	0,83	0,93	0,10	0,29	0,43
<i>Pectinidens diaphanus</i>	26	5000	0,74	0,83	0,10	0,19	0,74
<i>Galba viator</i>	23	6000	0,68	0,83	0,15	0,26	0,66
" <i>Heleobia</i> " <i>hatcheri</i>	34	5000	0,73	0,83	0,10	0,26	0,65
<i>Musculium patagonicum</i>	12	9000	0,86	0,96	0,09	0,33	0,42
<i>Pisidium magellanicum</i>	6	2000	0,64	0,90	0,26	0,50	0,66
<i>Pisidium patagonicum</i>	7	10000	0,58	0,85	0,27	0,43	0,80

En la figura 5. 8 se presentan los mapas obtenidos de los análisis de idoneidad ambiental que se consideraron como válidas según los criterios de evaluación utilizados. Se observan diferencias en los valores obtenidos según la especie. Para *Chilina fulgurata*, la idoneidad ambiental aumenta en el centro y en la zona más austral de la provincia, principalmente en las cuencas del río Santa Cruz, río Coyle y río Gallegos (ver capítulo I). Además, los valores también son altos en los grandes lagos cordilleranos como el lago Buenos Aires, el lago San Martín y el lago Argentino. En el caso de las especies *C. patagonica* y *Musculium patagonicum*, la mayor idoneidad ambiental se relaciona principalmente al sector noreste de la provincia, en las cuencas de la Planicie central, río Deseado y Bajo oriental (ver capítulo I). Las especies de la familia Lymaneidae se encuentran ampliamente distribuidos en la provincia. De acuerdo con los resultados obtenidos, para *Galba viator* la idoneidad ambiental es alta en las zonas de los lagos cordilleranos, en los principales ríos como el río Santa Cruz y el Chico, en el extremo sur y en la meseta central de la provincia. En el caso de *Pectinidens diaphanus*, la zona central y el norte de la provincia presentan mayor idoneidad ambiental, principalmente la cuenca superior del río Deseado, en el lago Buenos Aires los principales ríos de la cuenca (río Pinturas, río Ecker, río Los Antiguos). El bivalvo *Pisidium magellanicum* presentó valores más altos de idoneidad ambientales en los grandes lagos cordilleranos (lago Buenos Aires, San Martín, Viedma y Argentino), en el SO de la provincia, en la zona de influencia del río Turbio y al SE, relacionada con el río Gallegos. Además, presentó valores altos de idoneidad ambiental en la meseta central, ambiente rico en humedales patagónicos (mallines y manatales).

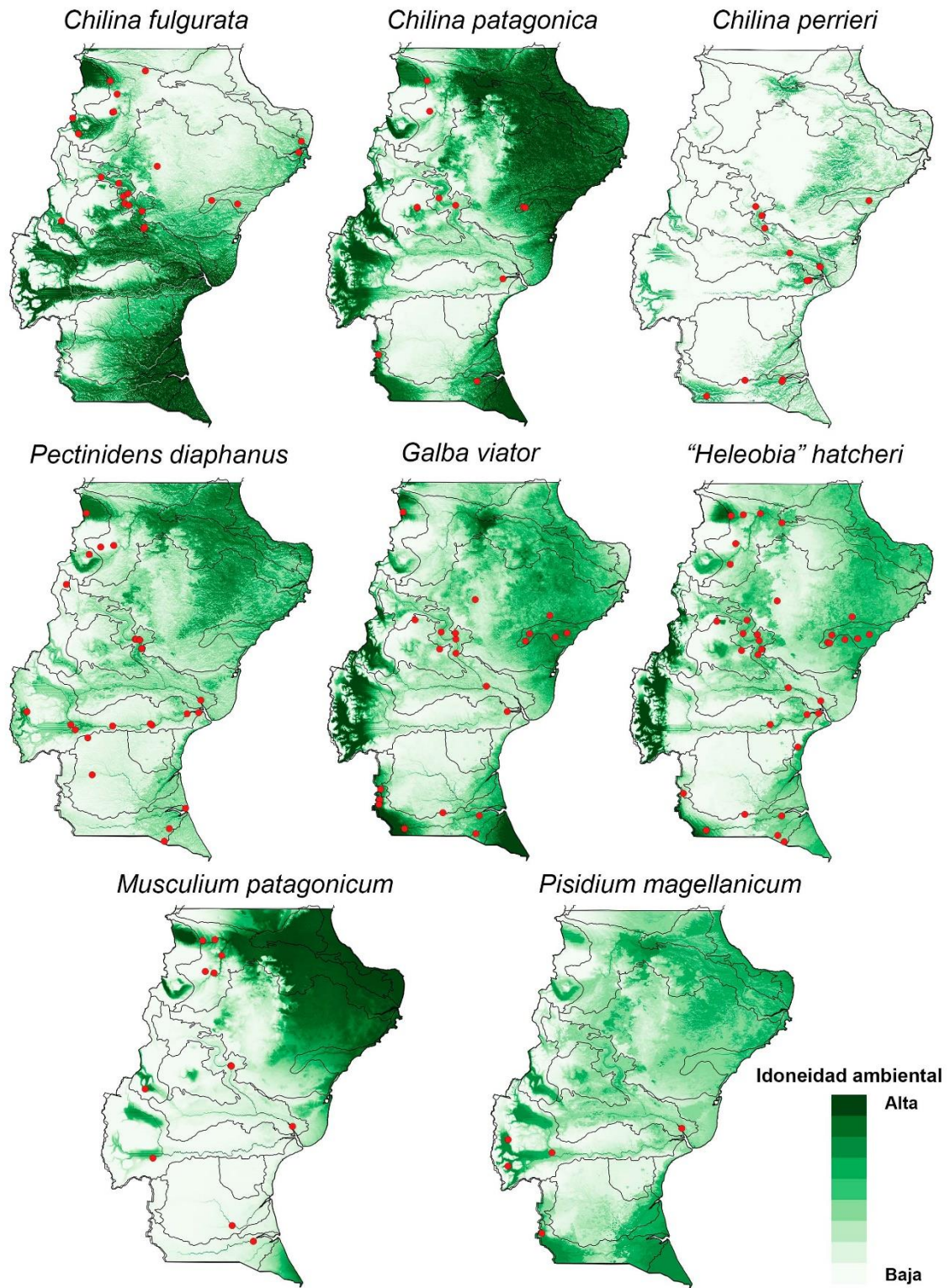


Figura 5. 8. Mapas de modelos de idoneidad ambiental (*habitat suitability*) para las especies de moluscos acuáticos continentales analizadas con MaxEnt. Puntos rojos: registros de presencia de cada especie.

Riqueza potencial de especies

El valor umbral seleccionado para generar los mapas binarios (presencia de entrenamiento del percentil 10) varía entre 0,42 y 0,74 (Tabla 5. IV). El mapa resultante de la suma de los mapas binarios muestra que la riqueza potencial de especies de moluscos modelados varía entre cero y cinco (0-5) a lo largo de la provincia de Santa Cruz (Figura 5. 9). Los lagos cordilleranos y los ríos más importantes, como el río Santa Cruz, el río Gallegos, el río Chico y el río Coyle, son las zonas con mayor riqueza potencial de especies. A su vez, la meseta central muestra valores altos de riqueza potencial, como también el sector medio de la cuenca del río Deseado, relacionado con valles de importancia hídrica para la región, como el río Pinturas.

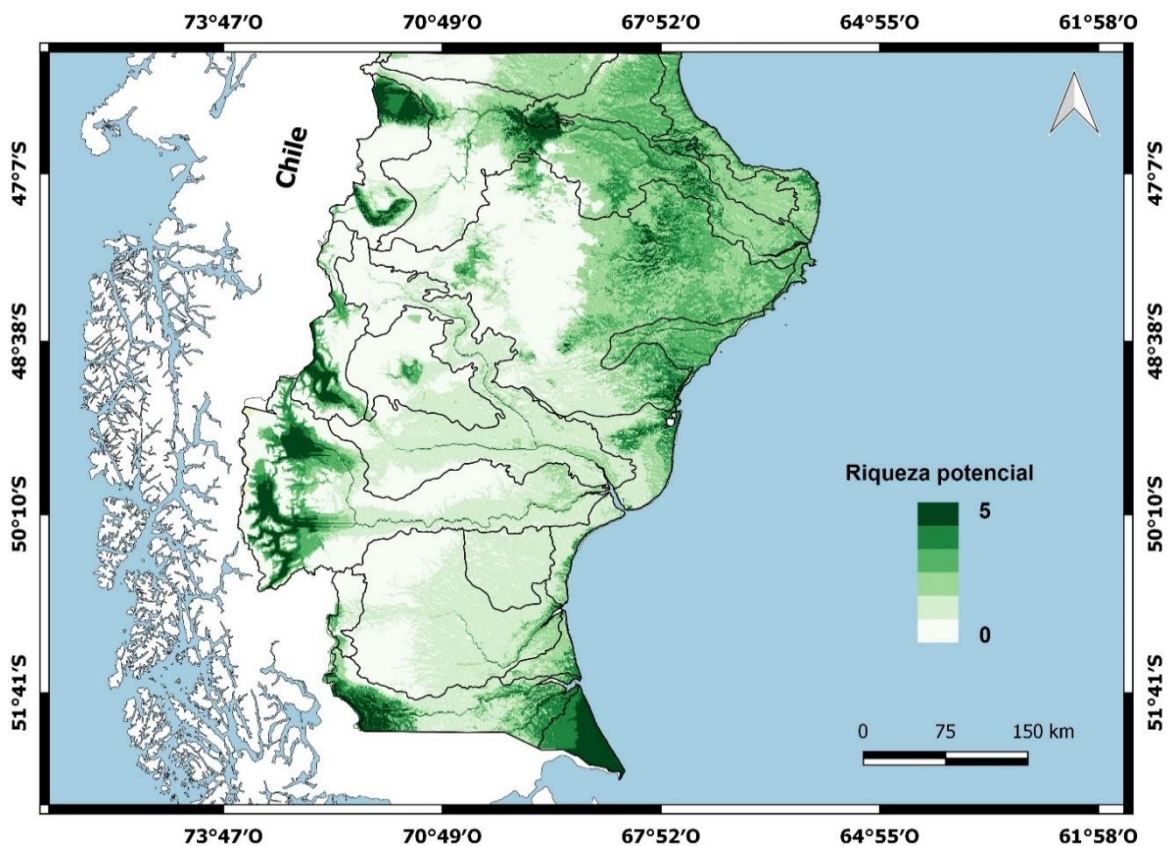


Figura 5. 9. Riqueza potencial de moluscos de agua dulce.

Evaluación de estado de conservación y categorías de amenaza según criterio B de la UICN

En la tabla 5. V se resumen los resultados obtenidos de los cálculos de EOO y AOO utilizando la herramienta GeoCat. Además, se indican las categorías globales propuestas por la UICN y disponibles en su portal web (<https://www.iucnredlist.org/>). Se evaluaron un total de nueve especies (seis gasterópodos y tres bivalvos), definiendo su categoría de amenaza según el

cálculo de la EOO y el AOO. Las especies con las que no se contaban registros suficientes para el proceso de categorización quedaron definidas como *Datos insuficientes* (DD).

Tabla 5. V. Cálculo de Extensión de ocurrencia (EOO) y Área de ocupación (AOO) según el software GeoCat. (<http://geocat.kew.org>). EN (*En peligro*), LC (*Preocupación menor*), NT (*Casi Amenazado*), VU (*Vulnerable*), DD (*Datos insuficientes*), NE (*No evaluado*).

Especie	Categoría IUCN Global	Registros de ocurrencia	EOO		AOO	
			Área (km ²)	Categoría	Área (km ²)	Categoría
<i>“Heleobia” hatcheri</i>	NE	37	135217	LC	136	EN
<i>Chilina fulgurata</i>	LC	28	94009	LC	88	EN
<i>Chilina patagonica</i>	LC	13	90382	LC	40	EN
<i>Chilina perrieri</i>	NE	15	57684	LC	60	EN
<i>Galba viator</i>	NE	23	132339	LC	88	EN
<i>Pectinidens diaphanus</i>	LC	30	106693	LC	96	EN
<i>Pisidium magellanicum</i>	NE	8	21776	NT	24	EN
<i>Pisidium patagonicum</i>	NE	6	18658	VU	28	EN
<i>Musculium patagonicum</i>	NE	13	90152	LC	48	EN
<i>Anisancylus obliquus</i>	NE	1	-	DD	-	DD
<i>Biomphalaria peregrina</i>	NE	1	-	DD	-	DD
<i>Chilina strebeli</i>	DD	1	-	DD	-	DD
<i>Patagonorbis sp</i>	NE	1	-	DD	-	DD

De acuerdo con los resultados obtenidos existen diferencias entre las categorías obtenidas según los valores de EOO y AOO. La categoría más alta de amenaza para todas las especies es la categoría *En peligro* (EN) según el cálculo del AOO, mientras que según el cálculo de EOO solo la especie *Pisidium patagonicum* entra en una de las categorías de amenaza (VU). En estos casos, se debe contemplar la categoría de amenaza más alta en el análisis el cual, en este caso, sería EN. En la figura 5. 10 se representa el solapamiento espacial entre las AOO y las EOO calculadas con las amenazas potenciales presentes en el sistema de cuencas hidrográficas superficiales de Santa Cruz. Se observa que las EOO de cada especie involucran diferentes cuencas superficiales, las cuales presentan distintos tipos de impactos potenciales. De esta forma se obtuvieron los siguientes números de localidades para cada especie: *“Heleobia” hatcheri* (6), *Chilina fulgurata* (8), *Chilina patagonica* (13), *Chilina perrieri* (10), *Galba viator* (13), *Pectinidens diaphanus* (13), *Pisidium magellanicum* (4), *Pisidium patagonicum* (6) y *Musculium patagonicum* (13).

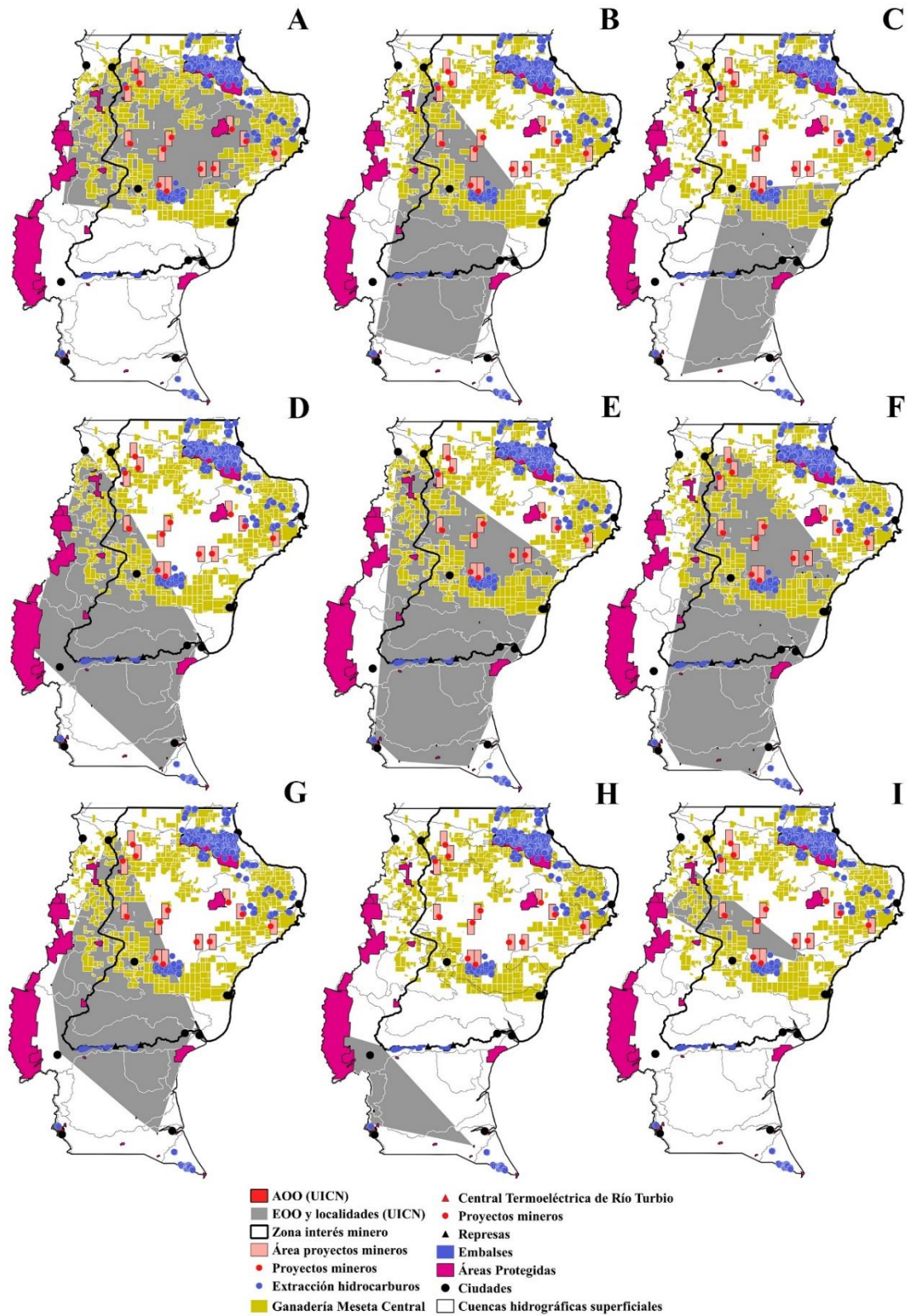


Figura 5. 10. Solapamiento espacial entre áreas de distribución y fuentes de impacto potencial de origen antrópico. (A) *Chilina fulgurata*, (B) *Chilina patagonica*, (C) *Chilina perrieri*, (D) *Pectinidens diaphanus*, (E) *Galba viator*, (F) “*Heleobia*” *hatcheri*, (G) *Musculium patagonicum*, (H) *Pisidium magellanicum*, (I) *Pisidium patagonicum*.

En las Figuras 5. 11 y 5. 12 se observa que gran parte de las zonas con mayor riqueza potencial son también las áreas de mayor actividad productiva de la provincia (Figuras 5. 10 y 5. 11). A continuación, se detallan las potenciales fuentes de impacto y se analizan las condiciones del criterio B de la UICN en términos de observación, estimación, inferencia o proyección para cada una de las condiciones para considerar a las especies dentro de la categoría EN.

Actividad minera y ganadería

En la Figura 5. 11 se observa que gran parte del territorio del centro y norte de la provincia es utilizado para la actividad ganadera de tipo extensiva y como zona de interés minero, con un total de 14 proyectos de minería a cielo abierto y subterránea en actividad. Dichas actividades coinciden espacialmente con valores altos de riqueza de especies de moluscos de agua dulce.

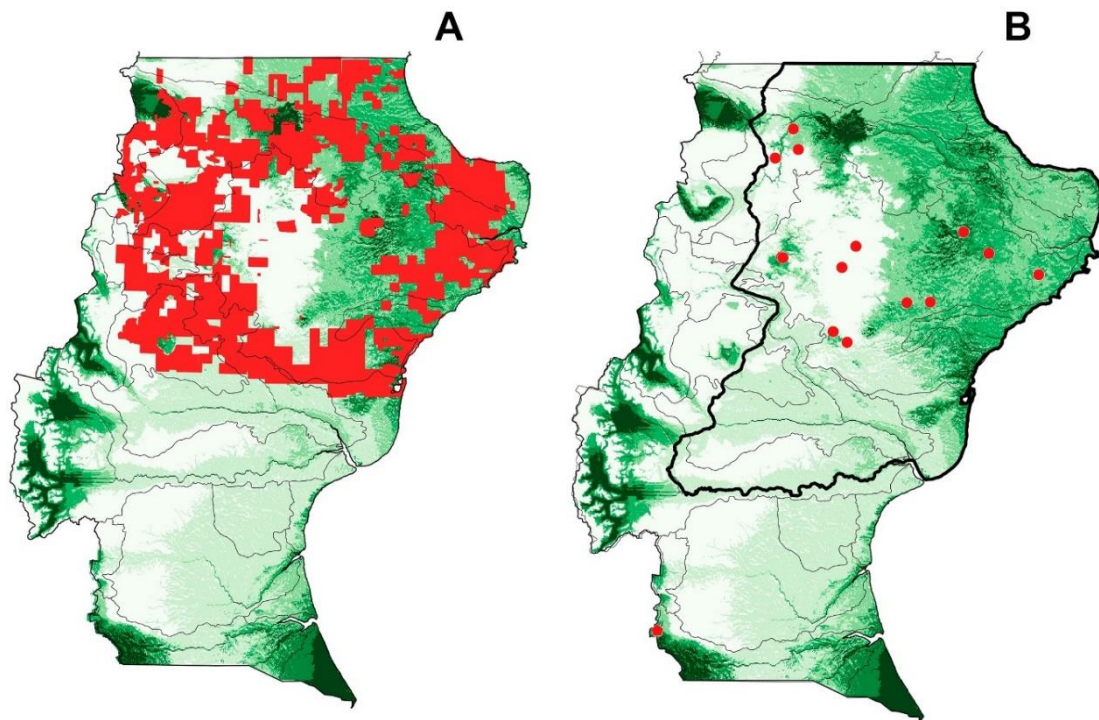


Figura 5. 11. Mapa de riqueza potencial y posibles fuentes de impacto. (A) En rojo: Zonas activas de ganadería extensiva de la Meseta Central. (B) Zona de interés minero (polígono negro), yacimientos de explotación minera (puntos rojos).

Aprovechamiento energético

En la Figura 5. 12A se puede observar que la extracción de hidrocarburos a nivel continental se concentra principalmente en la región noroeste de la provincia, coincidiendo con las áreas de mayor riqueza potencial de moluscos acuáticos continentales. Además, los proyectos para aprovechamiento energético en la provincia, como el Complejo Hidroeléctrico Presidente Néstor Kirchner (Cóndor Cliff) y Gobernador Jorge Cepernic (La Barrancosa) y la Central Termoeléctrica a carbón Río Turbio (CTRT), se ubican en áreas de importancia en términos de riqueza de especies de moluscos (Figura 5. 12A).

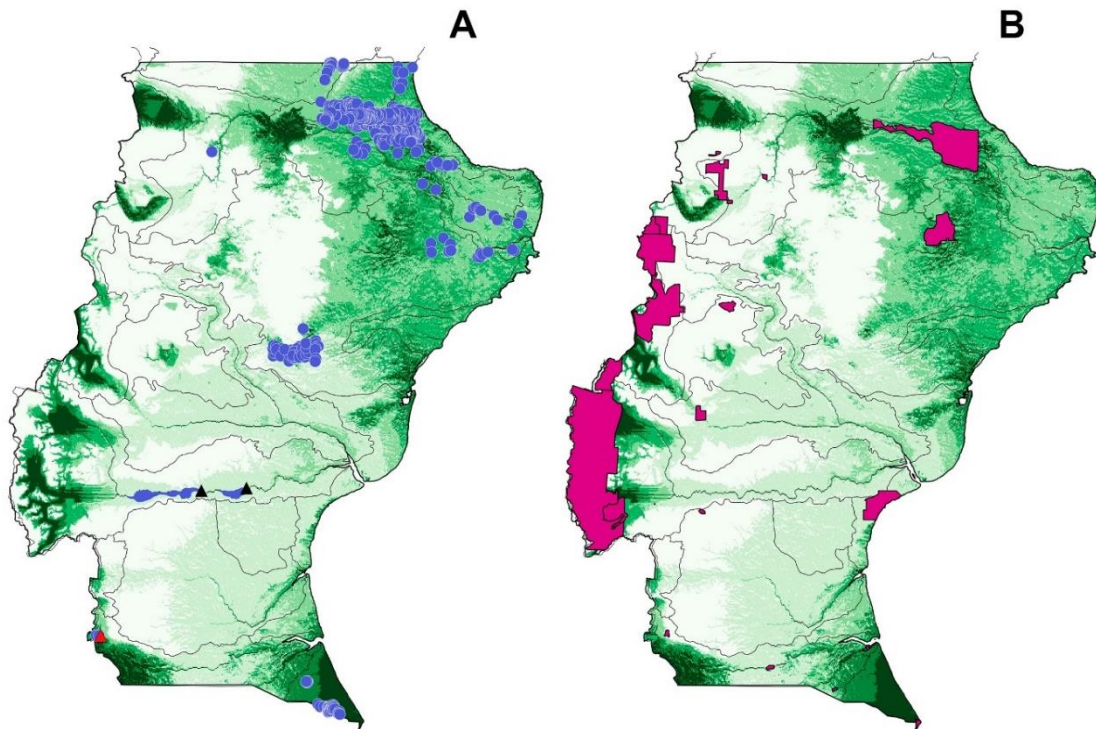


Figura 5. 12. (A) Explotación de hidrocarburos (puntos azules), represas hidroeléctricas sobre el río Santa Cruz (triángulos negros) y Central Termoeléctrica de Río Turbio (triángulo rojo). (B) Áreas protegidas de la provincia de Santa Cruz.

Especies exóticas invasoras

En la Figura 5. 13 se puede observar que los registros de presencia de *Didymosphenia geminata* (“Didymo”) y peces de la familia Salmonidae. De acuerdo a los registros bibliográficos obtenidos, la diatomea Didymo se ha registrado en la cuenca superior del río Santa Cruz, sobre el río de Las Vueltas, cercanías del lago Argentino y sobre el río Santa Cruz y en la cuenca superior del río Deseado sobre el lago Buenos Aires y el río Los Antiguos (Figura 5. 13). Los salmónidos están presentes en prácticamente todas las cuencas de la provincia de Santa Cruz, con poblaciones estables en los principales cuerpos de agua como el río Santa Cruz, el río Chico, el río Gallegos, lago Argentino, lago San Martín, lago Buenos Aires, lago Cardiel, muchas lagunas de meseta del lago Strobel, entre otros (Figura 5. 13). De acuerdo a los resultados de este trabajo de tesis, estos

ambientes presentan los valores más altos de riqueza potencial de moluscos acuáticos continentales.

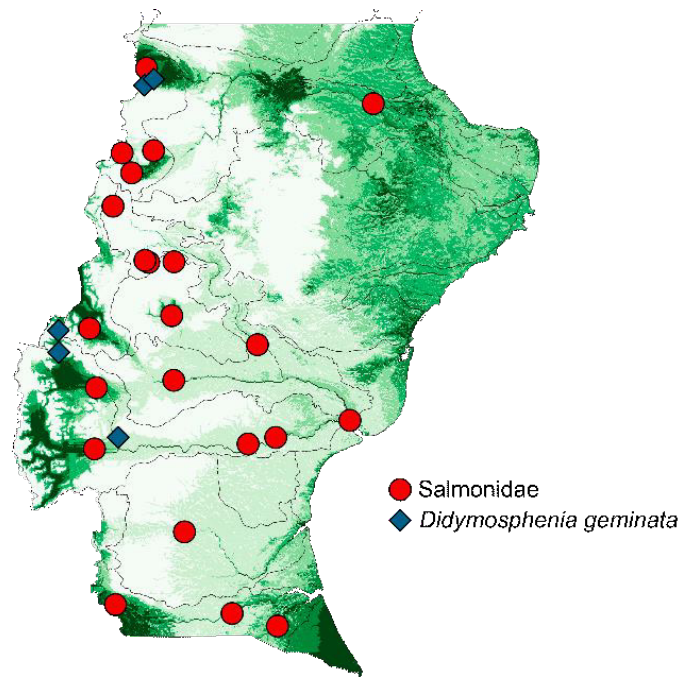


Figura 5. 13. Registros de la familia Salmonidae y *Didymosphenia geminata* en la provincia de Santa Cruz. Tomado de Lamaro *et al.* (2019) y Espínola *et al.* (2022).

Áreas protegidas

En la Figura 5. 12B se observa el solapamiento espacial entre el mapa de riqueza potencial de moluscos de agua dulce y las áreas protegidas de la provincia de Santa Cruz. Gran parte de la superficie protegida se concentra en dos cuencas hidrográficas, la cuenca del Lago Argentino y la cuenca del río Mayer, ambas relacionadas con ambientes cordilleranos. En comparación con la región andina, las zonas extrandinias en el sur, el centro y el NE de la provincia cuentan con pocas áreas con algún nivel de protección, lo cual hace inferir que potencialmente las poblaciones de moluscos presentes en dichas regiones podrían sufrir algún tipo de impacto.

Condiciones a, b y c del Criterio B

En la Tabla 5. VI se resumen los resultados del análisis de las condiciones necesarias que se deben cumplir según los criterios regionales de la UICN. Para la condición a1 no se cuenta con la información necesaria para poder realizar la evaluación. Para la condición a2, *Pisidium magellanicum* cumple con un número de localidades menores a cinco, mientras que el resto de las especies presenta un número mayor a cinco localidades. Para las condiciones b y c no existe la información de base necesaria para comparar con la información actualizada obtenida. De esta

forma, al no cumplirse dos de las tres condiciones para la categoría asignada de acuerdo a los resultados del AOO calculada con el GeoCat (Tabla 5. V), la categoría que debe asignarse según la evaluación realizada, siguiendo los criterios de la UICN a nivel regional, es la de Datos insuficientes (DD) (Tabla 5. VI).

Tabla 5. VI. Análisis de las condiciones del criterio B de acuerdo a la UICN (2019a). **EN:** En peligro; **DD:** Datos insuficientes; **a1:** Severamente fragmentada; **a2:** Número de localidades menor a cinco (5); **b:** Disminución continua observada, estimada, inferida o proyectada; **c:** Fluctuaciones de distribución y/o poblaciones extremas.

Especie	AOO	N° Localidades	a1	a2	b	c	Categoría
<i>“Heleobia” hatcheri</i>	EN	13	sin datos	no cumple	sin datos	sin datos	DD
<i>Chilina fulgurata</i>	EN	8	sin datos	no cumple	sin datos	sin datos	DD
<i>Chilina patagónica</i>	EN	13	sin datos	no cumple	sin datos	sin datos	DD
<i>Chilina perrieri</i>	EN	10	sin datos	no cumple	sin datos	sin datos	DD
<i>Galba Viator</i>	EN	13	sin datos	no cumple	sin datos	sin datos	DD
<i>Pectinidens diaphanus</i>	EN	14	sin datos	no cumple	sin datos	sin datos	DD
<i>Pisidium magellanicum</i>	EN	4	sin datos	cumple	sin datos	sin datos	DD
<i>Pisidium patagonicum</i>	EN	6	sin datos	no cumple	sin datos	sin datos	DD
<i>Musculium patagonicum</i>	EN	13	sin datos	no cumple	sin datos	sin datos	DD

DISCUSIÓN

Los resultados del proceso de categorización de las especies según el criterio B de la UICN muestran la necesidad, importancia y urgencia de realizar estudios de base sobre el estado de las poblaciones de moluscos acuáticos continentales a nivel regional, tanto nacional como provincial. La falta de información básica sobre la biología (historia de vida, dinámica poblacional), los denominados factores intrínsecos por Ferreira-Rodríguez *et al.* (2019) y la falta de conocimiento sobre los patrones de distribución regional hacen dificultosa la categorización de los estados de amenaza y conservación de las especies en todo el territorio de América del Sur (Rumi *et al.*, 2006; Pereira *et al.*, 2014; Torres *et al.*, 2018; Miyahira *et al.*, 2022).

De acuerdo con Pereira *et al.* (2014), solo cuatro países de América del Sur han publicado listas de especies de moluscos en peligro de extinción (Brasil, Colombia, Paraguay y Uruguay). Para el caso de Argentina, Rumi *et al.* (2006) evaluaron la riqueza, los patrones de distribución y el grado de peligro de extinción de las especies de gasterópodos de agua dulce en todo el territorio. Siguiendo los criterios planteados por la UICN en su versión de 1994, los autores indicaron que 45 especies de gasterópodos de agua dulce de Argentina deberían ser consideradas como vulnerables, de las cuales solo 15 están presentes en zonas protegidas (Rumi *et al.*, 2006). Además, advierten que para categorizar las especies adecuadamente, son necesarios más estudios sobre la biología y los patrones de distribución, ya que de las 45 especies que consideraron como vulnerables, diez sólo se conocen por su localidad tipo y 19 no cuentan con registros actualizados.

La región patagónica es considerada como una de las zonas con menor riqueza de especies de moluscos de agua dulce de Argentina (Rumi *et al.*, 2006, 2008; Ituarte, 2009; Pereira *et al.*, 2014; Torres *et al.*, 2018), sin embargo, gran parte de los registros utilizados en los análisis previos provenían principalmente de colecciones malacológicas, las cuales datan de hasta 100 años de antigüedad. En el presente capítulo se combinaron registros históricos provenientes de colecciones malacológicas oficiales y datos nuevos de colectas realizadas por el grupo de investigación. Los resultados obtenidos detallan los patrones de distribución y la potencialidad de encontrar especies en regiones en las que no se contaba con registros de presencia. Por ejemplo, los patrones de diversidad y riqueza de gasterópodos de agua dulce obtenidos por Rumi *et al.* (2006) (Figura 5. 14) muestran, en general, valores bajos de riqueza y diversidad, los cuales descienden a valores mínimos de Oeste a Este. De acuerdo con estos autores, la zona de la meseta central presenta valores de 0 en sus tres métricas analizadas (riqueza de familias, riqueza de especies, índice de Shannon), señalando la necesidad de realizar campañas de muestreo sistemáticas en dichas zonas poco exploradas.

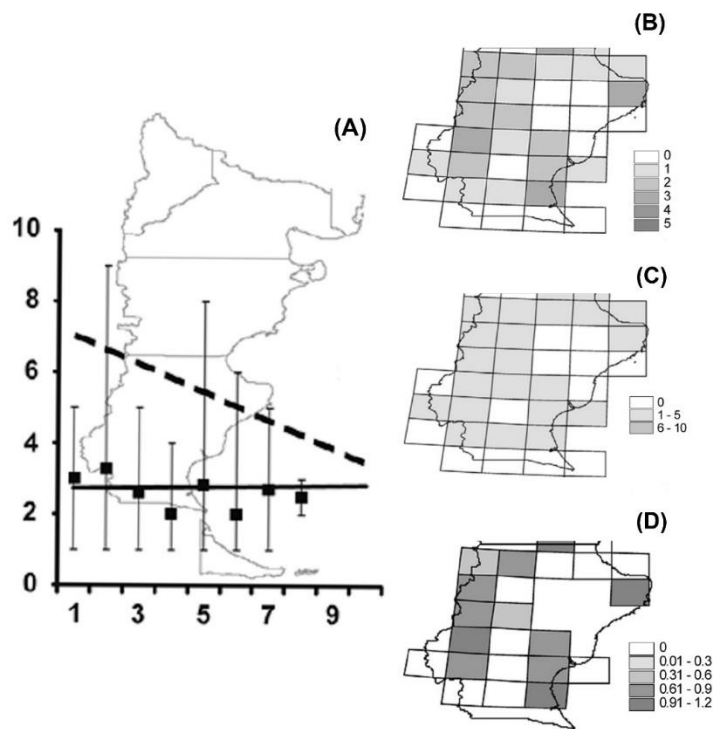


Figura 5. 14. Patrones de diversidad y riqueza de gasterópodos según Rumi *et al.* (2006). (A) Gradiente de riqueza de oeste a este en la Patagonia. (B) Riqueza de familias. (C) Riqueza de especies. (D) Índice de Shannon.

Los resultados obtenidos en las campañas de muestreo para el presente trabajo de tesis Doctoral (capítulo II) y los modelos de idoneidad ambiental y análisis espaciales de riqueza de especies realizados en el presente capítulo, muestran que las cuencas hidrográficas relacionadas con la meseta central tienen la potencialidad de contener a varias especies de moluscos de agua

dulce. A pesar de ser una de las zonas más áridas de la provincia, sin ríos o lagos de importancia, presentan un gran número de afloramientos de agua subterránea en forma de surgentes y la formación de humedales, como manantiales y mallines (Mazzoni & Vazquez, 2009; Mazzoni & Rabassa, 2010; Melendi *et al.*, 2020), generando ambientes de gran calidad hídrica para el sostenimiento de poblaciones de distintas especies de moluscos y otras especies de macroinvertebrados (Williams, 2016).

De acuerdo con Oliva *et al.* (2011), la zona de la meseta central involucra una gran porción del territorio de la provincia de Santa Cruz, el cual se caracteriza por relativa homogeneidad en las condiciones ambientales, características del suelo y la flora presente (Anexo II). Esta homogeneidad en las condiciones ambientales podría explicar por qué, a pesar de contar con pocos registros de presencia, los mapas resultantes del proceso del modelado de idoneidad ambiental sugieren una alta probabilidad de presencia de especies de moluscos acuáticos continentales. La homogeneidad ambiental de la meseta central también hace que sea una zona muy sensible a disturbios (Andrade, 2022). Al no tener grandes cuerpos de agua superficiales como ríos o lagos que sirvan como fuente de agua dulce, las actividades humanas que allí se desarrollan explotan las reservas de agua subterránea, lo que puede ocasionar el descenso de los niveles freáticos y contaminación de los acuíferos (Andrade, 2022).

Las actividades de mayor desarrollo en esta zona son la minería a cielo abierto y la ganadería ovina extensiva (Figura 5. 11). Ambas actividades hacen uso de fuentes de agua subterránea, para consumo y producción, lo cual, junto con los cambios en el régimen de precipitaciones que se vienen dando en los últimos años han hecho que la calidad de los ambientes de manantiales y mallines haya disminuido notoriamente (Andrade, 2022). La explotación de hidrocarburos y el aprovechamiento de recursos para la generación de energía son consideradas también como potenciales fuentes de impacto en los ecosistemas de agua dulce, con riesgos potenciales de derrames y procesos erosivos que pueden afectar la calidad del ambiente (Warren & Haag, 2005).

De acuerdo con Darrigran y Torres (2014), para que una especie no nativa sea considerada invasora, debe formar parte de un proceso formado por una serie de etapas donde, por ejemplo, esta debe superar barreres naturales (geográficas, ambientales y reproductivas), obteniendo en el proceso ventajas competitivas que permiten su rápida dispersión y proliferación en nuevas áreas dentro del ecosistema receptor, como así también provocar impactos en el mismo. En el caso de los salmónidos, las actividades económicas derivadas de la pesca deportiva han favorecido su dispersión a lo largo de las cuencas patagónicas (Vigliano & Alonso, 2007; Pascual *et al.*, 2009). Su introducción ha generado diversos efectos negativos sobre la fauna nativa, como la introducción de enfermedades, cambios a nivel de comunidad, empobrecimiento de poblaciones de peces y otros organismos acuáticos y pérdida de la diversidad biológica (Macchi & Vigliano, 2014). De acuerdo con Espínola *et al.* (2022), la familia Salmonidae se encuentra presente en

prácticamente todas las cuencas hídricas de la Patagonia. Esto ha derivado que las especies de salmónidos hayan sido declaradas especies exóticas invasoras por el estado nacional (<https://www.argentina.gob.ar/ambiente/biodiversidad/exoticas-invasoras>), ya que causan impactos severos sobre la diversidad, la salud, la economía y los valores culturales de las zonas donde son introducidas.

La siembra y dispersión de *Oncorhynchus mykiss* (trucha arcoíris) es una práctica que viene en aumento en ambientes acuáticos continentales de la Patagonia extrandina de Santa Cruz, principalmente en propiedades privadas de las zonas más áridas como la meseta del lago Strobel (Lancelotti, 2009; Lancelotti *et al.*, 2015). La actividad consiste en la siembra y cría en lagos pequeños y lagunas, sustentada por la oferta natural de alimento. El crecimiento de esta se debe principalmente por la posibilidad de generar oportunidades productivas alternativas a la ganadería ovina o bovina a un costo relativamente bajo, las cuales generan ganancias superiores a los U\$100.000 anuales y puestos laborales (Pascual *et al.*, 2009). Sin embargo, la siembra extensiva de trucha arcoíris en lagunas sin peces nativos genera cambios importantes en los cuerpos de agua receptores, como cambios en los ensamblajes de invertebrados acuáticos, entre ellos se supone a los moluscos, los cuales son la fuente de alimentación de los peces introducidos (Lancelotti, 2009). De acuerdo con los especialistas (Pascual *et al.*, 2009; Lancelotti *et al.* 2005), el abordaje integral de la actividad, diseñando planes de manejo que contemplen la sostenibilidad tanto del recurso económico como la calidad del hábitat es fundamental para reducir al máximo los efectos negativos que tienen la cría de salmónidos en estos ambientes tan particulares.

Además de los impactos generados por los salmónidos, la pesca deportiva está íntimamente relacionada con la introducción de otra especie considerada exótica invasora. La introducción de *Didymosphenia geminata* (“Dydimo”) en el año 2014 en la cuenca superior del río Santa Cruz ha sido el inicio de un proceso de expansión por diferentes puntos de la provincia (Braccalenti, 2016; Lamaro *et al.* 2019). Una vez establecida la especie, provoca alteraciones físicas y estructurales de los ecosistemas acuáticos con el consiguiente perjuicio sobre la fauna de macroinvertebrados y peces (Lamaro *et al.* 2019). Diversos estudios han registrado que la proliferación de Dydimo provoca cambios en los ensamblajes de macroinvertebrados, como el aumento en la abundancia de quironómidos y oligoquetos y la reducción de la abundancia de efemerópteros, plecópteros y tricópteros (Brand & Miserendino, 2014; Añón Suárez y Albariño, 2019). Estudios sobre los efectos del Dydimo en las comunidades bentónicas en general son fundamentales para evaluar estrategias efectivas para frenar su dispersión en los cuerpos de agua de la provincia de Santa Cruz. Considerando el rol de indicadores de condiciones ambientales que presentan los moluscos en particular, es de destacar la importancia que también tendrían estudiar la comunidad de los moluscos en relación con el Dydimo.

El aumento poblacional y la demanda energética constante en todo el país, llevo a la necesidad de desarrollar diversas estrategias de obtención de energía eléctrica (Nogar *et al.*, 2021). En este sentido, en la provincia de Santa Cruz se han puesto en marcha dos mega obras para la obtención de energía. Por un lado, la central de energía térmica de carbón en la cuenca de río Turbio, la cual funcionará exclusivamente con el carbón producido por la mina de Río Turbio perteneciente a la empresa estatal YCRT, y por otro lado la instalación de dos represas hidroeléctricas sobre el río Santa Cruz. Diversos estudios han demostrado los impactos potenciales de estas mega estructuras sobre las cuencas hidrográficas y los efectos negativos sobre la calidad de las aguas en las zonas donde se emplazan (Tagliaferro *et al.*, 2013, Martin *et al.*, 2014, Súnico *et al.*, 2017, Asueta *et al.*, 2019).

De acuerdo con los resultados obtenidos sobre la riqueza potencial de moluscos de agua dulce, tanto el río Santa Cruz como la cuenca de río Turbio son zonas de importancia para la biodiversidad, tanto de gasterópodos como de bivalvos dulceacuícolas, lo que hace necesario generar estrategias que permitan la conservación de los hábitats y las poblaciones de organismos acuáticos en general y de los moluscos allí presentes (Roberge & Angelstam, 2004).

Casi un 7% de la superficie total de la provincia de Santa Cruz (243.943 km²) se encuentra bajo algún régimen de protección, nacional o provincial. En total existen 45 áreas protegidas, de las cuales diez corresponden a monumentos naturales, 25 a reservas provinciales, cuatro a parques provinciales, dos a parques interjurisdiccionales y cuatro a áreas de uso científico (<https://cap.santacruz.gob.ar/%C3%A1reas-protegidas>). Sin embargo, de acuerdo con Fasioli & Díaz (2011) la proporción que realmente se encuentra bajo protección es considerablemente menor, ya que la mayor parte de las áreas protegidas no presentan o no aplican planes de manejo específicos.

En términos jurisdiccionales, el 60% de la superficie protegida en la provincia corresponde a la órbita nacional, bajo la administración de Parques Nacionales (SIFAP, 2021). Si bien todas las biozonas están representadas en las áreas protegidas de la provincia, aproximadamente el 70% de la superficie total protegida corresponde a la biozona Andina (Fasioli & Diaz, 2011). El segundo ambiente o región mejor representada es la Meseta Central, la cual representa un 22% de la superficie total protegida. Sin embargo, si se analiza la superficie total de la Meseta Central, las áreas protegidas presentes en dicha zona representan menos del 3% (Fasioli & Diaz, 2011). En su conjunto, la estepa magallánica seca, el matorral de mata negra y el pastizal subandino en su conjunto apenas alcanzan un 8% de representatividad de esas superficies protegidas.

En función de lo mencionado previamente, el estado provincial, mediante el Decreto N° 7/06 identificó las zonas en donde el desarrollo de actividades antrópicas requiere una especial atención para la prevención de posibles impactos ambientales. A partir de esto, generaron un mapa de vulnerabilidad ambiental, en el cual identifican las áreas protegidas y las zonas críticas continentales que requieren especial atención a potenciales impactos al momento de generar

cualquier proyecto extractivo o productivo (Figura 5. 15). De acuerdo con la normativa, cualquier actividad o proyecto que se encuentre dentro de las áreas definidas por el mapa de vulnerabilidad (áreas protegidas o zonas críticas continentales) deberán ser categorizadas como de Alto Impacto Ambiental.

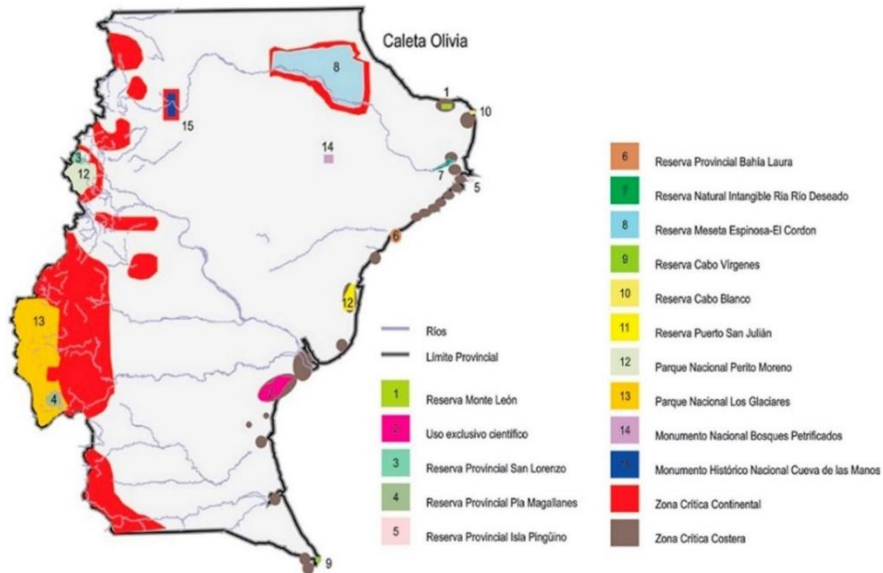


Figura 5. 15. Mapa de vulnerabilidad de la provincia de Santa Cruz (según Decreto provincial N° 7/06). Tomado de EBISA (2017).

Comparando la Figura 5. 15 con el mapa de riqueza potencial de moluscos acuáticos continentales (Figura 5. 9), podemos ver que gran parte de las zonas de mayor riqueza potencial corresponden con las zonas críticas continentales definidas en el mapa de vulnerabilidad. Sin embargo, tal como sucede con las áreas protegidas, la zona de la meseta central sigue estando subrepresentada por el mapa de vulnerabilidad, correspondiendo únicamente las zonas aledañas a la reserva Meseta espinosa- el cordón, la cual fue creada en 1990 (Ley provincial n° 2185) y a la fecha no cuenta con un plan de manejo. Información referida a los patrones de distribución de diversos grupos de plantas y animales continentales, como los realizados en el presente trabajo de tesis o los realizados por Rosas *et al.* (2018, 2019), con la implementación de herramientas SIG actualizadas para los análisis espaciales, son fundamentales para los funcionarios de los organismos encargados de tomar decisiones sobre el manejo y preservación de los recursos hídricos provinciales.

CONSIDERACIONES FINALES

Si bien no fue posible la categorización más profunda del grado de conservación según los criterios de la UICN, la información obtenida durante el presente trabajo de tesis Doctoral servirá de base para futuras categorizaciones, las cuales son imprescindibles para realizar una impostergable conservación de la biodiversidad de la región bajo estudio. La recopilación de información de diversas fuentes (bibliografía, colecciones malacológicas, campañas de colecta) y la implementación de análisis geográficos con herramientas actualizadas tienen un gran potencial para definir patrones de distribución y estrategias de conservación a escala regional.

La información obtenida en el presente trabajo de tesis Doctoral servirá de información de base para establecer niveles de riesgo de extinción y reevaluaciones de la malacofauna acuática continental de la Patagonia Austral. Además, los mapas generados podrán ser utilizados por tomadores de decisiones para asignar eficazmente los recursos que se posea en posibles programas de conservación de los ambientes acuáticos de la provincia. Es necesario continuar con nuevas campañas de colecta, con caracterizaciones del estado poblacional y las condiciones ambientales para lograr categorizar el estatus de conservación de las especies de moluscos acuáticos continentales de la provincia de Santa Cruz.

REFERENCIAS

- Acuña, A. J., Pucci, O. H. & Pucci, G. N. 2008. Caracterización de un proceso de biorremediación de hidrocarburos en deficiencia de nitrógeno en un suelo de Patagonia Argentina. *Ecosistemas*, 17 (2): 85–93.
- Anderson, R. P., Peterson, A. T. & Gómez Laverde, M. 2002. Using niche-based GIS modeling to test geographic predictions of competitive exclusion and competitive release in South American pocket mice. *Oikos*, 98: 3–16.
- Andrade, L (Coord). 2022. la “era del oro” y sus incertidumbres: Caminos, bifurcaciones y aporías santacruceñas (1990–2020). *Editorial Biblos*.
- Añón Suarez, D. A. & Albariño, R. J. Efecto del establecimiento del alga invasora *Didymosphenia geminata* sobre la abundancia de macrocrustáceos en el Río Limay superior, Patagonia, Argentina. *Biología acuática*, 34.
- Asueta, R., Súnico, A. Martín, J. P. & Sierpe, C. 2019. Uso de indicadores bióticos basados en macroinvertebrados bentónicos para la determinación de calidad ambiental en la cuenca superior del Río Gallegos, Santa Cruz. *Informes Científicos Técnicos - UNPA*, 11 (1), 106–126.
- Bachman, S., Moat, J., Hill A. W., de la Torre, J. & Scott, B. 2011. Supporting Red List threat assessments with GeoCAT: geospatial conservation assessment tool. En: Smith V, Penev L (Eds) e-Infrastructures for data publishing in biodiversity science. *ZooKeys*, 150: 117–126.
- Beltramino, A. A, Vogler, R. E, Gutiérrez Gregoric, D. E. & Rumi, A. 2015. Impact of climate change on the distribution of a giant land snail from South America: predicting future trends for setting conservation priorities on native malacofauna. *Climatic Change*, 131: 621–633.
- Bogan, A. E. & Roe, K. J. 2008. Freshwater bivalve (Unioniformes). Diversity, Systematic, and Evolution. Status and future directions. *Journal of the North American Benthological Society*, 27: 349–369.
- Böhm, M., Dewhurst-Richman, N. I., Seddon, M., Ledger, S. E. H., Albrecht, C., Allen, D. & Bogan, A. E., *et al.* 2020. The conservation status of the world’s freshwater molluscs. *Hydrobiologia*.
- Brand, C. & Miserendino, M. L. 2014. Evaluación de los efectos de la invasión de *Didymosphenia geminata* en la comunidad del bentos del Río Futaleufú (Patagonia, Argentina). *Biología Acuática*, 29: 110.
- Castilla, C. M., Torres, R. & Díaz, M. M. 2013. Murciélagos de la provincia de Córdoba, Argentina: riqueza y distribución. *Mastozoología Neotropical*, 20 (2): 243–254.

- Castilla, M. C., Cuyckens, G. A. E., Zucarelli, V. & Díaz, M. M. 2020. Riqueza potencial de murciélagos en el sur de las Yungas: aportes para la conservación de especies. *Mastozoología Neotropical*, 27(1): 61–71.
- Castillo-Torres, P. A., Martínez-Meyer, E., Córdova-Tapia, F. & Zambrano, L. 2017. Potential distribution of native freshwater fish in Tabasco, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88: 415–424.
- Cowie, R. H., Régnier, C., Fontaine, R. & Bouchet, P. 2017. Measuring the Sixth Extinction: what do mollusks tell us? *The Nautilus*, 131: 3–41.
- Cuezzo, M. G., Medina, R. G. & Nieto, C. 2021. Geographic distribution modeling and taxonomy of *Stephadiscus lyratus* (Cothouney in Gould, 1846) (Charopidae) reveal potential distributional areas of the species along the Patagonian Forests.
- Cuttelod, A., Seddon, M. & Neubert, E. 2011. European Red List of Non-marine Molluscs. Publications Office of the European Union.
- Darrigran, G. 1999. Longitudinal distribution of molluscan communities in the Río de la Plata estuary as indicators of environmental conditions. *Malacological Review suppl. Freshwater Mollusca*, 8: 1–12.
- Darrigran, G. & Torres, S. 2014. Especies Invasoras y Conservación. En: Calcagno, J. A. (Comp). 2014. Los Invertebrados Marinos. Cap. 25: 335–352. *Vazquez Mazzini Editores*.
- Díaz, B. G. & Giménez M. 2015. Zonificación y codificación hidrográfica en Santa Cruz (Patagonia Austral, Argentina). Actas CD Congreso Nacional del Agua 2015. Paraná, Entre Ríos, Argentina. 12p.
- EBISA (Emprendimientos Energéticos Binacionales S.A.). 2017. Aprovechamientos hidroeléctricos del río santa cruz estudio de impacto ambiental. Capítulo 4 – Línea de Base Ambiental. Disponible en <https://gobierno.santacruz.gob.ar/>.
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Guisan, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A. & Li, J. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129–151.
- Espínola, L. A., Rabuffetti, A. P., Carrara, N., Ferlay, E. M. C., Yoya, F., Blettler, M. C. M., Baigún, C., Wantzen, K. M. & Neves dos Santos, L. 2022. Increased geographical distribution and richness of non-native freshwater fish species in Argentina: evidence from a literature review. *Biological Invasions* 24, 1611–1634.

Fasioli, E. & Diaz, B. G. 2011. Cartografía del sistema de áreas protegidas de Santa Cruz (Patagonia Austral, Argentina). *Párrafos Geográficos*, 10 (1): 174–194.

Ferreira-Rodríguez, N., Akiyama, Y., Aksenova, O. V., Araujo, R., Barnhart, M. C., Bespalaya, Y., Bogan, A., Bolotov, I., Budha, P. B., Clavijo, C., Clearwater, S. J. Darrigran, G., Do, V. T., Douda, K., Froufe, E., Gumpinger, C., Henrikson, L., Humphrey, C. L., Johnson, N., Klishko, O., Klunzinger, M. W., Kovitvadhi, S., Kovitvadhi, U., Lajtner, J., Lopes-Lima, M., Moorkens, E., Nagayama, S., Nagel, K. O., Nakano, M., Negishi, J. N., Ondina, P., Oulasvirta, P., Prié, V., Riccardi, N., Rudzite, M., Sheldon, F., Sousa, R., Strayer, D., Takeuchi, M., Taskinen, J., Teixeira, A., Tiemann, J., Urbańska, M., Varandas, S., Vinarski, M., Wicklow, B. J., Zajac, T. A. & Vaughn, C. 2019. Research priorities for freshwater mussel conservation assessment. *Biological Conservation*, 231: 77–87.

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G. & Jarvis, A. 2005. Very high resolution-interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965–1978.

ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade) . 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I/ -- 1. ed. -- Brasília, DF: ICMBio/MMA, 492 p.

IGN (Instituto Geográfico Nacional). 2021. <https://www.ign.gob.ar/>. Consultado Agosto 2021.

Ituarte C. Mollusca: Bivalvia. 2009. En: Domínguez E, Fernández H. (eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. pp. 567–594.

Kramer Schadt, S., Niedballa, J., Pilgrim, J. D., Schroder, B., Lindenborn, J., Reinfelder, V., Stillfried, M., Heckmann, I., Scharf, A. K., Augeri, D. M., Cheyne, S. M., Hearn, A. J., Ross, J., Macdonald D. W., Mathai, J., Eaton, J., Marshall, A. J., Semiadi, G., Rustam, R., Bernard, H., Alfred, R., Samejima, H., Duckworth, J. W., Breitenmoser-Wuersten, C., Belant, J. L., Hofer, H. & Wilting, A. 2013. The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Diversity and Distributions*, 19: 1366–1379.

Lamaro, A. A., Pisonero, J., Uyua, N., Sastre, V., Santinelli, N., Muñiz Saavedra, J. & Sala, S. E. 2019. Distribución de la diatomea invasora *Didymosphenia geminata* (Bacillariophyceae) en cuerpos de agua patagónicos de Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot*, 54: 169–183.

Lancelotti, J. L. 2009. Caracterización limnológica de lagunas de la Provincia de Santa Cruz y efectos de la introducción de Trucha Arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) sobre las comunidades

receptora. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue Centro Regional Universitario Bariloche. Pp. 120.

Lancelotti, J. L., Banderi, L. M. & Pascual, M. A. Diet of the exotic Rainbow Trout in the critical habitat of the threatened Hooded Grebe. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 416, 26.

Lehner, B., Verdin, K. & Jarvis, A. 2008. New global hydrography derived from spaceborne elevation data. EOS. *Transactions American Geophysical Union*, 89: 93–94.

Liu, C., White, M. & Newell, G. 2013. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography*, 40: 778–789.

Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A. & Real, R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, 17: 145–151.

Lydeard, C., Cowie, R. H., Ponder, W. F., Bogan, A. E., Bouchet, P., Clark, S., Cummings, K. S., Frest, T. J., Gargominy, O., Herbert, D. G., Hershler, R., Perez, K., Roth, B., Seddon, M., Strong, E. E. & Thompson, F. G. 2004. The global decline of nonmarine mollusks. *BioScience*, 54: 321–330.

Macchi, P. & Vigliano, P. H. 2014. Salmonid introduction in Patagonia: the ghost of past, present and future management. *Ecología Austral* 24: 162–172.

Machado, A. B. M., Drummond, G. M. & Paglia, A. P. (ed.). 2008. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Volume 1. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas, Brasília. 512 p.

Martin, J. P., Sar, A., Fernández, R., Caminos, C., Pereyra Ginestar, B., Moscardi, C. & Gaspari, G. 2014. Diversidad de macroinvertebrados bentónicos y aplicación de índices bióticos de calidad ambiental en el Río Santa Cruz (Patagonia austral, Argentina). *Memorias del II Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras*.

Martín, P. R., Ovando, X. M. C. & Seuffert, M. E. 2016. First record of the freshwater snail *Pseudosuccinea columella* (Gastropoda: Lymnaeidae) in southern Pampas (Argentina) and assessment of future spread. *Molluscan Research*.

Mazzoni, E. & Rabassa, J. 2010. Inventario y clasificación de manifestaciones basálticas de Patagonia mediante imágenes satelitales y SIG, Provincia de Santa Cruz. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 66 (4): 608–618.

Mazzoni, E. & Vazquez, M. 2009. Desertification in Patagonia. *Developments in Earth Surface Processes*, 13: 351–377.

Melendi, E., Tanjal, C., Borzi, G., Raigemborn, M. S. & Carol, E. 2020. Hydrodynamic and hydrochemistry of wet meadows and shallow lakes in areas of the Patagonian basaltic plateaus, Argentina. *Science of the Total Environment*, 744, 140897.

Merow, C., Smith M. J. & Silander, J. A. Jr. 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography* 36: 1058–1069.

Miyahira, I. C., Clavijo, C., Callil, C. T., Cuezco, G., Darrigran, G., Gomez, S. R., Lasso, C., Dreher Mansur, M. C., Pena, M., Ramírez, R., dos Santos, R. C. L., dos Santos, S. B., Scarabino, F., Torres, S. H., Vogler, R. E., Cowie, R. H. 2022. The conservation of non-marine molluscs in South America: where we are and how to move forward. *Biodiversity and Conservation*.

Nogar, A. G., Clementi, L. V. & Decunto, E. V. 2021. Argentina en el contexto de crisis y transición energética. *Revista Universitaria de Geografía*, 30 (1): 107–123.

Núñez, V., Gutiérrez Gregoric, D. E. & Rumi, A. 2010. Freshwater gastropod provinces from Argentina. *Malacologia*, 53: 47–60.

Oliva, G., Gónzales, L. & Rial, P. 2001. El ambiente en la Patagonia austral. Capítulo 2. Pp 17–80. En: *Ganadería Sustentable en la Patagonia austral*. Borrelli, P. y Oliva, G. Ed. INTA Reg. Pat. Sur. 269 pp.

O'Neill, A. R. 2019. Evaluating high-altitude Ramsar wetlands in the Eastern Himalayas. *Global Ecology and Conservation*, 20: e00715.

Pereira, D., Dreher Mansur, M. C., Duarte, L. D. S., Schramm de Oliveira, A., Mansur Pimpão, D., Tasso Calli, C., Ituarte, C., Parada, E., Peredo, S., Darrigran, G., Scarabino, F., Clavijo, C., Lara, G., Miyahira, I. C. Raya, Rodriguez, M. T. & Lasso, C. 2014. Bivalve distribution in hydrographic regions in South America: historical overview and conservation. *Hydrobiologia*, 735: 15–44.

Pascual, M., Lancelotti, J. L., Ernst, B., Ciancio, J. E., Aedo, E. & García-Asorey, M. 2009. Scale, connectivity, and incentives in the introduction and management of non-native species: the case of exotic salmonids in Patagonia. *Frontiers in Ecology and the Environment*.

Phillips, S. J. 2017. A Brief Tutorial on MaxEnt. http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent

- Phillips, S. J., Anderson, R. P. & Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190:231–259.
- Phillips, S. J. & Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with MaxEnt: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31:161–175.
- Phillips, S., Dudík, K. M., Elith, J., Graham, C., Lehmann, A., Leathwick, J. & Ferrier, S. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, 19 (1):181–197.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., Dudík, M., Schapire, R. E. & Blair, M. E. 2017. Opening the black box: an open-source release of MaxEnt. *Ecography*, 40: 887–893.
- Phillips, S. J., Dudík, M., & Schapire, R. E. 2019. MaxEnt Software for Modeling Species Niches and Distributions (Version 3.4.1): https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/
- Radosavljevic, A. & Anderson, R. P. 2014. Making better MaxEnt models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *Journal of Biogeography*, 41: 629–643.
- Reyna, P., Nori, J., Ballesteros, M. L., Hued, A. C. & Tatán, M. 2018. Targeting clams: insights into the invasive potential and current and future distribution of Asian clams. *Environmental Conservation*.
- Roberge, J. M & Angelstam, P. 2004. Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool. *Conservation Biology*, 18 (1): 76–85.
- Rosas, Y. M., Peri, P. L. & Martínez Pastur, G. 2018. Potential biodiversity map of lizard species in Southern Patagonia: environmental characterization, desertification influence and analyses of protection areas. *Amphibia-Reptilia*.
- Rosas, Y. M., Peri, P. L., Carrara, R., Flores, G. E., Pedrana, J. & Martínez Pastur, G. 2019. Potential biodiversity map of darkling beetles (Tenebrionidae): environmental characterization, land-uses and analyses of protection areas in Southern Patagonia. *Journal of Insect Conservation*.
- Rumi, A., Gutiérrez Gregoric D. E., Núñez V., Cesar I. I., Roche, M. A., Tassara, M. P. Martín, S. M. & López Armengol, M. F. 2006, Freshwater Gastropoda from Argentina: species richness, distribution patterns, and an evaluation of endangered species. *Malacologia*, 49: 189–208.
- Rumi, A., Gutiérrez Gregoric, D. E., Núñez, V. & Darrigran, G. 2008. Malacología latinoamericana. Moluscos de agua dulce de la República Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 56: 77–111.

- Rumi, A., Vogler, R. E. & Beltramino, A. A. 2017. The South-American distribution and southernmost record of *Biomphalaria peregrina* —a potential intermediate host of schistosomiasis. *PeerJ* 5:e3401.
- Santos, S. B., Miyahira, I. C. & Dreher Mansur, M. C. 2013. Freshwater and terrestrial molluscs in Brasil: current status of knowledge and conservation. *Tentacle*, 21: 40–42.
- Santos, S. B. & Miyahira, I. C. 2018. New evaluation of the list of endangered non-marine mollusc in Brazil in progress. *Tentacle*, 26: 10.
- Seuffert, M. E. & Martín, P. R. 2020. Exceeding its own limits: range expansion in Argentina of the globally invasive apple snail *Pomacea canaliculata*. *Hydrobiologia*, 848 (2): 385–401
- Spiers, J. A., Oatham, M. P., Rostant, L. V. & Farrell, A. D. 2018. Applying species distribution modelling to improving conservation-based decisions: a gap analysis of Trinidad and Tobago's endemic vascular plants. *Biodiversity and Conservation*, 27 (11): 2931-2949.
- SIFAP. 2021. <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/areas-protegidas/sifap>. Consultado 01/08/2021.
- SsRH (Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación). 2011. Atlas Digital de Cuencas y Regiones Hídricas Superficiales de la República Argentina. Versión 2010.
- Súnico, A., Asueta, R., Martín, J. P. & Sierpe, C. 2017. Ochenta años de explotación de carbón mineral. Sus impactos ambientales. Rio Turbio, Santa Cruz. Argentina. *IV PROIMCA*. Bahía Blanca.
- Swets, J. A. 1979. ROC analysis applied to the evaluation of medical imaging techniques. *Investigative Radiology*, 14, 109–121.
- Tagliaferro, M., Miserendino, M. L., Liberoff, A. L., Quiroga, P. & Pascual, M. 2013. Dams in the Last Large Free-Flowing Rivers of Patagonia, the Santa Cruz River, Environmental Features, and Macroinvertebrate Community. *Limnologica*, 43: 500–509.
- Torres, R. & Jayat, J. P. 2010. Modelos predictivos de distribución para cuatro especies de mamíferos (Cingulata, Artiodactyla y Rodentia) típicas del Chaco en Argentina. *Mastozoología Neotropical* 17:335–352.
- Torres, S., Cao, L., Gutiérrez Gregoric, D. E., de Lucía, M., Brea, F. & Darrigran, G. 2018. Distribution of the Unionida (Bivalvia, Paleoheterodonta) from Argentina and its conservation in the Southern Neotropical Region. *PLoS ONE*, 13 (9): e0203616.
- Torres, S. & Darrigran, G. 2019. Distribution and conservation status of freshwater Bivalvia (Unionida, Mytilida, Venerida) in Argentina. *Tentacle*, 27: 19–21.

IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2012. Directrices para el uso de los Criterios de la Lista Roja de la IUCN a nivel regional y nacional: Versión 4.0. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: IUCN. iii + 43pp. Originalmente publicado como Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0. (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012).

IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2016. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-3. <http://www.iucnredlist.org>.

IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2019a. Comité de Estándares y Peticiones. Directrices de uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la IUCN. Versión 14. Preparado por el Comité de Estándares y Peticiones. <https://www.iucnredlist.org/es/resources/redlistguidelines>.

IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2019b. Freshwater Species Mapping Standards for IUCN Red List Assessments. Version 6. <https://www.iucnredlist.org/resources/mappingstandards>

IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2021. Mapping Standards and Data Quality for the IUCN Red List Spatial Data. Version 1.19. <https://www.iucnredlist.org/resources/mappingstandards>.

Vazquez, M. & Mazzoni, E. 2004. Problemas de la desertificación en Santa Cruz. *Párrafos Geográficos*, 3: 129–145.

Vigliano, P. H. & Alonso, M. F. 2007. Salmonid introductions in Patagonia: a mixed blessing (Cap. 17). En: Bert, T. M. (Ed.). 2007. Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities. *Springer*, 315–331.

Vogler, R. E., Beltramino, A. A., Sede, M. M., Gutiérrez Gregoric, D. E., Núñez, V. & Rumi, A. 2013. The giant African snail, *Achatina fulica* (Gastropoda: Achatinidae): using bioclimatic models to identify South American areas susceptible to invasion. *American Malacological Bulletin*, 31:39–50 DOI 10.4003/006.031.0115.

Warren, M. L. & Haag, W. R. 2005. Spatio-temporal patterns of the decline of freshwater mussels in the Little South Fork Cumberland River, USA. *Biodiversity and Conservation*, 14: 1383–1400. DOI 10.1007/s10531-004-9664-8.

Williams, D. D. 2016. Chapter 11. Invertebrates in Groundwater Springs and Seeps. En: Batzer, D., Boix, D. (Ed.). Invertebrates in Freshwater Wetlands. An International Perspective on their Ecology. *Springer*. Pp. 357–410.

Torres, Santiago Hernán. 2022. *Caracterización de la malacofauna acuática continental de la Patagonia extra-andina de la provincia de Santa Cruz* (Dr. Gustavo Darrigran – Dr. Juan Pablo Martín).

CONSIDERACIONES FINALES

Los resultados expuestos son el producto de más de cinco años de trabajo conjunto entre docentes/investigadores de la Universidad Nacional de la Patagonia Austral y de la Sección Malacología del Museo de La Plata (FCNyM-UNLP). El presente trabajo de tesis Doctoral constituye el primer estudio sistematizado sobre la malacofauna acuática continental en la provincia de Santa Cruz. Se ha actualizado la información sobre la diversidad de especies en el área de estudio y, en muchos casos, ampliando los rangos de distribución. Además, se ha registrado por primera vez en la provincia a la familia Glacidorbidae y se han aportado los primeros datos sobre caracteres externos de las partes blandas en América del sur. Parte del material colectado durante las campañas será depositado en la colección malacológica del Museo de La Plata, duplicando la cantidad de registros de los moluscos de agua dulce de Santa Cruz de dicha colección.

El estudio descrito en el capítulo III representa el primer trabajo sobre la distribución espacio-temporal del ensamble de invertebrados acuáticos en la cuenca del río Chico, en relación a las alteraciones ambientales de origen antrópico. Se analiza también la utilidad de las métricas utilizadas (diversidad, equitatividad, riqueza taxonómica y abundancia total) y del índice biótico BMPS como herramientas para la caracterización y la rápida evaluación del estado ambiental de los cuerpos de agua de la Patagonia extrandina. Sin embargo, como se expuso en el capítulo III, por las características naturales de la región, la cual presenta menor riqueza, es necesario reajustar la valoración total del índice, el cuál fue calibrado para ambientes andinos. Además, se recomienda la evaluación de otras métricas relacionadas con la sensibilidad/tolerancia de los macroinvertebrados y con los diversos grupos funcionales para la evaluación de la calidad ambiental de las aguas.

En el capítulo IV se exponen los resultados del primer ensayo de laboratorio realizado con un gasterópodo de agua dulce en la provincia de Santa Cruz. Los resultados obtenidos demuestran que la especie *Pectinidens diaphanus* es un organismo adecuado para ser contemplado en el monitoreo de la calidad de aguas en la región Patagónica. Esta especie está ampliamente distribuida por toda la región patagónica, es relativamente sencillo de aclimatar a condiciones de laboratorio y posee una alta capacidad reproductiva que permite hacer seguimientos de ciclos de vida bajo condiciones controladas. El ensayo de toxicidad directa realizado permitió conocer el efecto del efluente cloacal de una localidad de Santa Cruz, que altera de manera simultánea a múltiples variables ambientales del cuerpo de agua receptor. Se proyecta continuar a futuro con esta línea de investigación para realizar experiencias que permitan evaluar el efecto individual, sobre los moluscos, de las alteraciones producidas sobre cada variable ambiental particular.

Si bien, siguiendo los criterios de la UICN no fue posible la categorización más profunda del estado de conservación de las especies de moluscos acuáticos continentales estudiados, la

información obtenida durante el presente trabajo de tesis Doctoral servirá de base para futuras categorizaciones, las cuales son imprescindibles para el diseño de planes de conservación de la biodiversidad de la región bajo estudio.

El conocimiento generado en el presente trabajo de tesis Doctoral servirá de información de base para establecer niveles de riesgo de extinción y para reevaluar el estado de conservación de la malacofauna acuática continental de la Patagonia Austral. Además, los mapas generados podrán ser utilizados por tomadores de decisiones para asignar con mayor eficacia los recursos en futuros programas de conservación de los ambientes acuáticos de la provincia. Es necesario continuar con nuevas campañas de colecta, con caracterizaciones del estado poblacional y de las condiciones ambientales para lograr categorizar el estatus de conservación de las especies de moluscos acuáticos continentales de la provincia de Santa Cruz.

ANEXO I

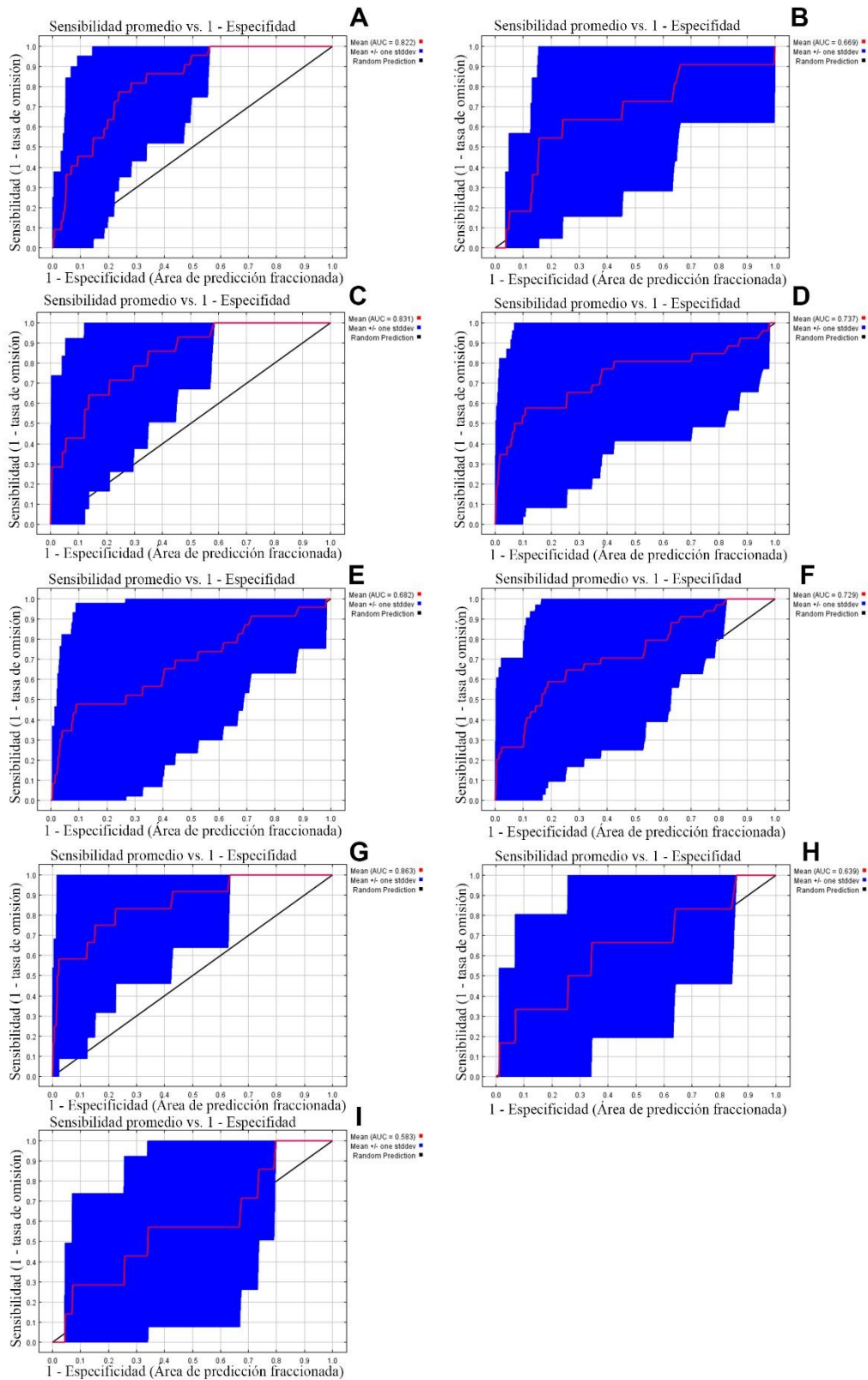


Figura I A. Valores promedio de las Curva Operada por el Receptor (ROC) obtenidas en los modelos del software MaxEtn. A) *Chilina fulgurata*. B) *Chilina patagonica*. C) *Chilina perrieri*. D) *Pectinidens diaphanus*. E) *Galba viator*. F) “*Heleobia*” *hatcheri* G) *Musculium patagonicum*. H) *Pisidium magellanicum*. I) *Pisidium patagonicum*.

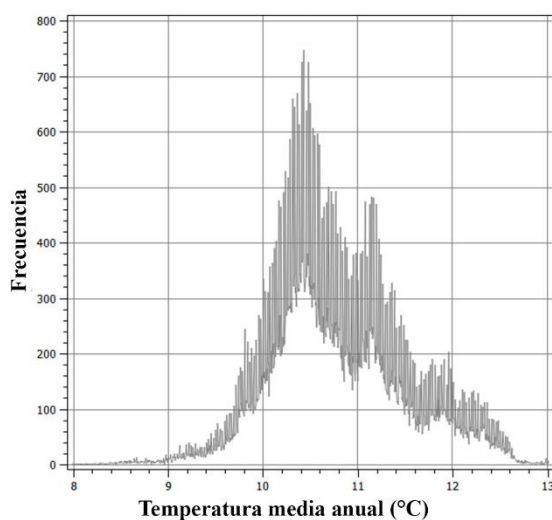
ANEXO II

En la figura A II se muestra la frecuencia de los valores de los píxeles en un recorte de dos variables bioclimáticas utilizadas durante los modelados de idoneidad ambiental con MaxEnt. El recorte corresponde a la zona de la meseta central, donde se observa que las variables BIO1 (Temperatura media anual) y BIO12 (Precipitación anual), presentan poca variabilidad en sus valores de píxel (valor de variable), con ciertos valores que se presentan con mayor frecuencia. En el caso de BIO1, los valores de temperatura media anual que se repiten con mayor frecuencia en el recorte son entre 10 y 11 °C, mientras que para BIO12, los valores más frecuentes de precipitación anual son en el rango de entre 200 y 230 mm anuales.

Provincia de Santa Cruz



Histograma ráster BIO1



Histograma ráster BIO12

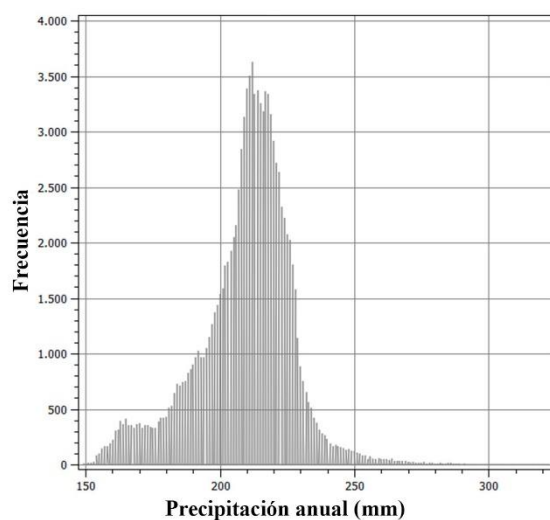


Figura A II. Frecuencia de valores de las variables BIO1 (temperatura media anual) y BIO2 (precipitación anual) de WorldClim (<https://www.worldclim.org/>) en la Meseta Central de Santa Cruz (área gris).