



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I - CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
CURSO DE GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

LUAN FRAZÃO KORROSKY DUTRA

**MAPEANDO A OCORRÊNCIA E EXPANSÃO DE MOLUSCOS NÃO NATIVOS EM
AMBIENTES DE ÁGUA DOCE NA AMÉRICA DO SUL**

**CAMPINA GRANDE
2025**

LUAN FRAZÃO KORROSKY DUTRA

**MAPEANDO A OCORRÊNCIA E EXPANSÃO DE MOLUSCOS NÃO NATIVOS EM
AMBIENTES DE ÁGUA DOCE NA AMÉRICA DO SUL**

Trabalho de Conclusão de Curso (Artigo)
apresentado ao Departamento do Curso
Ciências Biológicas da Universidade Estadual
da Paraíba, como requisito parcial à obtenção
do título de bacharelado em Ciências
Biológicas.

Área de concentração: Ecologia

Orientador: Prof^a. Dr^a. Joseline Molozzi

Coorientador: Prof. Me. João Hemerson de Sousa

**CAMPINA GRANDE
2025**

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto em versão impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que, na reprodução, figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

D978m Dutra, Luan Frazao Korrosky.

Mapeando a ocorrência e expansão de moluscos não nativos em ambientes de água doce na América do Sul [manuscrito] / Luan Frazao Korrosky Dutra. - 2025.

33 f. : il. color.

Digitado.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências biológicas) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2025.

"Orientação : Prof. Dra. Joseline Molozzi, Departamento de Biologia - CCBS".

"Coorientação: Prof. Me. João Hermes de Sousa, Universidade Federal da Paraíba".

1. Água doce. 2. Distribuição de espécies. 3. Invasão biológica. 4. Moluscos não nativos. I. Título

21. ed. CDD 594

LUAN FRAZAO KORROSKY DUTRA

MAPEANDO A OCORRÊNCIA E EXPANSÃO DE MOLUSCOS NÃO NATIVOS EM
AMBIENTES DE ÁGUA DOCE NA AMÉRICA DO SUL

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado à Coordenação do Curso
de Ciências Biológicas da Universidade
Estadual da Paraíba, como requisito
parcial à obtenção do título de Bacharel
em Ciências Biológicas

Aprovada em: 10/06/2025.

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado eletronicamente por:

- **Wilma Izabelly Ananias Gomes** (**.701.994-**), em **19/06/2025 14:32:59** com chave **71f60fa24d3311f0829b1a7cc27eb1f9**.
- **Joseline Molozzi** (**.443.470-**), em **19/06/2025 14:30:27** com chave **1721c2f64d3311f0857106adb0a3afce**.
- **Andre Luiz Machado Pessanha** (**.529.707-**), em **20/06/2025 07:54:24** com chave **edbfc8bc4dc411f08d0c1a1c3150b54b**.

Documento emitido pelo SUAP. Para comprovar sua autenticidade, faça a leitura do QRCode ao lado ou acesse https://suap.uepb.edu.br/comum/autenticar_documento/ e informe os dados a seguir.

Tipo de Documento: Folha de Aprovação do Projeto Final

Data da Emissão: 20/06/2025

Código de Autenticação: 64bbe9



LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Ocorrência de moluscos não nativos de água doce registrados no continente sul-americano. a. por espécies; b. por habitat. As imagens das conchas foram obtidas nas plataformas Conchology (https://www.conchology.be/?t=1), MolluscaBase (https://www.molluscabase.org) e WoRMS (https://marinespecies.org/index.php).....	14
Figura 2 –	Distribuição geográfica da ocorrência de moluscos não nativos de água doce. a. distribuição geral; b. distribuição detalhada.....	15
Figura 3 –	Taxa de expansão anual de moluscos não nativos de água doce encontrados na América do Sul.....	16
Figura 4 –	Distribuição temporal das ocorrências de moluscos não nativos de água doce na América do Sul ao longo das décadas.....	17

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Lista dos moluscos não nativos de água doce registrados na América do Sul.....	12
------------	--	----

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	8
2	METODOLOGIA	10
2.1	Área de estudo	10
2.2	Revisão Sistemática da distribuição de moluscos não nativos.....	11
2.3	Análise de dados	11
3	RESULTADOS	11
4	DISCUSSÕES	17
5	CONCLUSÃO	20
	REFERÊNCIAS	22

MAPEANDO A OCORRÊNCIA E EXPANSÃO DE MOLUSCOS NÃO NATIVOS EM AMBIENTES DE ÁGUA DOCE NA AMÉRICA DO SUL

MAPPING THE OCCURRENCE AND EXPANSION OF NON-NATIVE MOLLUSKS IN FRESHWATER ENVIRONMENTS IN SOUTH AMERICA

Luan Frazão Korrosky Dutra *

João Hemerson de Sousa **

Joseline Molozzi ***

RESUMO

Embora a América do Sul se destaque como uma das regiões mais biodiversas do mundo, a sua combinação de biomas únicos, localização geográfica e variados gradientes climáticos também a torna particularmente suscetível a invasões biológicas, especialmente moluscos de água doce. O presente estudo teve como objetivo fornecer dados abrangentes sobre a ocorrência e a expansão de moluscos não nativos de água doce na América do Sul. Para aprimorar nossa compreensão da distribuição dessas espécies não nativas apresentamos informações temporais e geográficas de cada um dos registros em todo o continente. Para isso, realizamos uma revisão sistemática de dados em duas plataformas globais de acesso aberto: SpeciesLink e GBIF. As espécies registradas como não nativas na América do Sul, foram obtidas em estudos recentemente publicados pelo grupo de especialistas em moluscos introduzidos da América do Sul (eMIAS). O levantamento da distribuição de moluscos não nativos na América do Sul revelou 2826 registros de ocorrência e uma taxa variável de expansão por espécie. Destes, 13 espécies de moluscos não nativos foram mencionadas no continente. A espécie invasora *Melanooides tuberculata* apresentou o maior número de ocorrências (n = 919; 32,52%), seguida por *Corbicula fluminea* (n = 867; 30,68%). Os moluscos não nativos de água doce foram registrados em 12 tipos distintos de habitats aquáticos no continente, com predominância em ambientes lóticos (n = 1708; 60,44%), especialmente em rios, que concentraram a maioria das ocorrências (n = 1333; 47,17%). As ocorrências das espécies abrangeram 10 países sul-americanos, com destaque para o Brasil (n = 1533; 54,25%) e a Argentina (n = 617; 2,43%). As taxas anuais de expansão variaram entre as espécies de moluscos não nativos no continente, com os maiores valores observados para *Galba schirazensis* (0,19; 19,46%), *Limnoperna fortunei* (0,18; 18,10%), *Galba truncatula* (0,18; 17,69%), *Sinotaia quadrata* (0,14; 14,39%) e *Tarebia granifera* (0,14; 13,90%). O primeiro registro de moluscos não nativos de água doce na América do Sul ocorreu em 1893, com uma única ocorrência (0,04%). A partir da década de 1980, houve aumento nas observações, com sete espécies (n = 40; 1,42%), seguido por crescimento na década de 1990, com oito espécies (n = 116; 4,10%). O pico ocorreu na década 2000, com nove espécies e 1281 ocorrências (45,33%). Já a década de 2010 teve menos ocorrências (n = 379; 13,41%), mas o maior número de espécies (11). Os dados sintetizados neste estudo evidenciam o elevado potencial dos moluscos não nativos para invadir novos ambientes, destacando áreas prioritárias para ações de prevenção e controle, dadas sua alta incidência e taxa de expansão. Essas informações são fundamentais para subsidiar estratégias eficazes de manejo e conservação voltadas à manutenção das comunidades nativas, proteção dos ecossistemas afetados por essas invasões e a continuidade de serviços ecossistêmicos.

Palavras-Chave: Água doce; distribuição de espécies; invasão biológica; moluscos não nativos.

ABSTRACT

Although South America stands out as one of the most biodiverse regions in the world, its combination of unique biomes, geographic location, and varied climatic gradients also makes it particularly susceptible to biological invasions, especially by freshwater mollusks. The present study aimed to provide comprehensive data on the occurrence and expansion of non-native freshwater mollusks in South America. To enhance our understanding of the distribution of these non-native species, we present temporal and geographic information for each record across the continent. To this end, we conducted a systematic review of data from two global open-access platforms: SpeciesLink and GBIF. The species recorded as non-native in South America were obtained from recently published studies by the South American Expert Group on Introduced Mollusks (eMIAS). The survey of non-native mollusk distribution in South America revealed 2,826 occurrence records and a variable expansion rate per species. Of these, 13 non-native mollusk species were reported on the continent. The invasive species *Melanoides tuberculata* had the highest number of occurrences ($n = 919$; 32.52%), followed by *Corbicula fluminea* ($n = 867$; 30.68%). Non-native freshwater mollusks were recorded in 12 distinct types of aquatic habitats on the continent, with a predominance in lotic environments ($n = 1,708$; 60.44%), especially in rivers, which accounted for the majority of occurrences ($n = 1,333$; 47.17%). The species' occurrences spanned 10 South American countries, with Brazil ($n = 1,533$; 54.25%) and Argentina ($n = 617$; 21.83%) standing out. Annual expansion rates varied among non-native mollusk species on the continent, with the highest values observed for *Galba schirazensis* (0.19; 19.46%), *Limnoperna fortunei* (0.18; 18.10%), *Galba truncatula* (0.18; 17.69%), *Sinotaia quadrata* (0.14; 14.39%), and *Tarebia granifera* (0.14; 13.90%). The first record of non-native freshwater mollusks in South America occurred in 1893, with a single occurrence (0.04%). From the 1980s onward, observations increased, with seven species ($n = 40$; 1.42%), followed by growth in the 1990s, with eight species ($n = 116$; 4.10%). The peak occurred in the 2000s, with nine species and 1,281 occurrences (45.33%). The 2010s had fewer occurrences ($n = 379$; 13.41%) but the highest number of species (11). The data synthesized in this study highlight the high potential of non-native mollusks to invade new environments, emphasizing priority areas for prevention and control actions, given their high incidence and expansion rate. This information is essential to support effective management and conservation strategies aimed at maintaining native communities, protecting ecosystems affected by these invasions, and ensuring the continuity of ecosystem services.

Keywords: Freshwater; species distribution; biological invasion; non-native mollusks.

1 INTRODUÇÃO

A globalização, que se intensificou entre os anos de 1950 e 2000, impulsionou o crescimento industrial, o aumento do consumo e a intensificação do transporte aquático internacional e do comércio global, o que favoreceu a introdução de espécies não nativas, uma vez que, ampliou as trocas e interações entre diferentes regiões do mundo antes separadas por barreiras geográficas (Kamenova et al., 2017; Hulme, 2021). Esse processo de interconexão em escala global tem intensificado também as mudanças climáticas ao aumentar a pressão sobre os ecossistemas (Reid et al., 2019; Prestes et al., 2024), criando condições ambientais instáveis que favorecem a introdução e o estabelecimento de espécies não nativas, geralmente mais adaptáveis a ambientes perturbados (Reyna et al. 2018; Mormul et al. 2022; Chen et al. 2024). Espécies não nativas corresponde a todo organismo introduzido em um novo ambiente, devido a mediação de ações humanas, de forma intencional ou não. Quando a espécie consegue sobreviver, reproduzir e expandir sua distribuição, afetando outras espécies e os processos ecológicos, ela passa a ser considerada uma espécie invasora (Kamenova et al., 2017; Lopes-Lima et al., 2025).

Espécies invasoras têm se espalhado de forma alarmante e sem precedentes em escala global, especialmente nas últimas décadas, havendo maior expansão de alcance na área não nativa do que na nativa (Seebens et al., 2017; Mormul et al., 2022). Essas espécies são indivíduos oportunistas que apresentam alta fecundidade e reprodução, crescimento rápido e ampla tolerância aos fatores ambientais (Carranza et al., 2023). Além disso, por se encontrarem em um novo ambiente ficam fora do alcance de predadores e parasitos especializados, como também, dos demais fatores físicos e químicos limitantes, permitindo que proliferam e superem as espécies nativas mais facilmente (Miyahira et al., 2020). Dessa forma, a invasão biológica tornou-se, uma das principais questões de grande preocupação entre ecologistas, ambientalistas e gestores públicos (Zenni et al. 2021; Turbelin et al. 2023; Prestes et al. 2024).

O estabelecimento de espécies invasoras em novos ambientes pode representar diversos impactos negativos na biodiversidade local e no funcionamento do ecossistema (Bando et al. 2023; Lolis et al. 2023; Moi et al. 2021). Isso ocorre porque as espécies invasoras podem levar a competição com os organismos locais por recursos, o que reduz a riqueza de indivíduos e a diversidade de comunidades nativas. Além disso, essas espécies são reportadas como elementos que alteram a disponibilidade de nutrientes, matéria e energia dos ambientes e reduzem a disponibilidade de habitat, uma vez que modificam os fluxos biogeoquímicos, comprometem a decomposição da matéria orgânica, alteram a transferência de energia entre os níveis tróficos e, ao ocuparem o espaço de forma intensa, limitam a oferta de micro-habitats e afetam negativamente a fauna nativa e a estrutura do ecossistema. (Linares et al., 2017; Carneiro et al., 2024; Mahapatra et al., 2025). As invasões biológicas são consideradas ainda estressores socioeconômicos, pois têm causado impactos sobre a saúde humana. Essas espécies invasoras podem introduzir novos patógenos em sistemas invadidos, o que representa riscos diretos à saúde humana, como infecções e toxinas, bem como afeta a biodiversidade e alterações nas interações ecológicas que não estão adaptados a esses patógenos (Pulido-Murillo et al., 2018; Lopes et al., 2021; Liquin et al., 2022). Adicionalmente, essas espécies têm causado problemas econômicos devido à obstrução de tubulações na infraestrutura hídrica, como observado na Usina Hidrelétrica de Porto Colômbia localizada no Rio Grande, na divisa entre os municípios de Planura (MG) e Guaira (SP) no Brasil (Mansur et al., 2016). Estudos recentes mostram que danos causados por invasões biológicas e perigos naturais (como tempestades, inundações e incêndios florestais) são de magnitude semelhante. No entanto, o impacto proporcionado pelas invasões biológicas é muitas vezes irrevogável, insidioso e subestimado (Turbelin et al. 2023). Os custos dessas invasões atingiram mais de 1,288 trilhões de dólares (dólares americanos de

2017) nas últimas décadas, com um custo médio anual de 26,8 milhões de dólares (Diagne et al., 2021).

Esse cenário é preocupante, considerando que os ecossistemas de água doce que são essenciais para a biodiversidade e fornecem serviços ecossistêmicos cruciais para a vida na Terra, estão vulneráveis a esses impactos. A chegada do Antropoceno trouxe múltiplas e variadas ameaças que impactam desproporcionalmente esses ambientes aquáticos, entre elas as sucessivas invasões biológicas (Reid et al., 2019; Prestes et al., 2024). Esses ecossistemas frequentemente oferecem condições favoráveis à colonização por espécies invasoras, como regimes adequados de temperatura, oxigênio, disponibilidade de nutrientes e substratos que facilitam o estabelecimento de organismos não nativos (Paiva et al., 2018; Rodriguez et al., 2020; Trovant et al., 2023). Além disso, a expansão e estabelecimento de espécies não nativas nesses ecossistemas tem sido impulsionada por atividades humanas, como o comércio de fauna aquática, água de lastro e a criação de reservatórios e canais ligando diferentes bacias hidrográficas (Pereira et al., 2018; Darrigran et al. 2020; Ricciardi; MacIsaac, 2022; Severiano et al., 2022; Miyahira et al., 2020, 2023). Ecossistemas artificiais, por sua vez, incluindo reservatórios e canais de conexão entre bacias, oferecem inúmeros benefícios em termos de serviços ecossistêmicos, especialmente no abastecimento de água e desenvolvimento econômico (Zhang et al. 2015; Azevêdo et al. 2017). No entanto, estes sistemas hídricos artificiais alteram a estrutura hidrológica, limnológica e a função dos ecossistemas aquáticos (Yuan et al., 2020; Barbosa et al., 2021; Medeiros et al. 2025), o que resulta em perdas de espécies nativas mais sensíveis e adaptadas a condições específicas, ao mesmo tempo que facilita a presença de espécies invasoras resistentes (Silva et al., 2020; Jovem-Azevêdo et al., 2022; Medeiros et al., 2025).

Esse panorama é comum em ecossistemas aquáticos sul-americanos, especialmente com moluscos (Thiengo et al. 2017; Ludwig et al., 2021; Sousa et al., 2025). Diversos estudos destacam os moluscos de água doce como um dos grupos mais bem-sucedidos em invasões de ecossistemas aquáticos de água doce nesse continente (Munawar et al. 2017; Quirós-Rodríguez et al. 2018; Miyahira et al. 2022; Carvalho et al. 2024; Lodeiros et al. 2025). O sucesso dos moluscos não nativos está ligado à sua resistência a alterações ambientais e à capacidade de ocupar diversos substratos (Reyna et al., 2019; Rodriguez et al., 2020; Trovant et al., 2023). Além disso, essas espécies conseguem formar populações viáveis rapidamente devido à alta dispersão, reprodução assexuada, fecundidade elevada, ciclo de vida curto e crescimento acelerado (Azevêdo et al., 2016; Hünicken et al., 2022). A competição com espécies nativas tende a ser limitada, pois a ausência de coevolução e a superioridade adaptativa das invasoras conferem vantagem competitiva (Leal et al., 2021; Miyahira et al., 2017; Hünicken et al., 2022).

Essa combinação de características favorece proliferação de moluscos em regiões como a América do Sul, que, apesar de ser uma das áreas mais biodiversas do planeta, apresenta uma combinação de biomas únicos, localização geográfica e variados gradientes climáticos que a tornam particularmente suscetível a invasões biológicas (Speziale et al., 2012; Darrigran et al., 2025). Pesquisadores do grupo eMIAS (Specialists in Introduced Mollusks of South America, 2025), uma rede composta por 29 malacologistas de sete países da América do Sul, realizaram estudos recentes que identificaram mais de 40 espécies aquáticas de moluscos não nativos no continente. As pesquisas reportam ainda quatro regiões biogeográficas da América do Sul (Andes do Norte, Andes Centrais, Andes do Sul e Atlântico Subtropical) com maiores números de registros e os impactos negativos ambientais, sociais e econômicos dessas espécies não nativas nessas áreas (Carranza et al., 2023; Darrigran et al., 2020, 2023, 2025). Esse cenário é preocupante, dado o avanço contínuo das espécies invasoras (Carneiro et al. 2025, Lopes-Lima et al. 2025), aliado à vulnerabilidade ecológica da América do Sul, sugere uma tendência de intensificação dos impactos negativos associados à introdução de moluscos não nativos nos ecossistemas aquáticos do continente.

Uma estratégia eficaz para prevenir ou mitigar danos ecológicos e econômicos causados por espécies invasoras é a detecção precoce, por meio do monitoramento de ocorrências e da avaliação de suas taxas de expansão (Coelho et al., 2018; Miyahira et al., 2020; Leal et al., 2021; Honda et al., 2025; Sousa et al., 2025). Essas informações são particularmente relevantes em escala local, onde a expansão de moluscos invasores tende a ser mais acelerada do que em escala global. Em uma pesquisa recente foi observado que a taxa de expansão anual de um bivalve invasor foi expressivamente maior em nível local do que a registrada regionalmente e mundialmente (Sousa et al. 2025). Em escala local, as interações entre espécies invasoras e os ecossistemas específicos influenciam diretamente a dinâmica da invasão (Braga et al., 2020; Linares et al., 2020; Camacho-Cervantes et al., 2023), demandando ações imediatas e direcionadas para a prevenção e controle de invasões, especialmente em áreas com alta incidência e taxa de expansão, devido aos potenciais impactos negativos. Dessa forma, monitorar as tendências de disseminação dessas espécies permite identificar quais estão ampliando rapidamente a expansão da sua distribuição, oferecendo subsídios cruciais para cientistas e formuladores de políticas na elaboração de estratégias de conservação de longo prazo, com foco na proteção dos ecossistemas nativos contra danos irreversíveis.

O presente estudo teve como objetivo fornecer dados abrangentes sobre a ocorrência e a expansão de moluscos não nativos de água doce na América do Sul. Para aprimorar nossa compreensão da distribuição dessas espécies não nativas apresentamos informações temporais e geográficas dos registros nos ecossistemas aquáticos do continente. Para isso, realizamos uma revisão sistemática da literatura em plataformas globais de acesso aberto. Essas informações podem subsidiar a formulação de estratégias eficazes de manejo e conservação voltadas à proteção dos ecossistemas já afetados por essas invasões, além de contribuir para a prevenção e mitigação de impactos em ambientes que estão suscetíveis à colonização por espécies invasoras.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A América do Sul abrange uma área de aproximadamente 17,8 milhões de km², sendo composta por 13 países: Argentina, Bolívia, Brasil, Chile, Colômbia, Equador, Guiana, Paraguai, Peru, Suriname, Uruguai, Venezuela e a Guiana Francesa (IBGE, 2025). A Guiana Francesa, apesar de estar situada na América do Sul, é um território ultramarino da França e não possui status de país independente. O continente sul-americano é uma das regiões mais biodiversas do planeta, em grande parte devido à sua vasta extensão territorial, que abrange uma ampla variedade de biomas e gradientes climáticos, desde os ecossistemas úmidos da Floresta Amazônica até os ambientes áridos da Caatinga e do Deserto do Atacama. Além disso, a América do Sul abriga mais de 20% dos ambientes de água doce do mundo, incluindo grandes sistemas hidrográficos como o Rio da Prata, entre Argentina e Uruguai, considerado o mais largo do planeta. A diversidade de relevos também contribui para essa biodiversidade, com formações que vão desde as altitudes elevadas da Cordilheira dos Andes, que ultrapassam 4.000 metros, até as regiões centrais e orientais, com altitudes inferiores a 1.000 metros (Ross, 2013; Torremorell et al., 2021; Oliveira et al., 2023).

2.2 Revisão Sistemática da distribuição de moluscos não nativos

A distribuição atual dos moluscos não nativos de água doce registradas na América do Sul, foi obtida por meio de pesquisa bibliográfica nas seguintes bases de dados: Sistema Integrado de Dados Primários das Coleções Científicas – SpeciesLink (<http://splink.cria.org.br/>); e registros da Global Biodiversity Information Facility – GBIF (<http://www.gbif.org/>) (Tabela S1 do Material Suplementar). Para delimitar as espécies registradas como não nativas na América do Sul, utilizou-se como referência estudos publicados pelo grupo eMIAS (2025, acessado em 01 de março de 2025) (Carranza et al., 2023; Darrigran et al., 2020, 2023, 2025). Nas plataformas, utilizamos o nome científico de cada espécie como termo de busca, com filtros aplicados para o continente sul-americano e sem restrição quanto ao período de publicação. A data limite para inclusão de estudos foi definida como 31 de abril de 2025. Para inclusão nesta revisão sistemática, os dados deveriam (i) relatar a ocorrência da espécie e (ii) indicar sua localização geográfica. Em situação oposta, a ocorrência não foi considerada.

2.3 Análise de dados

As coordenadas geográficas dos registros de espécies não nativas foram utilizadas para elaborar o mapa de distribuição. Nos casos em que os estudos não forneceram coordenadas exatas, foram consideradas como referência as localizações das cidades, estados/províncias ou países mencionados. O mapa foi gerado no software QGIS, versão 3.4.11. A taxa de expansão anual (*Annual Expansion Rate* - AER) dos moluscos não nativos foi estimada com base nos registros de ocorrência. Para isso, calculou-se o tempo decorrido desde o primeiro registro (em anos) e o número de ambientes em que a espécie foi registrada inicialmente e atualmente, utilizando a fórmula proposta por Sousa et al. (2025).

3 RESULTADOS

O levantamento da distribuição de moluscos não nativos na América do Sul revelou 2826 registros de ocorrência (Material Suplementar). Destes, 13 espécies de moluscos não nativos foram mencionadas no continente: *Galba schirazensis*, Küster, 1862, *Galba truncatula*, Müller, 1774), *Melanoides tuberculata*, Müller, 1774, *Physella acuta*, Draparnaud, 1805, *Planorbella duryi*, Wetherby, 1879, *Planorbella trivolvis*, Say, 1817, *Pseudosuccinea columella*, Say, 1817, *Sinotaia quadrata*, Benson, 1842 e *Tarebia granifera*, Lamarck, 1816 (Gastropoda), *Corbicula fluminalis*, Müller, 1774, *Corbicula fluminea*, O.F. Müller, 1774, *Corbicula largillierti*, Philippi, 1844, *Limnoperna fortunei*, Dunker, 1857 (Bivalvia) (Tabela 1, Tabela S2 do Material Suplementar).

Tabela 1. Lista dos moluscos não nativos de água doce registrados na América do Sul. **Invasora:** espécie capaz de sobreviver, reproduzir e expandir sua distribuição, afetando outras espécies e processos ecológicos;

Estabelecida: espécie introduzida que consegue sobreviver e se reproduzir, porém sem confirmação de impactos ecológicos e socioambientais (Darrigran et al. 2025).

Espécies	Região de Origem	Vetor	Ano de introdução	Status Biogeográfico	Referência
Corbiculidae					
<i>Corbicula fluminea</i> (Müller,1774)	Ásia, África, Ilhas do Pacífico e Austrália	Água de lastro e como fonte de alimento	1970	Invasora	Latini et al. 2016
<i>Corbicula fluminalis</i> (Müller,1774)	Ásia	Água de lastro	1988	Estabelecida	Latini et al. 2016
<i>Corbicula largillierti</i> (Philippi,1844)	Ásia	Água de lastro e como fonte de alimento	1979	Invasora	Ituarte (1994)
Lymnaeidae					
<i>Pseudosuccinea columella</i> (Say,1817)	América do Norte	Possivelmente aquarismo	1893	Invasora	Lounnas et al. 2016
<i>Galba chirazensis</i> (Küster,1862)	Ásia (Oriente Médio)	Transporte de bovinos	2005	Invasora	Mas-Coma et al. 2022; Alda et al. 2019
<i>Galba truncatula</i> (Müller,1774)	Alemanha	Transporte de bovinos	2003	Invasora	Mas-Coma et al. 2022; Alda et al. 2019
Mytilidae					
<i>Limnoperna fortunei</i> (Dunker,1857)	China e Sudeste da Ásia	Água de lastro	1991	Invasora	Darrigran et al. 1995
Physidae					
<i>Physella acuta</i> (Draparnaud,1805)	América do Norte	Aquicultura e Aquarismo	1911	Invasora	Santos et al. (2012)
Planorbidae					
<i>Planorbella duryi</i> (Wetherby,1879)	Estados Unidos (América do Norte)	Aquarismo	1956	Estabelecida	Latini et al. 2016; Santos et al. (2012)
<i>Planorbella trivolvis</i> (Say,1817)	América do Norte	Aquarismo	1962	Estabelecida	Paraense et al. 2003; Santos et al. (2012)
Thiaridae					
<i>Melanoides tuberculata</i> (Müller,1774)	África e Ásia	Aquicultura e Aquarismo	1977	Invasora	Santos et al. (2012)

<i>Tarebia granifera</i> (Lamarck,1816)	Sudeste da Ásia	Aquarismo	2011	Invasora	Pearson et al. 2022
--	--------------------	-----------	------	----------	------------------------

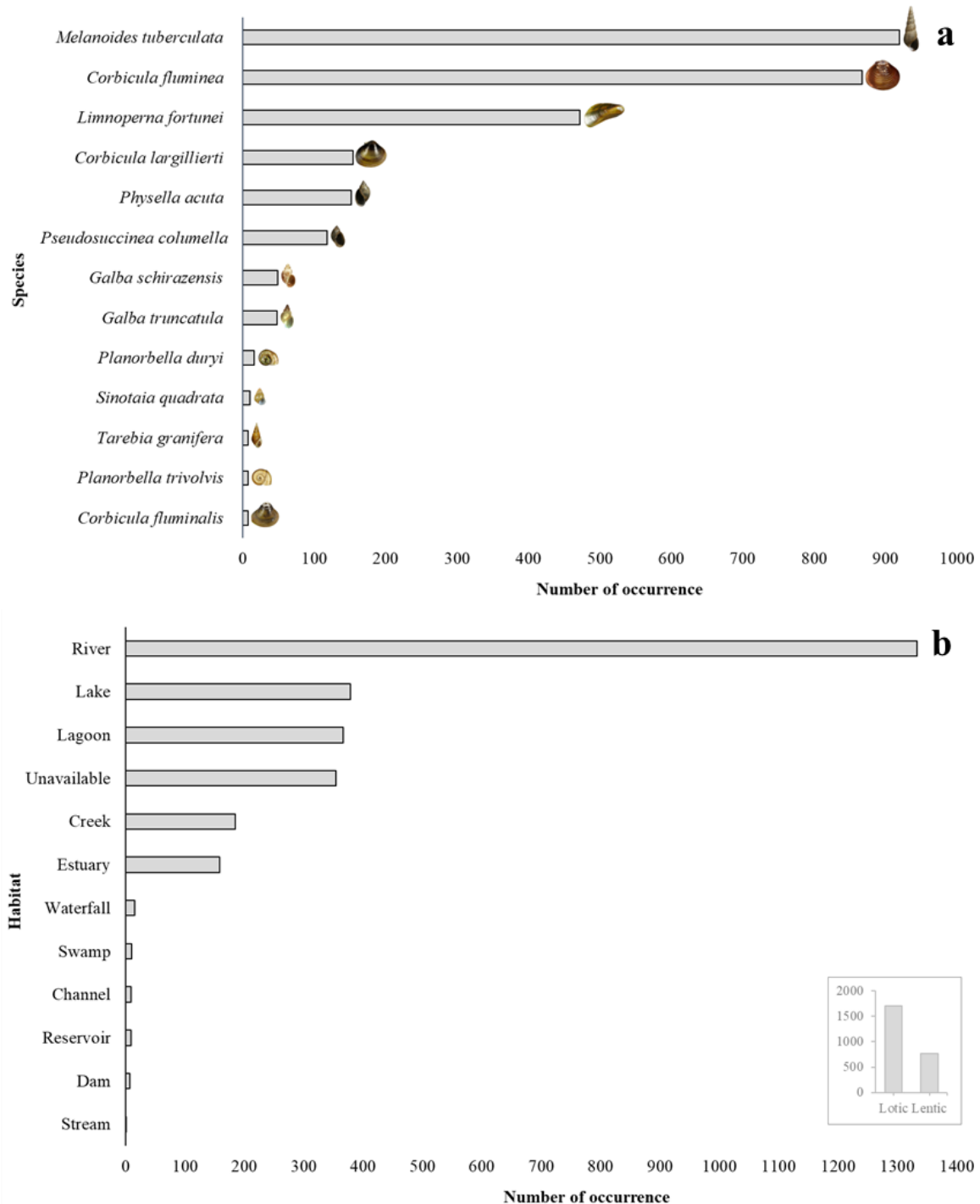
Viviparidae

<i>Sinotaia quadrata</i> (Benson,1842)	Ásia	Aquicultura	2014	Invasora	Ferreira et al. (2017)
---	------	-------------	------	----------	---------------------------

Fonte: Elaborada pelo autor, 2025

Ao analisar o total de registros por espécie de molusco não nativo, *M. tuberculata* apresentou o maior número de ocorrências (n = 919; 32,52%), seguida por *C. fluminea* (n = 867; 30,68%) e *L. fortunei* (n = 472; 16,71%) (Fig. 1a). Os moluscos não nativos de água doce foram registrados em 12 tipos distintos de habitats aquáticos no continente, com predominância em ambientes lóticos (n = 1708; 60,44%), especialmente em rios, que concentraram a maioria das ocorrências (n = 1333; 47,17%) (Fig. 1b). Em ambientes lênticos, foram contabilizadas 767 ocorrências (27,14%), sendo os lagos os mais representativos (n = 379; 13,41%). Em 351 registros (12,42%), o tipo de fluxo ou corpo d'água não foi especificado.

Figura 1. Ocorrência de moluscos não nativos de água doce registrados no continente sul-americano. **a.** por espécies; **b.** por habitat. As imagens das conchas foram obtidas nas plataformas Conchology (<https://www.conchology.be/?t=1>), MolluscaBase (<https://www.molluscabase.org>) e WoRMS (<https://marinespecies.org/index.php>).

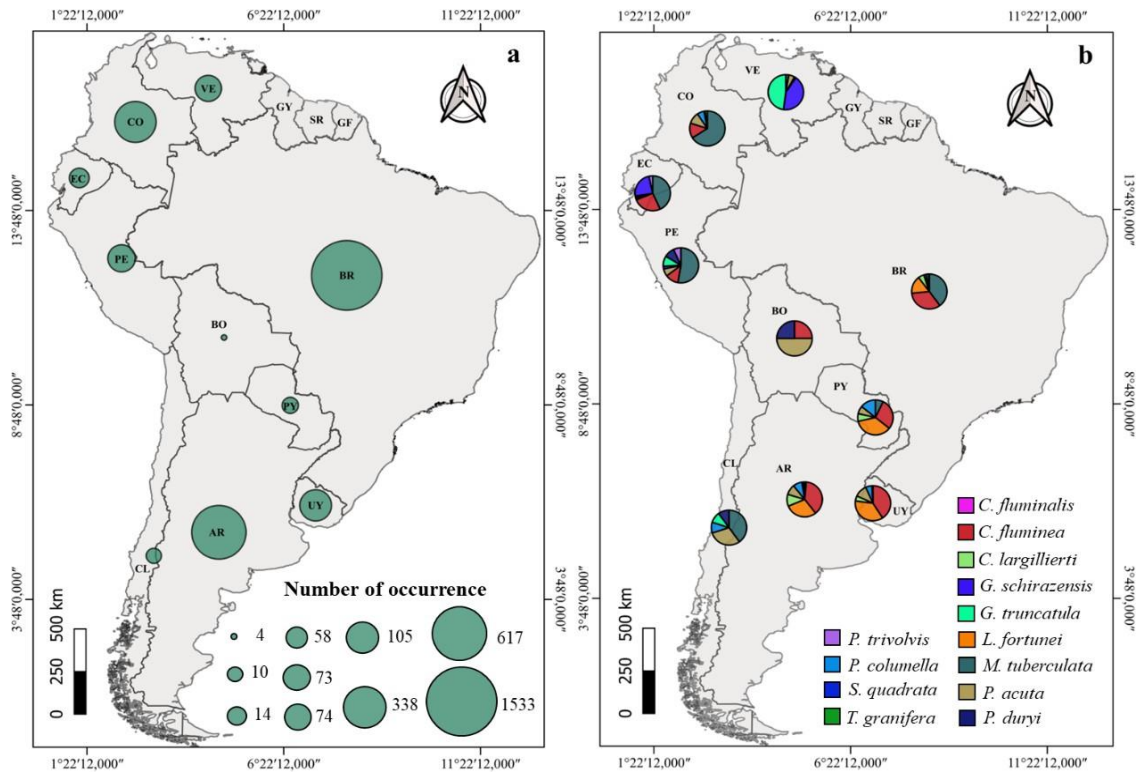


Fonte: Elaborada pelo autor, 2025.

As ocorrências de moluscos introduzidos abrangeram 10 países, sendo o Brasil o que apresentou o maior número de ocorrências registradas ($n = 1533$; 54,25%), seguido pela Argentina ($n = 617$; 2,43%) e Colômbia ($n = 338$; 11,96%) (Fig. 3a, Tabela S3 do Material Suplementar). No entanto, a Argentina é o país com a maior riqueza de espécies não nativas de moluscos ($n = 9$), seguida pelo Brasil ($n = 8$), Colômbia e Peru ($n = 7$, cada). Os países Equador,

Paraguai e Uruguai vem em sequência ($n = 6$, cada), enquanto Chile e Venezuela com ($n = 5$, cada). A Bolívia registrou o menor número de espécies não nativas ($n = 3$) (Fig. 3b, Tabela S3 do Material Suplementar).

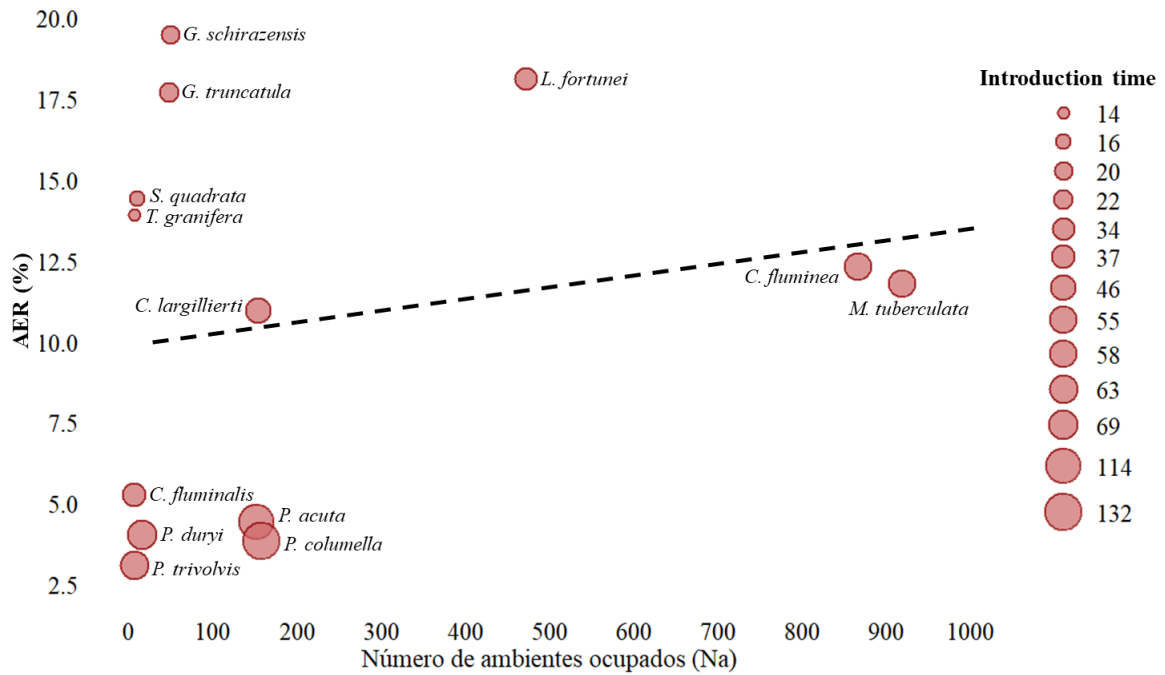
Figura 2. Distribuição geográfica da ocorrência de moluscos não nativos de água doce. **a.** distribuição geral; **b.** distribuição detalhada.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2025.

A análise das taxas anuais de expansão variou entre as espécies não nativas de moluscos no continente sul-americano (Figura 3). As espécies com maior AER foram *G. schirazensis* (0,19; 19,46%), *L. fortunei* (0,18; 18,10%), *G. truncatula* (0,18; 17,69%), *S. quadrata* (0,14; 14,39%) e *T. granifera* (0,14; 13,90%). As espécies como *C. fluminea* (0,12; 12,30%), *M. tuberculata* (0,11; 11,77%) e *C. largillierti* (0,11; 10,95%), apresentaram AER intermediárias. As menores AER foram observadas para *C. fluminalis* (0,05; 5,26%), *P. columella* (0,04; 3,83%), *P. duryi* (0,04; 4,02%), *P. acuta* (0,04; 4,41%) e *P. trivolvis* (0,03; 3,09%).

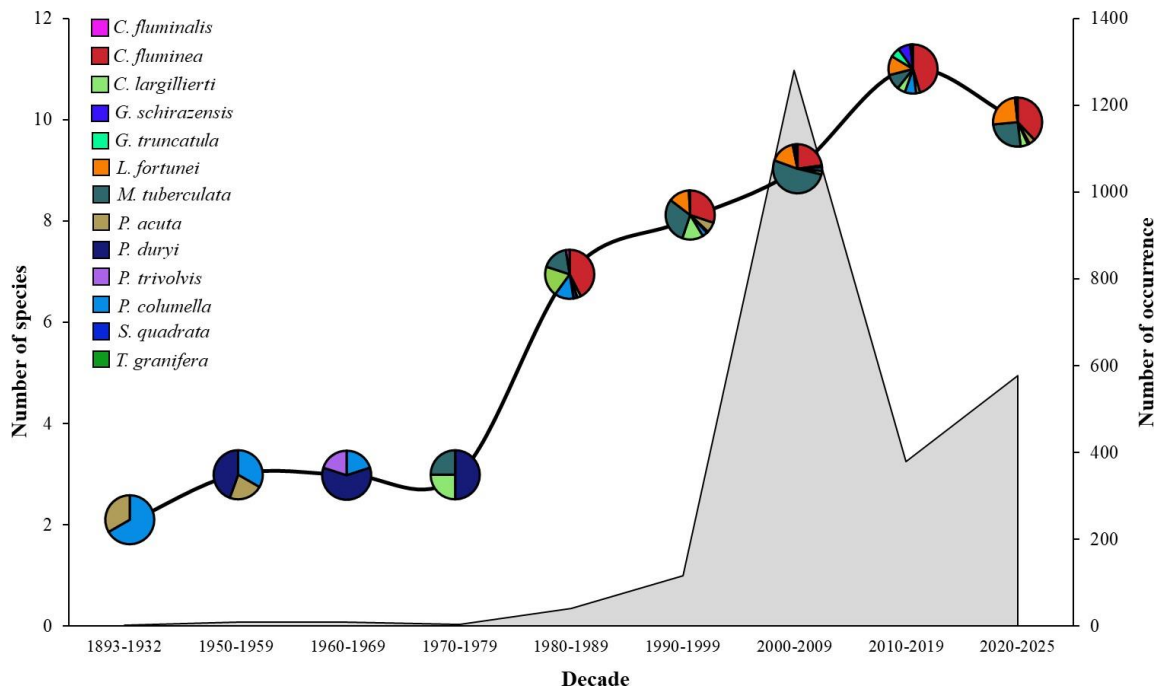
Figura 3. Taxa de expansão anual de moluscos não nativos de água doce encontrados na América do Sul.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2025.

Conforme os dados, o primeiro registro de moluscos não nativos de água doce na América do Sul data de 1893, com apenas uma ocorrência (0,04%) (Fig. 4, Tabela S3 do Material Suplementar). A partir da década de 1980, observou-se um aumento progressivo nas observações, com sete espécies registradas ($n = 40$; 1,42%), seguido por um crescimento na década de 1990, com oito espécies ($n = 116$; 4,10%). O pico ocorreu nos anos 2000, com nove espécies e 1281 ocorrências (45,33%). Embora a década de 2010 tenha apresentado uma redução no número de ocorrências ($n = 379$; 13,41%), registrou o maior número de espécies (11). A partir da década de 2020, observa-se continuidade no alto número de espécies detectadas (10), com o total de registros permanecendo relativamente baixo ($n = 577$; 20,42%). Em 407 registros (14,40%), o ano de ocorrência não foi informado (Fig. 4, Tabela S3 do Material Suplementar).

Figura 4. Distribuição temporal das ocorrências de moluscos não nativos de água doce na América do Sul ao longo das décadas.



Fonte: Elaborada pelo auto, 2025.

4 DISCUSSÃO

Este estudo oferece novos insights sobre a invasão de moluscos no continente sul-americano. Os dados revelaram um número expressivo de espécies não nativas registradas, havendo variações temporais e geográficas quanto à frequência de ocorrência e taxa de expansão nos ecossistemas aquáticos do continente. Os dados indicam uma ampla distribuição dessas espécies, com destaque para Brasil, Argentina e Colômbia, onde reúnem a maior riqueza de espécies e os registros são mais abundantes. Nesses países estão localizados ecossistemas únicos, como a Bacia Amazônica, o Pantanal, a Mata Atlântica e os Andes tropicais, regiões que oferecem ampla disponibilidade de habitats aquáticos, elevada heterogeneidade ambiental e extensa conectividade hídrica (Torremorell et al. 2021; Oliveira et al. 2023). Essas características, embora fundamentais para a riqueza de espécies nativas, também criam condições propícias para o estabelecimento de espécies não nativas, que podem se beneficiar da variedade de nichos, da disponibilidade de recursos e da ausência de predadores naturais ou competidores adaptados, permitindo o estabelecimento e proliferação dessas espécies mais facilmente (Speziale et al., 2012; Miyahira et al., 2020; Darrigran et al., 2025).

Essa alta conectividade hidrográfica entre os países sul-americanos, por meio de grandes bacias transfronteiriças, também pode facilitar o processo de dispersão, auxiliando assim o potencial expansivo das espécies não nativas de molusco (Munawar et al. 2017; Ludwig et al., 2021). Essa conectividade pode favorecer a rápida dispersão dessas espécies entre diferentes regiões, sobretudo quando combinada a atividades humanas como transporte fluvial, pesca, aquicultura e comércio aquarista (Latini et al., 2016; Pereira et al. 2018; Darrigran et al. 2020; Ricciardi; MacIsaac, 2022). Dessa forma, permite que essas espécies introduzidas em um local, alcance novos ambientes com relativa facilidade, ampliando sua distribuição e possíveis impactos

negativos sobre a biodiversidade nativa e ecossistemas invadidos.

O alto número de ocorrências registrado para algumas espécies não refletiu, necessariamente, uma maior taxa de expansão anual. As maiores taxas anuais foram observadas entre moluscos não nativos que colonizaram novos ambientes em um curto intervalo de tempo, o que elevou a taxa de expansão mesmo quando o número absoluto de ambientes ocupados ainda era relativamente baixo, como no caso de *G. schirazensis*, *G. truncatula*, *S. quadrata* e *T. granifera*, com exceção de *L. fortunei*. Isso sugere uma expansão recente e acelerada, possivelmente associado ao potencial invasivo dessas espécies e à disponibilidade de novas oportunidades ecológicas. Esse fato foi evidenciado em nossos resultados com o bivalve invasor *L. fortunei*, que colonizou um grande número de ambientes em um intervalo relativamente curto, cerca de 30 anos após sua introdução. Essa espécie invasora é considerada uma das mais problemáticas da América do Sul (Lucía et al. 2023), devido aos impactos negativos sobre a biodiversidade nativa, incluindo alterações nas cadeias alimentares e prejuízos diretos a espécies autóctones (Darrigran; Damborenea, 2011; Duchini et al 2018). Além disso, *L. fortunei* promove diversas transformações no ambiente de forma intensa, como a redução da cobertura vegetal, mudanças no fluxo de energia e matéria, diminuição da disponibilidade de habitats e alteração na disponibilidade de nutrientes (Darrigran; Damborenea 2011; Boltovskoy et al. 2015; Linares et al. 2017). Essa espécie invasora também é amplamente reconhecida por seus impactos socioeconômicos, principalmente devido à sua alta densidade populacional e bioincrustação, que resultam no entupimento de tubulações e na corrosão de estruturas de sistemas hídricos (Mansur et al. 2016; Diagne et al. 2021). Estima-se que os danos causados por *L. fortunei* à infraestrutura hídrica atinjam anualmente cerca de US\$ 1.600.000 e US\$ 89.200 na Argentina (Zilio et al., 2019) e aproximadamente US\$ 10.000.000 no Brasil (Adelino et al., 2021). Esse cenário é preocupante, pois indica que outras espécies com alta taxa de expansão, mas ainda com poucos registros, podem seguir o mesmo caminho. Isso reforça a importância de ações de monitoramento contínuo e implementação de estratégias de controle nas fases iniciais da invasão, quando as chances de contenção são mais eficazes (Linares et al., 2020; Benson e Williams, 2021).

As espécies *M. tuberculata*, *C. fluminea* e *C. largillierti* apresentaram um elevado número de ocorrências, porém taxas de expansão intermediárias, especialmente as duas primeiras, representando mais de 60% dos registros no território sul-americano. No entanto, como seus primeiros registros datam das décadas de 1970 e 1980, o maior intervalo temporal reduz a taxa anual de expansão observada. De toda forma, são espécies com expansão consistente e consolidada ao longo do tempo, indicando sucesso na colonização e adaptação a diversos ambientes e países da América do Sul. As espécies *M. tuberculata* e *C. fluminea* foram registradas em oito dos dez países analisados, com exceção do Uruguai e Bolívia, Chile e Venezuela respectivamente. *Corbicula largillierti* apresentou uma distribuição mais restrita, sendo encontrada em apenas quatro países. Estudos anteriores demonstraram que os países da América do Sul reúnem condições ambientais propícias à ocorrência dessas espécies invasoras, como áreas de planície ou de altitude moderada, corpos d'água com temperaturas amenas a elevadas, boa oxigenação e disponibilidade de uma variedade de habitats e substratos (Paiva et al., 2018; Reshaid et al., 2018; Silva et al., 2019; Trovant et al., 2023; Leal et al., 2024; Sousa et al., 2024). Esse conjunto de características pode explicar o expressivo número de registros e a ampla distribuição dessas espécies invasoras no continente, conforme evidenciado tanto em nosso estudo quanto em outras pesquisas conduzidas na América do Sul (Coelho et al., 2018; Silva et al., 2021; Leal et al., 2021; Miyahira et al., 2024; Sousa et al., 2025). Dessa forma, a permanência e o avanço contínuo dessas espécies invasoras emblemáticas podem resultar em um aumento ainda maior no número e na densidade de populações estabelecidas, bem como na ampliação progressiva de sua distribuição por toda a América do Sul.

As menores taxas de expansão foram observadas para as espécies *C. fluminalis*, *P. duryi*, *P. trivolvris*, *P. columella* e *P. acuta*, que apresentaram número reduzido de registros ao longo de um intervalo temporal mais longo em comparação com as demais espécies analisadas. Essa baixa frequência de registros e o crescimento espacial lento das espécies podem estar relacionados a fatores como limitações ecológicas (por exemplo, baixa tolerância a variações ambientais ou dependência de habitats específicos), menor capacidade de dispersão natural ou ausência de vetores eficazes de transporte (Latini et al. 2016; Monaco et al. 2019). A espécie

P. duryi, por exemplo, apesar de hermafrodita, não possui autofecundação funcional, o que reduz a probabilidade de estabelecimento e crescimento populacional a partir de um número reduzido de indivíduos (Latini et al., 2016; Miyahira et al., 2023). Além disso, é possível que algumas dessas espécies tenham alcançado um estágio mais avançado de estabilização da distribuição, caracterizado por uma menor frequência na colonização de novos ambientes (Salgado et al. 2023). Isso ocorre quando a espécie já ocupou a maioria das áreas ecologicamente adequadas disponíveis, e o ritmo de expansão diminui por conta das limitações impostas por suas próprias características ecológicas e pelas condições ambientais (Oliveira et al. 2010). Esse estágio é um indicador de invasões mais antigas, nas quais barreiras físicas, climáticas e bióticas começam a restringir a dispersão adicional (Jovem-Azevêdo et al., 2022; Smith et al. 2024). Como exemplo, a espécie *C. fluminalis* apresenta maior sensibilidade à salinidade, restringindo-se a ambientes estritamente de água doce, não sendo registrada em estuários, ao contrário de suas congêneres *C. fluminea* e *C. largillierti* (Mansur et al. 2016; Reshaid et al. 2018; Bodon et al. 2020). Entretanto, é importante considerar que a aparente estabilização também pode estar associada à subnotificação ou à ausência de monitoramento contínuo, o que pode mascarar expansões populacionais lentas, porém ainda em andamento.

A predominância de moluscos não nativos em ambientes lóticos, principalmente em rios, verificada em nossos resultados, pode estar relacionada a uma combinação de fatores ecológicos e antropogênicos que favorecem a introdução, estabelecimento e dispersão. Rios são sistemas dinâmicos e altamente conectados, com fluxo contínuo de água que pode facilitar o transporte passivo de larvas, ovos ou indivíduos adultos ao longo do curso d'água, ampliando a área de ocupação das espécies invasoras (Oliveira et al. 2014; Ferreira Jr et al. 2024). Esses ambientes também costumam oferecer um conjunto de características ambientais que contribuem para o sucesso das espécies não nativas, como a estabilidade de parâmetros de temperatura e oxigênio, aliada à presença de nutrientes em níveis elevados e à heterogeneidade de micro habitats, cria condições propícias para o desenvolvimento, reprodução e manutenção de populações invasoras (Rodriguez et al., 2020; Trovant et al., 2023). A conectividade dos rios com áreas urbanas, agrícolas e industriais também aumenta a probabilidade de introdução acidental por meio de diferentes vetores, como descargas de água de lastro, lançamento de esgoto, uso de equipamentos contaminados e descarte de espécies oriundas do comércio ornamental ou da aquicultura (Oliveira et al. 2014; Torremorell et al 2021). Em muitos casos, essas atividades humanas intensificam o aporte de nutrientes e alteram o regime hidrológico, criando condições propícias para espécies oportunistas e tolerantes (Medeiros et al. 2025). Esse cenário é recorrente na América do Sul, onde a liberação de água de lastro, por exemplo, figura entre as principais rotas de introdução de espécies não nativas em ecossistemas de água doce. Utilizada para garantir a estabilidade das embarcações, essa prática pode transportar involuntariamente organismos aquáticos de diferentes regiões e liberá-los nos portos, favorecendo a introdução e eventual estabelecimento em novos ambientes (Darrigran et al., 2020; Ricciardi; MacIsaac, 2022). Dessa forma, os rios podem funcionar simultaneamente como rotas de dispersão e ambientes receptivos à colonização, tornando-se ecossistemas particularmente vulneráveis à invasão por moluscos não nativos.

Nossa análise também revelou um aumento progressivo no número de espécies não nativas e nos registros de ocorrência ao longo das décadas, desde os primeiros relatos,

principalmente a partir da década de 1980, quando esses relatos passaram a se tornar mais frequentes no continente sul-americano. Esse aumento pode estar associado a diversos fatores interligados, como a intensificação da globalização e os efeitos das mudanças climáticas nesse período, sendo processos que continuam a se intensificar nos dias atuais, ampliando ainda mais o risco de novas invasões. A globalização promoveu maior circulação de pessoas, mercadorias e meios de transporte aquático, ampliando as oportunidades de introdução acidental ou intencional de espécies não nativas, por meio de rotas comerciais, aquicultura, mercado ornamental e principalmente pela água de lastro (Early et al. 2016; Munawar et al. 2017). Paralelamente, às mudanças climáticas alteram padrões de temperatura, regime de chuvas e hidrologia de ecossistemas aquáticos (Özbayram et al. 2022), criando novas condições ambientais que favoreceram a sobrevivência e o estabelecimento de espécies invasoras em regiões anteriormente inóspitas (Reyna et al., 2018; Chen et al. 2024). A combinação desses fatores contribuiu para acelerar tanto o número de introduções quanto os relatos de ocorrência de moluscos não nativos ao longo dos anos (Hulme et al. 2021; Colberg et al. 2024). Esse cenário representa o desafio presente e cada vez mais acentuado para o manejo e conservação dos ecossistemas e biodiversidade aquática sul-americana (Colberg et al. 2024).

Diversos estudos têm apontado que a introdução de moluscos não nativos tem se tornado cada vez mais frequente na América do Sul (Leal et al., 2021, 2024; Barros et al., 2022; Lucía et al., 2023; Miyahira et al., 2023, 2024; Honda et al., 2025; Sousa et al., 2025). O presente estudo, por sua vez, evidencia a intensificação desse processo, refletida pelo alto número de espécies, maior frequência de registros de ocorrências e pela contínua expansão da distribuição dessas espécies não nativas ao longo do tempo e dos ambientes aquáticos, revelando uma problemática ainda maior no continente. Esse avanço alerta para os potenciais danos provocados por essas espécies, incluindo desequilíbrios ecológicos, prejuízos econômicos e impactos expressivos sobre a biodiversidade nativa dos ecossistemas invadidos. Além disso, esses impactos negativos podem comprometer diretamente a continuidade dos serviços ecossistêmicos essenciais para o bem-estar das populações humanas e a conservação ambiental (Burlakova et al., 2023). Dessa forma, torna-se fundamental o fortalecimento das políticas públicas na adoção de programas integrados para monitoramento ambiental e o controle rigoroso das rotas de introdução e dispersão dessas espécies. Paralelamente, a educação ambiental deve ser ampliada como um instrumento fundamental para prevenir novas introduções. Apenas por meio de esforços coordenados, contínuos e efetivos será possível reduzir os impactos ambientais já existentes e impedir a proliferação de futuras invasões, assegurando a conservação dos ecossistemas e da biodiversidade.

5 CONCLUSÃO

Nossos resultados revelam um avanço preocupante de moluscos de água doce não nativos na América do Sul, refletido pelo aumento no número de espécies e registros de ocorrências, assim como pela rápida expansão temporal e geográfica dessas espécies nos ecossistemas de água doce do continente. Os dados mostram uma ampla distribuição dessas espécies, registradas em 10 dos 12 países da América do Sul, com destaque para Brasil, Argentina e Colômbia, que concentram a maior riqueza e número de ocorrências. Nossos achados também indicam que o alto número de ocorrências não correspondeu, necessariamente, a uma maior taxa de expansão anual, que foi mais elevada entre espécies que, apesar de ocuparem um número ainda reduzido de ambientes, conseguiram se expandir rapidamente em um curto período de tempo. As espécies que apresentam alta taxa anual de expansão (AER) e baixo número de ocorrências indicam invasões recentes e rápidas, enquanto aquelas com alta

AER e elevado número de ocorrências (como *L. fortunei*), refletem um processo de invasão bem-sucedido e contínuo. Por outro lado, espécies com elevados registros, porém distribuídos ao longo de um intervalo temporal maior tendem a apresentar taxas anuais de expansão intermediárias (*M. tuberculata*, *C. fluminea* e *C. largillierti*). As espécies com baixa AER podem estar em fase de estabilização ou ter sua dispersão limitada por filtros ecológicos.

O mapeamento das ocorrências e expansão de moluscos não nativos realizado neste estudo contribuem para identificação das espécies com maior potencial invasor e consequentemente de risco ecológico e socioeconômico. Esses achados ressaltam a necessidade de políticas ambientais mais rigorosas para o gerenciamento dos países sul-americanos, priorizando estratégias de contenção e prevenção, especialmente em países mais vulneráveis e com maiores taxas de importação de organismos invasores. Recomendamos o monitoramento contínuo, pois amplia a possibilidade de antecipar novas invasões e coletar informações sobre os potenciais impactos dos moluscos não nativos listados nesta pesquisa, principalmente aquelas espécies com alta incidência e taxa de expansão, como de outras espécies invasoras nos ambientes aquáticos da América do Sul. Somente por meio de ações coordenadas e contínuas entre países, instituições de pesquisa, órgãos ambientais e a sociedade será possível conter os impactos negativos causados por espécies invasoras e prevenir futuras invasões, o que exige investimento em monitoramento, políticas públicas eficazes, educação ambiental e estratégias integradas de manejo que considerem as especificidades locais e ecológicas dos ambientes invadidos.

Agradecimentos

Este trabalho foi apoiado pelo Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) Rio Paraíba Integrado (RIPA) (Edital FAPESQ/PELD nº 21/2020, termo de outorga nº 1041 403/2021), Fundo Setorial de Recursos Hídricos (CT-Hidro) (Processo no 409348/2022-8), CNPq pela bolsa de Pesquisa Produtividade 2 (processo 304845/2022-1) e Laboratório de Ecologia de Bentos (LEB) pelo amparo logístico e financeiro.

REFERÊNCIAS

ADELINO J.R.P.; HERINGER G.; DIAGNE C.; COURCHAMP F.; FARIA L.D.B.; ZENNI R.D. The economic costs of biological invasions in Brazil: a first assessment. In: Zenni RD, McDermott S, García-Berthou E, Essl F (Eds) The economic costs of biological invasions around the world. **NeoBiota** 67: 349–374. 2021.

ALDA, P.; LOUNNAS, M.; VÁZQUEZ, A. A.; AYAQUI, R.; CALVOPIÑA, M.; CELIERAZO, M.; DILLON, R. T.; GONZÁLEZ RAMÍREZ, L. C.; LOKER, E. S.; MUZZIO-ARCA, J.; NÁRVAEZ, A. O.; NOYA, O.; PEREIRA, A. E.; ROBLES, L. M.; RODRÍGUEZ-HIDALGO, R.; URIBE, N.; DAVID, P.; JARNE, P.; POINTIER, J.-P.; HURTREZ-BOUSSÈS, S. Systematics and geographical distribution of *Galba* species, a group of cryptic and worldwide freshwater snails. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 157, 107035, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2020.107035>.

AZEVEDO, E.; BARBOSA, J.; VIDIGAL, T. H. D. A.; MARQUES, J.; MOLOZZI, J. Potential ecological distribution of alien mollusk *Corbicula largillierti* and its relationship with human disturbance in a semi-arid reservoir. **Biota Neotropica**, v. 16, 2016. DOI: 10.1590/1676-0611-BN-2015-0109.

AZEVEDO, E. L.; ALVES, R. R. N.; DIAS, T. L. P.; MOLOZZI, J. How do people gain access to water resources in the Brazilian semiarid (Caatinga) in times of climate change? **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6087-z>

BANDO, F. M.; FIGUEIREDO, B. R. S.; MOI, D. A.; THOMAZ, S. M.; MICHELAN, T. S.; GARCÍA-GIRÓN, J.; HEINO, J.; ALAHUHTA, J.; ROMERO, G. Q.; MORMUL, R. P. Invasion by an exotic grass species homogenizes native freshwater plant communities. **Journal of Ecology**, v. 111, p. 799–813, 2023. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14061>

BARBOSA, J. E. L.; SEVERIANO, J. S.; CAVALCANTE, H.; LUCENA-SILVA, D.; MENDES, C. F.; BARBOSA, V. V.; SANTOS, R. D. S.; OLIVEIRA, D. A.; MOLOZZI, J. Impacts of inter-basin water transfer on the water quality of receiving reservoirs in a tropical semiarid region. **Hydrobiologia**, v. 848, p. 651–673, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04471-z>

BARROS, M.; SANTOS, W.; CHAGAS, R. Bioinvasão de *Melanoides tuberculata* (MÜLLER, 1774) na região Amazônica: novo registro e status de distribuição. **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**, v. 10, n. 1, p. 54–59, 2022. <http://dx.doi.org/10.46732/actafish.2022.10.1.54-59>

BENSON, A. J.; WILLIAMS, J. D. Review of the invasive Asian clam *Corbicula* spp. (Bivalvia: Cyrenidae) distribution in North America, 1924–2019. **Science for a Changing World**, Reston, 2021. <https://doi.org/10.3133/sir20215001>

BODON, M.; LÓPEZ-SORIANO, J.; QUIÑONERO-SALGADO, S.; NARDI, G.; NIERO, I.; CIANFANELLI, S.; DAL MAS, A.; ELVIO, F.; BALDESSIN, F.; TURCO, F. Unraveling the complexity of *Corbicula* clam's invasion in Italy (Bivalvia: Cyrenidae), 2020.

BOLTOVSKOY, D.; CORREA, N. Ecosystem impacts of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (golden mussel) in South America. **Hydrobiologia**, v. 746, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1882-9>

BRAGA, R. R.; RIBEIRO, V. M.; PADIAL, A. A. et al. Invasional meltdown: an experimental test and a framework to distinguish synergistic, additive, and antagonistic effects. **Hydrobiologia**, v. 847, p. 1603–1618, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04107-x>

BURLAKOVA, L. E.; KARATAYEV, A. Y.; BOLTOVSKOY, D. et al. Ecosystem services provided by the exotic bivalves *Dreissena polymorpha*, *D. rostriformis bugensis*, and *Limnoperna fortunei*. **Hydrobiologia**, v. 850, p. 2811–2854, 2023. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04935-4>

CAMACHO-CERVANTES, M.; KELLER, R. P.; VILÀ, M. Could non-native species boost their chances of invasion success by socializing with natives? **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 378, 2023. <https://doi.org/10.1098/rstb.2022.01067>

CARNEIRO, L.; MILLER, N.; PRESTES, J. G. et al. Impacts and mechanisms of biological invasions in global protected areas. **Biological Invasions**, v. 27, p. 20, 2025. <https://doi.org/10.1007/s10530-024-03498-w>

CARRANZA, A.; AGUDO-PADRÓN, I.; COLLADO, G. A. et al. Socio-environmental impacts of non-native and transplanted aquatic mollusc species in South America: What do we really know? **Hydrobiologia**, v. 850, p. 1001–1020, 2023. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05164-z>

CARVALHO, M.; ABREU, A.; SANTOS, M.; CANTANHEDE, S.; MONROE, T.; ARAÚJO, L.; TCHAICKA, L. Prediction of the potential Brazilian distribution for invasive mollusc *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774), including a new record from Northern Coastal Region / Predição da potencial distribuição brasileira do molusco invasor *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774), incluindo um novo registro para o Litoral Norte. **Scientia Plena**, v. 20, 2024. <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2024.098001>.

CHEN, Y.; GAO, Y.; ZHANG, Z.; ZHAN, A. Multi-Omics Inform Invasion Risks Under Global Climate Change. **Global Change Biology**, v. 30, e17588, 2024. <https://doi.org/10.1111/gcb.17588>

COELHO, P. Updated distribution and range expansion of the gastropod invader *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) in Brazilian waters. **BioInvasions Records**, v. 7, p. 405–409, 2018. <https://doi.org/10.3391/bir.2018.7.4.08>

COLBERG, E.; BRADLEY, B.; MORELLI, T.; BROWN-LIMA, C. Climate-Smart Invasive Species Management for 21st Century Global Change Challenges. **Global Change Biology**, v. 30, e17531, 2024. <https://doi.org/10.1111/gcb.17531>

DARRIGRAN, G.; PASTORINO, G. The recent introduction of Asiatic bivalve, *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) into South America. **The Veliger**, v. 38, p. 171–175, 1995.

DARRIGRAN, G.; AGUDO-PADRÓN, I.; BAEZ, P. et al. Non-native mollusks throughout

South America: emergent patterns in an understudied continent. **Biological Invasions**, v. 22, p. 853–871, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02178-4>

DARRIGRAN, G.; AGUDO-PADRÓN, I.; BAEZ, P. et al. Species movements within biogeographic regions: exploring the distribution of transplanted mollusc species in South America. **Biological Invasions**, v. 25, p. 673–691, 2023. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02942-z>

DARRIGRAN, G.; BELZ, C.; CARRANZA, A.; COLLADO, G. A.; CORREOSO, M.; FABRES, A. A.; GUTIÉRREZ GREGORIC, D. E.; LODEIROS, C.; PASTORINO, G.; PENCHASZADEH, P. E.; PERALTA, M.; RUMI, A.; SCARABINO, F.; VILLALOBOS, C.; ZAPATA, F. What do we know about non-native, invasive, and transplanted aquatic mollusks in South America? **Biology**, v. 14, n. 2, p. 151, 2025. <https://doi.org/10.3390/biology14020151>

DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C. Ecosystem engineering impact of *Limnoperna fortunei* in South America. **Zoological Science**, v. 28, p. 1–7, 2011. <https://doi.org/10.2108/zsj.28.1>

DIAGNE, C.; LEROY, B.; VAISSIÈRE, A. C.; GASC, A.; ROUGET, M.; VAN WILGEN, B. W.; STRUBBE, D.; MEASEY, G. J.; SOMERS, M. J.; GAUVIN, L.; NDONGO, S.; HASSAN, S. A.; KOURANTIDIS, A.; ESSL, F.; RANJAN, R.; KARK, S.; PROBST, S.; RENET, J.; COURCHAMP, F. High and rising economic costs of biological invasions worldwide. **Nature**, v. 592, p. 571–576, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6>

DUCHINI, D.; BOLTOVSKOY, D.; SYLVESTER, F. The invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* in South America: multiannual changes in its predation and effects on associated benthic invertebrates. **Hydrobiologia**, v. 817, p. 431–446, 2018.

FERREIRA, A. C.; PAZ, E. L.; RUMI, A.; OCON, C.; ALTIERI, P.; CAPÍTULO, A. R. Ecology of the non-native snail *Sinotaia cf. quadrata* (Caenogastropoda: Viviparidae): a study in a lowland stream of South America with different water qualities. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 89, n. 2, p. 1059–1072, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0001-3765201720160624>

HONDA, R. T.; MIYAHIRA, I. C.; PASSOS, F. D. At the doors of the Amazonian region: occurrence of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) in the Tocantins River. **Check List**, v. 21, n. 2, p. 248–254, 2025. <https://doi.org/10.15560/21.2.248>
HULME, P. E. Unwelcome exchange: international trade as a direct and indirect driver of biological invasions worldwide. **One Earth**, v. 4, n. 5, p. 666–679, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.04.015>.

HÜNICKEN, L. A.; SYLVESTER, F.; PAOLUCCI, E. M. Avaliações fisiológicas e morfológicas sugerem estratégias de alocação estrutural opostas entre moluscos invasores intimamente relacionados. **Hydrobiologia**, v. 849, p. 2859–2875, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04906-9>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Países. Disponível em: <https://pais.es.ibge.gov.br/>. Acesso em: 25 mai. 2025.

ITUARTE, C. Primera noticia acerca de la introducción de pelecípodos asiáticos en el área rioplatense (Mollusca: Corbiculidae). **Neotropica**, v. 27, p. 79–83, 1981.

JOVEM-AZEVÊDO, D.; BEZERRA-NETO, J. F.; FEIO, M. J.; FERNANDES, R.; GOMES, W. I. A.; THOMAZ, S. M.; MOLOZZI, J. Modelling the abundance of a non-native mollusk in tropical semi-arid reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 849, p. 625–639, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04729-0>

JÚNIOR, A. F.; BOT NETO, R.; MARIN-RUIZ, V.; ROSA, L.; ALMEIDA, M.; ANDRADE, P.; CHRISTO, S.; ARTONI, R. *Rowing Against the Tide: The Golden Mussel (Limnoperna fortunei) Leaves DNA Footprints Along Its Invasion Route in South American Rivers*. 2024. Preprint. <https://doi.org/10.20944/preprints202410.0538.v1>.

KAMENOVA, S.; BARTLEY, T. J.; BOHAN, D. A.; BOUTAIN, J. R.; COLAUTTI, R. I.; DOMAIZON, I.; FONTAINE, C.; LEMAINSQUE, A.; LE VIOL, I.; MOLLOT, G. Invasions toolkit. **Advances in Ecological Research**, v. 56, p. 85–182, 2017. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.10.009>

LATINI, Anderson; RESENDE, Daniela; POMBO, Vivian. *Espécies Exóticas Invasoras de Águas Continentais no Brasil*. 2016.

LEAL, M. F.; SIMONE, L. R. L.; LACERDA, A. C. F.; SILVA, E. L.; GIMENEZ PINHEIRO, T. Current distribution of the invasive mollusk *Corbicula fluminea* (O.F. Müller, 1774) (Bivalvia, Cyrenidae) in Brazil, including a new record from the state of Piauí. **Check List**, v. 17, n. 1, p. 151–157, 2021. <https://doi.org/10.15560/17.1.151>

LEAL, M. F.; NOGUEIRA JÚNIOR, M.; DANTAS, K. K. S.; ... Structure and dynamics of mollusk communities from intermittent rivers in Brazilian semiarid region. **Aquatic Ecology**, v. 58, p. 1175–1189, 2024. <https://doi.org/10.1007/s10452-024-10133-2>

LINARES, M. S.; CALLISTO, M.; MARQUES, J. C. Invasive bivalves increase benthic communities complexity in neotropical reservoirs. **Ecological Indicators**, v. 75, p. 279–285, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.046>

LINARES, M. S.; MACEDO, D. R.; MASSARA, R. L.; CALLISTO, M. Why are they here? Local variables explain the distribution of invasive mollusk species in neotropical hydropower reservoirs. **Ecological Indicators**, v. 117, p. 106674, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106674>

LIQUIN, F.; SYLVESTER, F.; DAVIES, D. Susceptibility of invasive Asian clams to *Chaetogaster limnaei*: effect of parasite density and host size on infection dynamics. **Biological Invasions**, v. 25, p. 1087–1099, 2023. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02964-7>

LODEIROS, C.; GUTIÉRREZ GREGORIC, D. E.; GONZÁLEZ-HENRÍQUEZ, N.; HERNÁNDEZ-REYES, D.; REY-MÉNDEZ, M.; PANTA-VÉLEZ, R. P.; BERNAL-ZAMBRANO, J. J.; DARRIGRAN, G. The Asian clam *Corbicula fluminea* in Ecuador: dispersion and diversity of occupied environments. **Arxius de Miscel·lània Zoològica**, v. 23, p. 33–43, 2025. <https://doi.org/10.32800/amz.2025.23.0033>

LOLIS, L. A.; MIRANDA, R. J.; BARROS, F. The effects of an invasive soft coral on the structure of native benthic communities. **Marine Environmental Research**, v. 183, p. 105802, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105802>

LOPES, A. S.; PULIDO-MURILLO, E. A.; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, D.; MELO, A. L.; PINTO, H. A. First report of *Melanoides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae) harboring a xiphidiocercaria in Brazil. **Parasitology International**, v. 82, p. 102284, jun. 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.parint.2021.102284>

LOPES-LIMA, M.; LOPES-LIMA, A.; BURLAKOVA, L.; CARRANZA, A.; DARRIGRAN, G.; JOVEM-AZEVÊDO, D.; MOLOZZI, J.; PINTO, H.; RIBEIRO, V. M.; SILVA, E. L.; THOMAZ, S. M. Non-native freshwater molluscs: a brief global review of species, pathways, impacts and management strategies. **Hydrobiologia**, v. 852, p. 1005–1028, 2025. <https://doi.org/10.1007/s10750-024-05780-3>

LOUNNAS, M.; CORREA YEPES, A.; VÁZQUEZ PERERA, A.; DIA, A.; ESCOBAR, J.; NICOT, A.; ARENAS, J.; AYQUI FLORES, R.; DUBOIS, M.; GIMENEZ, T.; GUTIÉRREZ, A.; GONZÁLEZ-RAMÍREZ, L.; NOYA, O.; PREPELITCHI, L.; URIBE, N.; WISNIVESKY-COLLI, C.; YONG CONG, M.; DAVID, P.; LOKER, E.; HURTREZ-BOUSSÈS, S. Self-fertilization, long-distance flash invasion and biogeography shape the population structure of *Pseudosuccinea columella* at the worldwide scale. **Molecular Ecology**, v. 26, 2016. <https://doi.org/10.1111/mec.13984>

LUCÍA, M.; DARRIGRAN, G.; GUTIÉRREZ GREGORIC, D. E. The most problematic freshwater invasive species in South America, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), and its status after 30 years of invasion. **Aquatic Sciences**, v. 85, p. 5, 2023. <https://doi.org/10.1007/s00027-022-00907-x>

LUDWIG, S.; SARI, E. H. R.; PAIXÃO, H.; MONTRESOR, L. C.; ARAÚJO, J.; ALVES, C. B.; DARRIGRAN, G.; PEPATO, A. P.; BARREIRA, C. M.; VIDIGAL, T. H. D. A. High connectivity and migration potentiate the invasion of *Limnoperna fortunei* (Mollusca: Mytilidae) in South America. **Hydrobiologia**, v. 842, p. 499–513, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04458-w>

MAHAPATRA, B. B.; DAS, N. K.; JADHAV, A.; ROY, A.; ARAVIND, N. A. Global freshwater mollusc invasion: pathways, potential distribution, and niche shift. **Hydrobiologia**, v. 852, p. 1431-1450, 2025. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05299-z>

MANSUR, C. D.; SANTOS, C. P.; PEREIRA, D.; BERGOCI, P. E. A.; CALLIL, C. T. Moluscos límnicos — bivalves. In: LATINI, A. O.; RESENDE, D. C.; POMBO, V. B.; CORADIN, L. (eds.). **Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2016. p. 150–158.

MAS-COMA, S.; VALERO, M. A.; BARGUES, M. D. Human and Animal Fascioliasis: Origins and Worldwide Evolving Scenario. **Clinical Microbiology Reviews**, v. 35, e00088-19, 2022. <https://doi.org/10.1128/cmr.00088-19>.

MEDEIROS, C. R.; PAIVA, F. F.; FERREIRA, L. M. R.; COSTA, L. D. A.; NÓBREGA, R. L. B.; CUNHA, J.; MOLOZZI, J.; GALVÃO, C. O. How does the storage volume of semi-arid reservoirs change water quality and modulate the diversity of benthic

macroinvertebrates? **Science of The Total Environment**, v. 958, 177881, 2025.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177881>.

MIYAHIRA, I. C.; SANTOS, S. B.; MANSUR, M. C. D. Mexilhões de água doce da América do Sul: estado da arte de Unionida, especialmente Rhipidodontini. **Biota Neotropica**, v. 17, e20170341, 2017. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2017-0341>.

MIYAHIRA, I. C.; PEREIRA, L. S.; DOS SANTOS, L. N. Non-native freshwater molluscs in the Neotropics: what can be learned from Brazilian reservoirs? **Aquatic Invasions**, v. 15, n. 3, p. 455–472, 2020. <https://doi.org/10.3391/ai.2020.15.3.06>.

MIYAHIRA, I. C.; CLAVIJO, C.; CALLIL, C. T.; CUEZZO, M. G.; DARRIGRAN, G.; GOMES, S. R.; LASSO, C. A.; MANSUR, M. C. D.; PENA, M. S.; RAMÍREZ, R.; DOS SANTOS, R. C. L.; DOS SANTOS, S. B.; SCARABINO, F.; TORRES, S. H.; VOGLER, R. E.; COWIE, R. H. The conservation of non-marine molluscs in South America: where we are and how to move forward. **Biodiversity and Conservation**, v. 31, p. 2543–2574, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02446-1>.

MIYAHIRA, I. C.; GONÇALVES, I.; LACERDA, L. E. M.; XIMENES, R.; DOS SANTOS, S. B. The introduction of *Physa acuta* (Gastropoda: Physidae) on Ilha Grande, Southeast Brazil, from initial stages to an established population. **Brazilian Journal of Biology**, v. 83, e243801, 2023. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.243801>.

MIYAHIRA, I. C.; CARBALLO, R.; VERA-ALCARAZ, H. S.; CLAVIJO, C. Distribution of invasive bivalves in Paraguay: filling the gaps in the heart of South America. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 36, p. 1–9, 2024. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x5423>.

MOI, D. A.; ALVES, D. C.; FIGUEIREDO, B. R. S.; ANTIQUEIRA, P. A. P.; TEIXEIRA DE MELLO, F. T.; JEPPESEN, E.; ROMERO, G. Q.; MORMUL, R. P.; BONECKER, C. C. Non-native fishes homogenize native fish communities and reduce ecosystem multifunctionality in tropical lakes over 16 years. **Science of The Total Environment**, v. 769, 144524, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144524>.

MONACO, C.; MCQUAID, C. Climate warming reduces the reproductive advantage of a globally invasive intertidal mussel. **Biological Invasions**, v. 21, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-01990-2>.

MORMUL, R. P.; VIEIRA, D. S.; BAILLY, D.; FIDANZA, K.; SILVA, V. F. B.; GRAÇA, W. J.; PONTARA, V.; BUENO, M. L.; THOMAZ, S. M.; MENDES, R. S. Invasive alien species records are exponentially rising across the Earth. **Biological Invasions**, v. 24, p. 3249–3261, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02843-1>.

MUNAWAR, M.; BAILEY, S.; SYLVESTER, F. Marine and freshwater invasive species research with emphasis on South America: an overview and synthesis of MFIS, Argentina. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 20, p. 00–00, 2017. <https://doi.org/10.1080/14634988.2017.1404422>.

OLIVEIRA, M. D.; CALHEIROS, D. F.; JACOBI, C. M.; HAMILTON, S. K. Abiotic factors controlling the establishment and abundance of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei*. **Biological Invasions**, v. 13, p. 717–729, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10530-010->

9862-0.

OLIVEIRA, M. D.; CAMPOS, M.; PAOLUCCI, E.; MANSUR, M. C. D.; HAMILTON, S. K. Colonization and spread of *Limnoperna fortunei* in South America. In: BOLTOVSKOY, D. (ed.). *Limnoperna fortunei. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology*, v. 10. Cham: Springer, 2015. https://doi.org/10.1007/978-3-319-13494-9_19.

OLIVEIRA, L. R.; BRITO, G.; GAMA, M.; OVANDO, X. M. C.; ANASTÁCIO, P.; CARDOSO, S. J. Non-native decapods in South America: risk assessment and potential impacts. *Diversity*, v. 15, 841, 2023. <https://doi.org/10.3390/d15070841>.

ÖZBAYRAM, G.; ÇAMUR, D.; KÖKER, L.; OĞUZ, A.; AKÇAALAN, R.; ALBAY, M. The effects of climate change on aquatic ecosystems in relation to human health. *Aquatic Sciences and Engineering*, 2022. <https://doi.org/10.26650/ASE20221057160>.

PAIVA, F. F.; GOMES, W. I. A.; MEDEIROS, C. R.; FERREIRA, É. L. A.; SANTOS, I. M. R.; MOLOZZI, J. Environmental factors influencing the occurrence of alien mollusks in semiarid reservoirs. *Limnetica*, v. 37, p. 187–198, 2018. <https://doi.org/10.23818/limn.37.16>.

PARAENSE, W. L. Planorbidae, Lymnaeidae and Physidae of Peru (Mollusca: Basommatophora). *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, v. 98, n. 6, p. 767–771, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0074-02762003000600010>

PEARSON, J. J. *The role of Tarebia granifera as an invasive in freshwater ecosystems of southern Africa*. 2022. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – North-West University, Potchefstroom, 2022.

PEREIRA, L. S.; FERRANDO, R. A. N.; MIYAHIRA, I. C.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; CASTELO BRANCO, C. W.; PAULA, J. C.; SANTOS, L. N. Non-native species in reservoirs: how are we doing in Brazil? *Hydrobiologia*, v. 817, p. 71–84, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3557-5>.

PRESTES, J. G.; CARNEIRO, L.; MILLER, N. O. R.; NEUNDORF, A. K. A.; PEDROSO, C. R.; BRAGA, R. R.; SOUSA, R.; VITULE, J. R. S. A systematic review of invasive non-native freshwater bivalves. *Biological Reviews*, v. 99, p. 2082–2107, 2024. <https://doi.org/10.1111/brv.13113>.

PULIDO-MURILLO, E. A.; FURTADO, L. F. V.; MELO, A. L.; RABELO, É. M. L.; PINTO, H. A. Fishborne zoonotic trematodes transmitted by *Melanooides tuberculata* snails, Peru. *Emerging Infectious Diseases*, v. 24, n. 3, p. 606–608, 2018. <https://doi.org/10.3201/eid2403.172056>.

QUIÑONERO-SALGADO, S.; LOPEZ-SORIANO, J. Rápida expansión de diversas especies del género *Corbicula* (Bivalvia: Cyrenidae) por el Ebro medio. *Nemus*, v. 13, p. 72–80, 2023.

QUIRÓS-RODRÍGUEZ, J. A.; YEPES-ESCOBAR, J.; SANTAFÉ-PATÍÑO, G. The invasive snail *Melanooides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda, Thiaridae) in the lower basin of the Sinú River, Córdoba, Colombian Caribbean. *Check List*, v. 14, n. 6, p. 1089–1094, 2018. <https://doi.org/10.15560/14.6.1089>.

REID, A. J.; CARLSON, A. K.; CREED, I. F.; ELIASON, E. J.; GELL, P. A.; JOHNSON, P. T. J.; KIDD, K. A.; MACCORMACK, T. J.; OLDEN, J. D.; ORMEROD, S. J.; SMOL, J. P.; TAYLOR, W. W.; TOCKNER, K.; VERMAIRE, J. C.; DUDGEON, D.; COOKE, S. J. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. **Biological Reviews**, v. 94, p. 849–873, 2019. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>.

RESHAID, Y. R.; CAO, L.; BREA, F.; BLANCHE, M. O.; TORRES, S.; DARRIGRAN, G. Variation in the distribution of *Corbicula* species (Mollusca: Bivalvia: Corbiculidae) after 25 years of its introduction in the Río de la Plata, Argentina. **Zoologia**, v. 34, p. 1–6, 2017. <https://doi.org/10.3897/zoologia.34.e22181>.

REYNA, P.; NORI, J.; BALLESTEROS, M. L.; HUED, A. C.; TATIÁN, M. Visando amêijoas: insights sobre o potencial invasivo e a distribuição atual e futura de amêijoas asiáticas. **Environmental Conservation**, v. 45, p. 387–395, 2018. <https://doi.org/10.1017/S0376892918000139>.

REYNA, P. B.; BALLESTEROS, M. L.; ALBÁ, M. L.; BERTRAND, L.; GONZÁLEZ, M.; MIGLIORANZA, K. S. B.; TATIÁN, M.; HUED, A. C. Uma abordagem de resposta multinível revela que o molusco asiático *Corbicula largillierti* é um espelho da poluição aquática. **Science of the Total Environment**, v. 692, p. 175–187, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.194>.

RICCIARDI, A.; MACISAAC, H. J. Vector control reduces the rate of species invasion in the world's largest freshwater ecosystem. **Conservation Letters**, v. 15, e12866, 2022. <https://doi.org/10.1111/conl.12866>.

RODRIGUEZ, F. A.; REYNA, P. B.; MAGGIONI, T.; GIMÉNEZ, D. R.; TORRE, L. The role of temperature and oxygen availability on the distribution of *Corbicula largillierti*. **Invertebrate Biology**, v. 139, e12305, 2020. <https://doi.org/10.1111/ivb.12305>.

ROSS, J. L. S. Brazilian relief: structures and forms. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 25, p. 20–36, 2013. <https://doi.org/10.7154/RDG.2013.0025.0002>.

SANTOS, S.; THIENGO, S.; FERNANDEZ, M.; MIYAHIRA, I.; GONÇALVES, I.; XIMENES, R.; MANSUR, M.; PEREIRA, D. Espécies de moluscos límnicos invasores no Brasil, 2012. [S.l.]: [s.n.], 2012.

SEEBENS, H.; BLACKBURN, T. M.; DYER, E. E.; GENOVESI, P.; HULME, P. E.; JESCHKE, J. M.; PAGAD, S.; PYŠEK, P.; WINTER, M.; ARIANOUTSOU, M.; BACHER, S.; BLASIUS, B.; BRUNDU, G.; CAPIHNA, C.; CELESTI-GRAPOW, L.; DAWSON, W.; DULLINGER, S.; FUENTES, N.; JÄGER, H.; KARTEZS, J.; KENIS, M.; KREFT, H.; KÜHN, I.; LENZNER, B.; LIEBHOLD, A.; MOSENA, A.; MOSER, D.; NISHINO, M.; PEARMAN, D.; PERGL, J.; RABITSCH, W.; ROJAS-SANDOVAL, J.; ROQUES, A.; RORKE, S.; ROSSINELLI, S.; ROY, H. E.; SCALERA, R.; SCHINDLER, S.; ŠTAJEROVÁ, K.; TOKARSKA-GUZIŁ, B.; VAN KLEUNEN, M.; WALKER, K.; WEIGELT, P.; YAMANAKA, T.; ESSL, F. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. **Nature Communications**, v. 8, 14435, 2017. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>.

SEVERIANO, J. S.; OLIVEIRA, E. S.; LUCENA-SILVA, D.; MOURA, G. C.; SILVA, E. A.; BARBOSA, J. E. L. Invasion of the dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 in South America: record of the pattern of expansion and persistence in tropical reservoirs in Northeastern Brazil. **Biological Invasions**, v. 24, p. 217–233, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02641-1>

SILVA, E. L.; ROCHA, A. J.; LEAL, M. F.; SANTOS, O.; SOUSA, J. H.; SILVA, A. R. V.; DANTAS, K. K. S.; RULIM, E. M. M.; CASTRO, E. S.; PACHECO, A. C. L.; PINHEIRO, T. G. Freshwater mollusks from three reservoirs of Piauí, northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 20, n. 1, e20190868, 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0868>

SILVA, E. L.; ROCHA, A. J.; LEAL, M. F.; SANTOS, O.; SOUSA, J. H.; SILVA, A. R. V.; DANTAS, K. K. S.; RULIM, E. M. M.; CASTRO, E. S.; PACHECO, A. C. L.; PINHEIRO, T. G. Freshwater mollusks from three reservoirs of Piauí, northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 20, n. 1, p. 1–8, 2020. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0868>

SMITH, C. D.; MORGAN, E. R.; JONES, R. A. Environmental influences on the distribution and ecology of the fluke intermediate host *Galba truncatula*: a systematic review. **Parasitology**, v. 151, n. 11, p. 1201–1224, 2024. <https://doi.org/10.1017/S0031182024000957>

SOUSA, D. G. S., PIRES-OLIVEIRA, J. C., SOUSA, R. L. T., FREIRE, S. M., PINTO, H. A. Use of a geospatial tool to predict the distribution of *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) and some native freshwater gastropods found in Brazil. **Biota Neotropica**, v. 24, n. 3, p. e20241638, 2024.

SOUSA, J. H.; DE MEDEIROS, B. D.; FIGUEIREDO, B. R. S.; et al. Rastreado a ocorrência e a expansão global do molusco não nativo *Corbicula largillierii* (Bivalvia, Cyrenidae) em ecossistemas aquáticos. **Aquatic Ecology**, 2025. <https://doi.org/10.1007/s10452-025-10180-3>

SPEZIALE, K.; LAMBERTUCCI, S.; CARRETE, M.; TELLA, J. Dealing with non-native species: What makes the difference in South America? **Biological Invasions**, v. 14, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0162-0>

THIENGO, S.; ESTEVES, R.; FERNANDEZ, M.; FEITOSA, E.; LEAL, R. Major water projects and the dispersal of alien molluscs: the São Francisco River large-scale water transposition project in the semiarid Northeast region. **Tentacle**, v. 25, p. 11–14, 2017.

TORREMORELL, A.; HEGOBURU, C.; BRANDIMARTE, A.; COSTA RODRIGUES, E.; POMPÊO, M.; SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; CAPUTO, L.; FIERRO, P.; MOJICA, J.; MATTA, Á.; DONATO, J.; JIMÉNEZ-PRADO, P.; MOLINERO ORTIZ, J.; RIOS-TOUMA, B.; GOYENOLA, G.; IGLESIAS, C.; LÓPEZ-RODRÍGUEZ, A.; MEERHOFF, M.; NAVARRO, E. Current and future threats for ecological quality management of South American freshwater ecosystems. **Inland Waters**, v. 11, p. 1–16, 2021. <https://doi.org/10.1080/20442041.2019.1608115>

TROVANT, B.; SIGNORELLI, J. H.; BATTINI, N. Invasive pest spreads beyond the last frontier: Corbicula clam in the Chubut River, Patagonia. **Limnology**, v. 24, p. 1–8, 2023. <https://doi.org/10.1007/s10201-022-00708-z>

TURBELIN, A. J.; CUTHBERT, R. N.; ESSL, F.; HAUBROCK, P. J.; RICCIARDI, A.; COURCHAMP, F. Biological invasions are as costly as natural hazards. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 21, n. 2, p. 143-150, abr. 2023. Elsevier BV.

YUAN, R.; WANG, M.; WANG, S.; SONG, X. Water transfer imposes hydrochemical impacts on groundwater by altering the interaction of groundwater and surface water. **Hydrobiologia**, v. 583, p. 124617, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124617>.

ZENNI, R. D.; ESSL, F.; GARCÍA-BERTHO, E.; MCDERMOTT, S. M. The economic costs of biological invasions around the world. **NeoBiota**, v. 67, p. 1, 2021.

ZHANG, L.; LI, S.; LOÁICIGA, H. A.; ZHUANG, Y.; DU, Y. Opportunities and challenges of interbasin water transfers: a literature review with bibliometric analysis. **Scientometrics**, v. 105, p. 279–294, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11192-015-1656-9>

ZILIO, M. I. El impacto económico de las invasiones biológicas en Argentina: cuánto cuesta proteger la biodiversidad. In: **REUNIÓN ANUAL DE LA ASOCIACIÓN ARGENTINA DE ECONOMÍA POLÍTICA**, 54., 2019, Bahía Blanca. Anais [...]. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina, 2019. Disponível em: <https://aaep.org.ar/anales/works/works2019/zilio.pdf>

AGRADECIMENTOS

A conclusão deste trabalho não seria possível sem o apoio e a presença de pessoas especiais ao longo da minha trajetória acadêmica.

Em primeiro lugar, agradeço profundamente à minha família. Ao meu pai e à minha mãe, pelo amor incondicional, pelos ensinamentos e pelo suporte em todos os momentos da minha vida. Ao meu avô, pela sabedoria, pelos conselhos sempre valiosos e por ser uma fonte constante de inspiração e força.

À minha namorada, que estive ao meu lado com paciência, carinho e incentivo mesmo nos momentos mais difíceis. Sua companhia e compreensão foram essenciais para que eu não desistisse.

Aos meus amigos, que compartilharam risadas, dúvidas e momentos de alívio. A presença de vocês tornou a caminhada muito mais leve e significativa.

Agradeço especialmente à minha orientadora, Prof^a Joseline Molozzi, pela oportunidade, por sua dedicação, orientação cuidadosa e disponibilidade contínua ao longo deste trabalho. Sua atenção aos detalhes e sua paixão pela ciência foram fundamentais para meu desenvolvimento acadêmico.

Ao meu coorientador, João Hemerson, sou grato pela ajuda precisa, pela disponibilidade, pelas contribuições valiosas e por todo apoio que enriqueceram este trabalho.

À Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), sou grato pela oportunidade de formação e crescimento pessoal e profissional. Agradeço também a todos os professores e funcionários da instituição, cujo empenho diário tornou possível minha caminhada até aqui.

Ao Laboratório de Ecologia de Bentos (LEB), agradeço por ter sido um espaço de aprendizado, troca e acolhimento. Aos integrantes do LEB, meu muito obrigado pela convivência, apoio e parceria durante essa jornada.

A todos que, de alguma forma, fizeram parte dessa caminhada: meu sincero muito obrigado!

