

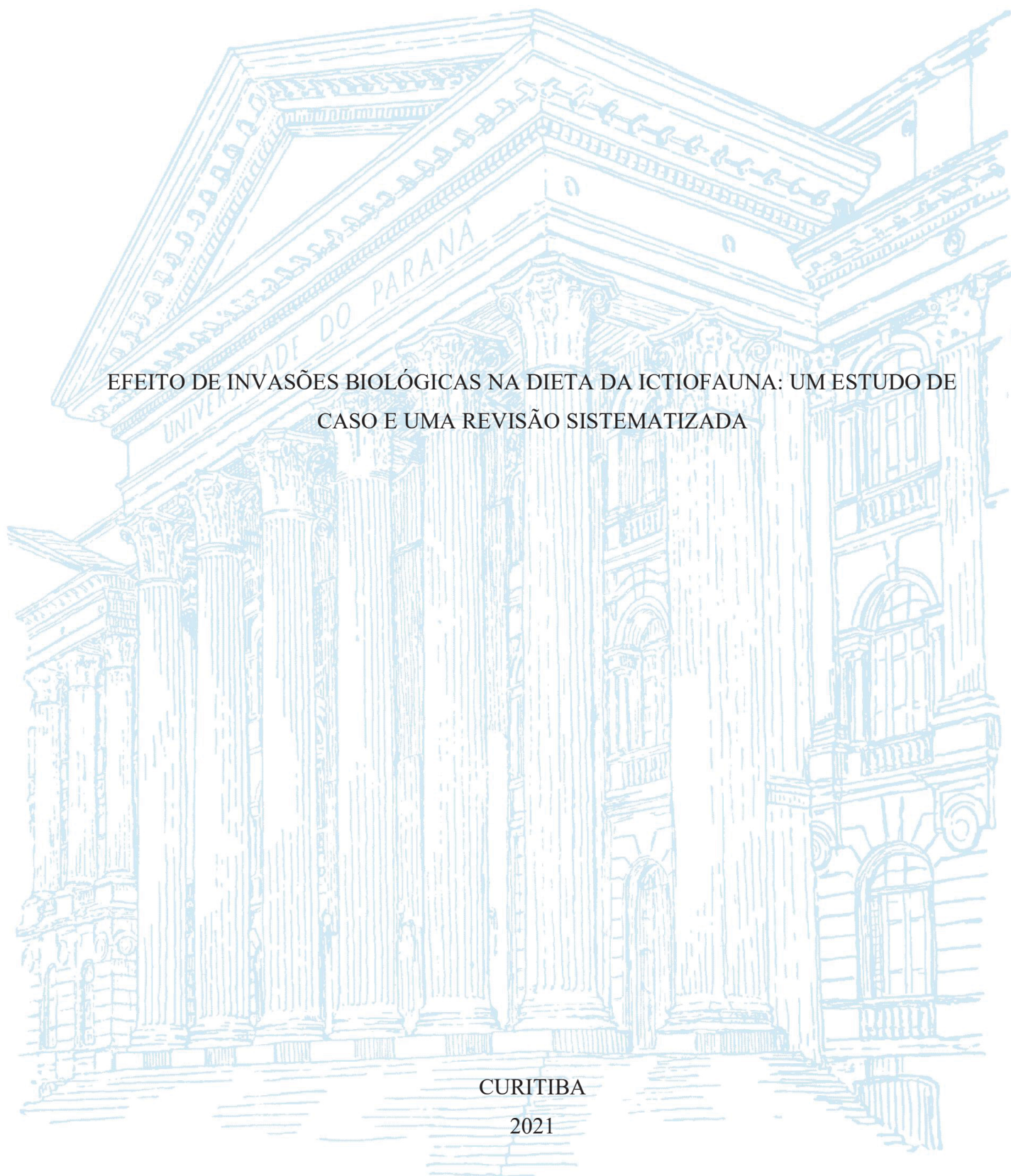
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

GABRIELA ALVES VALENTIM

EFEITO DE INVASÕES BIOLÓGICAS NA DIETA DA ICTIOFAUNA: UM ESTUDO DE
CASO E UMA REVISÃO SISTEMATIZADA

CURITIBA

2021



GABRIELA ALVES VALENTIM

EFEITO DE INVASÕES BIOLÓGICAS NA DIETA DA ICTIOFAUNA: UM ESTUDO DE
CASO E UMA REVISÃO SISTEMATIZADA

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Ecologia e Dissertação, Setor do Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. André Andrian Padial

Coorientador: Prof. Dr. Gustavo Henrique Zaia Alves

CURITIBA

2021

Universidade Federal do Paraná
Sistema de Bibliotecas
(Giana Mara Seniski Silva – CRB/9 1406)

Valentim, Gabriela Alves

Efeito de invasões biológicas na dieta da ictiofauna : um estudo de caso e uma revisão sistematizada. / Gabriela Alves Valentim. – Curitiba, 2021. 97 p.: il.

Orientador: André Andrian Padial.

Coorientador: Gustavo Henrique Zaia Alves.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

1. Bioinvasão. 2. Ecossistemas aquáticos. 3. Nicho (Ecologia). 4. Peixes de água doce. I. Título. II. Padial, André Andrian, 1981-. III. Alves, Gustavo Henrique Zaia. IV. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

CDD (22. ed.) 577.18



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ECOLOGIA E
CONSERVAÇÃO - 40001016048P6

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **GABRIELA ALVES VALENTIM** intitulada: **EFEITO DE INVASÕES BIOLÓGICAS NA DIETA DA ICTIOFAUNA: UM ESTUDO DE CASO E UMA REVISÃO SISTEMATIZADA**, sob orientação do Prof. Dr. ANDRE ANDRIAN PADIAL, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestra está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 14 de Outubro de 2021.

Assinatura Eletrônica

18/10/2021 14:35:21.0

ANDRE ANDRIAN PADIAL

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

19/11/2021 18:21:37.0

JEAN RICARDO SIMÕES VITULE

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

20/10/2021 09:48:57.0

ROSEMARA FUGI

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ)

Dedico este trabalho a minha mãe **Rita** e meu irmão **Gabriel**,
que com muito amor me deram força para realizar esse sonho.

AGRADECIMENTOS

À minha família, especialmente minha mãe e irmão, Rita e Gabriel, que me deram todo o apoio para mudar de cidade e realizar esse sonho, além de todo o carinho, inventivo, paciência e força constantes por todo esse tempo.

Ao meu namorado, Thiago, pela paciência, companhia, incentivo, calma e por ter sido meu lar durante todo o mestrado, principalmente nos momentos mais difíceis.

Aos meus colegas do Laboratório de Análise e Síntese em Biodiversidade (LASB) pela contribuição nas coletas, análise de dieta e por todos os conselhos e ideias, principalmente à Lorraine e Ana Paula que sempre estiveram disponíveis para debater ideias e pela enorme amizade e carinho.

Aos colegas do Laboratório de Interações e Biologia Reprodutiva (LINTER) que dividiram o espaço do laboratório e as ideias que permitiram a realização desse projeto.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia e Conservação (LEC) e à equipe da marina Paraíso que tornaram as coletas de dados em campo possíveis.

Aos meus amigos que ingressaram no programa junto comigo e me trouxeram tanta alegria em todas as aulas e tanta segurança fora delas.

À Camila e Hellen, os grandes presentes que Curitiba me proporcionou, por toda a companhia, incentivo e pelos ouvidos que tanto testemunharam meus medos e dúvidas.

Aos meus amigos Pedro, Carol, Jennifer, Andreia, Renata, Bianca, que mesmo de tão longe foram um enorme porto seguro e me trouxeram calma e alegria sempre que eu precisei.

Ao meu orientador, Dr. André Andrian Padial, por ter me dado a oportunidade de realizar esta pesquisa, pela orientação, pelos ensinamentos e pela paciência, apoio e sensibilidade.

Ao meu coorientador, Dr. Gustavo Henrique Zaia Alves, por me ensinar a realizar as análises de conteúdo estomacal, por todas as ideias debatidas e por toda a paciência.

À banca examinadora, professora Dra. Rosemara Fugi e professor Dr. Jean Ricardo Simões Vitule, por aceitarem o convite e por disponibilizarem seu tempo para contribuir com este trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro e financiamento das campanhas de campo e à CAPES e ao PPG em Ecologia e Conservação da UFPR pela bolsa de mestrado que me deu a oportunidade de fazer o tão sonhado mestrado nesta instituição. Mas acima disso, obrigada a todos os brasileiros que financiam a pesquisa científica no país.

“Os rios que eu encontro
vão seguindo comigo”
(O Rio, de João Cabral de Melo Neto)

RESUMO

O estabelecimento de espécies exóticas invasoras é um dos maiores problemas para a conservação de espécies nativas. Compreender os papéis de exóticos invasores na cadeia alimentar de ecossistemas invadidos é fundamental para a previsão dos possíveis impactos gerados pelos invasores, auxiliando na criação de estratégias de prevenção e mitigação. O objetivo deste trabalho foi analisar como a dieta de peixes nativos é alterada pela presença de espécies exóticas. O capítulo 1 analisa a influência de uma espécie de macrófita invasora sobre a diversidade da dieta do peixe carnívoro *Hoplias malabaricus*, a traíra. A hipótese deste estudo é que a diversidade da dieta deve ser menor nas áreas dominadas pela planta invasora. O estudo foi realizado no Rio Guaraguaçu, um rio subtropical de maré localizado no estado do Paraná, Brasil. A amostragem foi realizada em pontos amostrais dispostos de forma pareada em habitats com e sem a presença da gramínea aquática invasora *Urochloa arrecta*. As dietas de peixes capturados associados à espécie de macrófita invasora e peixes associados às espécies de macrófitas nativas foram comparadas utilizando o volume dos itens alimentares para calcular a diversidade da dieta em cada habitat. A análise indicou que indivíduos de *H. malabaricus* associados à *U. arrecta* apresentam uma menor amplitude de nicho e diversidade de itens alimentares quando comparados aqueles associados a bancos multiespecíficos de macrófitas nativas. Contudo, é necessária a análise de mais espécies de predadores de topo da ictiofauna para indicar se há simplificação de dieta afetando de forma generalizada peixes de diversos níveis tróficos. O capítulo 2 tem como objetivo sintetizar informações de artigos que reportaram alterações na dieta de peixes nativos após eventos de invasão biológica. Após busca de artigos, 199 estudos foram selecionados para nossas análises. As áreas de estudo estavam distribuídas entre 38 países, mas a maioria dos estudos foram realizados nos Estados Unidos. Lagos, rios e reservatórios foram os ecossistemas de água doce mais estudados. Peixes classificados como não ameaçados foram os mais analisados, com o foco dos estudos sendo espécies com importância comercial e esportiva. As presas invasoras mais frequentes foram espécies de peixes exóticos. Foram registrados 15 tipos de alterações na dieta de peixes, sendo mais relatada a inclusão da espécie exótica na dieta do peixe nativo. Usamos características das espécies de predador e presa para explicar a participação de espécies invasoras em dieta de peixes nativos. Dentre essas, a relação de tamanho entre espécie invasora e nativa foi o principal fator relacionado com a participação das espécies exóticas na dieta de peixes nativos.

Palavras-chave: Espécie Invasora. Alteração na Dieta. Água Doce. Predação de Exótico.
Nicho Trófico.

ABSTRACT

The establishment of invasive introduced species is one of the biggest problems for the conservation of native species. Understanding the roles of introduced invaders in the food chain of invaded ecosystems is essential for predicting the possible impacts generated by introduced species, helping to create prevention and mitigation strategies. The aim of this dissertation was to analyze how the diet of native fish is altered by the presence of exotic species. Chapter 1 analyzes the influence of an invasive macrophyte species on the dietary diversity of the carnivorous fish *Hoplias malabaricus*, the trahira. The hypothesis of this study is that dietary diversity should be lower in areas dominated by the invasive plant. The study was carried out on the Rio Guaraguaçu, a subtropical tidal river located in the state of Paraná, Brazil. Sampling was carried out with sampling points arranged in pairs in habitats with and without invasion of the invasive aquatic grass *Urochloa arrecta*. The diets of captured fish associated with the invasive macrophyte species and fish associated with the native macrophyte species were compared using the volume of food items to calculate the dietary diversity in each habitat. The analysis indicated that individuals of *H. malabaricus* associated with *U. arrecta* have a smaller niche breadth and diversity of food items when compared to those associated with multispecific banks of native macrophytes. However, it is necessary to analyze more species of top predators of the ichthyofauna to indicate whether there is a simplification of diet affecting in a generalized way fish of different trophic levels. Chapter 2 aims to synthesize information from articles that reported changes in the diet of native fish after biological invasion events. After searching for articles, 199 studies were selected for our analyses. The study areas were distributed among 38 countries, but most studies were carried out in the United States. Lakes, rivers and reservoirs were the most studied freshwater ecosystems. Fish classified as non-threatened were the most analyzed, with the focus of the studies being species with commercial and sporting importance. The most frequent invasive prey were exotic fish species. Fifteen types of changes in the diet of fish were recorded, with the most reported inclusion of the exotic species in the diet of native fish. We use characteristics of predator and prey species to explain the participation of invasive species in native fish. Among these, the size ratio between invasive and native species was the main factor related to the participation of exotic species in the diet of native fish.

Keywords: Invasive Species. Change in Diet. Freshwater. Exotic Predation. Trophic niche.

SUMÁRIO

| | |
|-----------------------------|-----------|
| APRESENTAÇÃO | 11 |
| CAPÍTULO 1 | 13 |
| RESUMO | 14 |
| PALAVRAS-CHAVE | 15 |
| 1. INTRODUÇÃO | 16 |
| 2. METODOLOGIA | 18 |
| 3. RESULTADOS..... | 21 |
| 4. DISCUSSÃO | 23 |
| REFERÊNCIAS | 24 |
| CAPÍTULO 2 | 37 |
| RESUMO | 38 |
| PALAVRAS-CHAVE | 39 |
| 1. INTRODUÇÃO | 39 |
| 2. MATERIAIS E MÉTODOS..... | 42 |
| 3. RESULTADOS..... | 47 |
| 4. DISCUSSÃO | 57 |
| REFERÊNCIAS | 66 |

APRESENTAÇÃO

A presente dissertação é apresentada sob a forma de capítulos, cada qual contendo um manuscrito científico. Os dados utilizados para a elaboração do primeiro capítulo foram coletados durante os anos de 2018 e 2019 pelas equipes do Laboratório de Análise e Síntese em Biodiversidade (LASB) e do Laboratório de Ecologia e Conservação (LEC), da Universidade Federal do Paraná como parte do projeto “Avaliação de hipóteses sobre invasões biológicas utilizando experimentos e revisões”, financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), dentro do grande projeto guarda-chuva intitulado ‘Projeto Guaraguaçu’ (veja <https://lasbufprbio.wixsite.com/home/projeto-guaraguacu>). A pesquisa de campo que deu origem ao primeiro capítulo originalmente buscava analisar a influência da espécie de macrófita invasora dominante *Urochloa arrecta* (Hack. ex T. Durand & Schinz) Morrone & Zuloaga sobre a diversidade de itens alimentares na dieta da assembleia de peixes do Rio Guaraguaçu, localizado no litoral do estado do Paraná. A ideia inicial era realizar análises de diversidade alfa e beta para avaliar o efeito da espécie de gramínea invasora na dieta da ictiofauna do rio. Contudo, devido à pandemia de COVID-19 as coletas de campo e análises estomacais precisaram ser interrompidas e o estudo não pode ser finalizado. Apesar disso, os dados de dieta da espécie *Hoplias malabaricus* – a qual foi encontrada em abundância no ambiente e teve o conteúdo estomacal analisado – foram utilizados para elaboração de uma nota científica, constituindo o capítulo I desta dissertação. Os dados parciais do projeto inicial foram incluídos nesta dissertação de mestrado, complementados por uma revisão sistematizada que constitui o capítulo II deste trabalho.

O primeiro capítulo, intitulado “Simplificação da dieta de *Hoplias malabaricus* Bloch, 1794 em resposta à invasão de uma planta aquática em um rio subtropical de maré”, contém um manuscrito científico em formato de *short communication*, formatado segundo as diretrizes de submissão da revista científica “Aquatic Ecology”. O objetivo deste estudo foi analisar a influência da espécie de gramínea invasora *U. arrecta* sobre a diversidade da dieta de um peixe carnívoro, *H. malabaricus*. Este estudo indicou que *H. malabaricus* associados à macrófita invasora dominante *U. arrecta* apresentam uma menor diversidade na dieta, quando comparados aqueles associados a macrófitas nativas. Contudo, a seletividade de locais de forrageamento de *H. malabaricus*, que tem preferência por habitats mais complexos, pode explicar essas alterações na diversidade de sua dieta, sendo necessária a análise de mais

espécies de predadores de topo da ictiofauna para indicar se há simplificação de dieta afetando de forma generalizada peixes de diversos níveis tróficos.

O segundo capítulo, intitulado “Uma revisão sobre os efeitos de invasões biológicas na dieta da ictiofauna nativa”, contém um manuscrito que será submetido para apreciação na revista científica “Reviews in Fish Biology and Fisheries”. O objetivo deste estudo foi descrever como a dieta de peixes é alterada após eventos de invasão biológica. Para isso fizemos uma busca sobre estudos que reportaram alterações na dieta de peixes nativos devido a invasões biológicas. Ao discutir alterações na dieta de peixes após processos de invasão, identificamos pontos onde os esforços de pesquisa podem ser melhorados, as alterações dietéticas mais comuns e os fatores que podem ser pontos importantes na participação de espécies exóticas na dieta de peixes nativos.

CAPÍTULO 1

SIMPLIFICAÇÃO DA DIETA DE *Hoplias malabaricus* Bloch, 1794 EM RESPOSTA À INVASÃO DE UMA GRAMÍNEA AQUÁTICA EM UM RIO SUBTROPICAL DE MARÉ

* Formatado de acordo com as diretrizes de submissão da revista científica Aquatic Ecology.

**SIMPLIFICAÇÃO DA DIETA DE *HOPLIAS MALABARICUS* BLOCH, 1794 EM
RESPOSTA A INVASÃO DE UMA GRAMÍNEA AQUÁTICA EM UM RIO SUBTROPICAL
DE MARÉ**

Gabriela A. Valentim^{1,2*}, Gustavo H. Z. Alves³, André A. Padial^{1,2}

1 – Laboratório de Análise e Síntese em Biodiversidade, Departamento de Botânica, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Cx. 19031, 81531-980, Curitiba-PR, Brasil

2 – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Cx. 19031, 81531-980, Curitiba-PR, Brasil

3 – Departamento de Biologia Geral, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Campus Uvaranas, Ponta Grossa-PR, Brasil

* Correspondente: valentim.gabriela@gmail.com

RESUMO

Uma das maiores ameaças a conservação de espécies nativas é o estabelecimento de espécies exóticas invasoras, que frequentemente ocasiona a perda de diversidade taxonômica, genética e funcional nos ecossistemas por meio do processo de homogeneização biótica. Em ambientes aquáticos, a invasão por macrófitas exóticas pode resultar na homogeneização do hábitat local, diminuindo a complexidade estrutural do ecossistema e influenciando diretamente a dinâmica das comunidades aquáticas. O objetivo deste estudo foi analisar a influência da espécie de gramínea invasora *Urochloa arrecta* sobre a dieta de um peixe carnívoro, a traíra *Hoplias malabaricus*. A hipótese deste trabalho é que a amplitude da dieta e a diversidade de itens alimentares deve ser menor nas áreas dominadas pela *U. arrecta*. O estudo foi realizado no Rio Guaraguaçu, um rio subtropical de maré localizado no estado do Paraná, Brasil. A amostragem foi realizada com pontos amostrais dispostos de forma pareada em habitats com e sem presença de *U. arrecta*. As dietas de traíras encontradas associadas à invasora *U. arrecta* e traíras associadas as macrófitas nativas tiveram sua diversidade analisada e comparada através da mensuração da amplitude de nicho e da diversidade de

itens alimentares em cada habitat. A dieta da espécie *H. malabaricus* foi composta principalmente peixes, incluindo *Hoplias malabaricus*, mostrando o canibalismo desta espécie. As presas que apresentaram maior volume na dieta da traíra foram as espécies de peixes *Crenicichla tinguí*, *H. malabaricus*, *Rhamdia quellen* e *Deuterodon langei*. A análise indicou que de *H. malabaricus* associados à *U. arrecta* apresentam uma menor amplitude de nicho e diversidade de itens alimentares quando comparados aqueles associados a macrófitas nativas. A seletividade de locais de forrageamento de *H. malabaricus* pode explicar essas alterações na diversidade de sua dieta, mas é necessária a análise de mais espécies de predadores de topo da ictiofauna para indicar se há simplificação de dieta afetando de forma generalizada peixes de diversos níveis tróficos.

PALAVRAS-CHAVE

Traíra, amplitude de nicho, diversidade de dieta, antropoceno, macrófita invasora, Rio Guaraguaçu

1. INTRODUÇÃO

A invasão biológica é uma das principais causas da perda da biodiversidade (Blackburn et al 2011, Lenzner et al 2019), trazendo diversos riscos à conservação das espécies nativas e gerando prejuízos ecológicos, econômicos e sociais (Lambertini et al 2011, Ricciardi et al 2017). As espécies invasoras são capazes de modificar a estrutura das comunidades nativas (Mack et al 2000), o que pode levar a exclusão de espécies (Bøhn et al 2008, Willette e Ambrose 2012, Catford et al 2018). Além disso, a introdução e o estabelecimento de espécies exóticas causam alterações nas interações ecológicas, na composição e estrutura das comunidades e nos processos ecossistêmicos (Van Der Velde et al 2006, Ehrenfeld 2010, Simberloff et al 2013, Braga et al 2020).

Uma das frequentes consequências da invasão biológica é o fenômeno da homogeneização biótica (Mckinney e Lockwood 1999, Rahel 2007), descrito como o aumento da similaridade e diminuição da diversidade entre ambientes ao longo do tempo (Olden 2006). Esse fenômeno é cada vez mais reportado para os diferentes grupos, escalas e facetas da biodiversidade (Olden et al 2018, Padial et al 2020). Devido à homogeneização biótica, a complexidade e disponibilidade de recursos pode apresentar significativa variação entre habitats nativos e invadidos, o que resulta em diferenças nos padrões de uso de recursos pelas espécies (Lohrer et al 2000).

Em ecossistemas aquáticos, as macrófitas são importantes componentes da estrutura e função das comunidades pois aumentam a complexidade do habitat e, como consequência, fornecem mais nichos a serem ocupados por uma diversidade maior de organismos (Chambers et al 2007). Thomaz e Cunha (2010) demonstraram que bancos de macrófitas são colonizados por uma alta diversidade de peixes e outros estudos ressaltam que habitats estruturados por macrófitas também fornecem recursos alimentares para muitas espécies de peixes (Carniatto et al 2013, Prado et al 2016, Yu et al 2016, Wolters et al 2018). Dessa forma, as alterações no hábitat causadas por espécies invasoras de macrófitas podem afetar as relações tróficas da ictiofauna (Carniatto et al 2014).

De forma relacionada, assembleias de peixes podem ser fortemente afetadas por macrófitas invasoras (Carniatto et al 2013), com impactos no nível trófico, no comprimento da cadeia alimentar e na composição da dieta daqueles que colonizam essas macrófitas (Woodward e Hildrew 2001, Kelly e Hawes 2005, Kovalenko e Dibble 2011, Carniatto et al 2014, Capps e Flecker 2015, Carniatto et al

2020). Peixes de posições tróficas mais elevadas podem ter, por exemplo, seu nicho isotópico alterado (Kovalenko e Dibble 2011), o que indica possíveis alterações na composição na dieta, contudo, são poucos os registros destas alterações na dieta de destes peixes, como piscívoros.

Uma população persistente e crescente da gramínea aquática nativa do continente africano *Urochloa arrecta* (Hack. ex T. Durand & Schinz) Morrone & Zuloaga foi registrada no rio Guaraguaçu, localizado no litoral do estado do Paraná, Brasil, por volta do início dos anos 2000 (Vitule et al 2006). Esta espécie foi descrita como a macrófita mais abundante e mais adensada no rio Guaraguaçu (Araújo et al 2021) e é reconhecida como causadora de diversas alterações na dinâmica de ecossistemas aquáticos tropicais (Carniatto et al 2013, Fernandes et al 2013, Michelan et al 2013, Carniatto et al 2020). A *U. arrecta* é uma espécie de gramínea com um grande potencial invasor, atingindo uma biomassa elevada nos ecossistemas aquáticos na qual é uma espécie invasora (Fernandes et al 2013, Amorim et al 2015). Alterações na composição da ictiofauna em decorrência da presença dessa espécie de planta invasora foram observadas no rio Guaraguaçu (Occhi 2020). Neste rio uma das espécies mais abundantes de peixes e de nível trófico mais elevado é a espécie carnívora *Hoplias malabaricus* Bloch, 1794 (Gazola-Silva 2008, Occhi 2020). Essa espécie, popularmente conhecida como traíra, um peixe carnívoro e predador de emboscada (Bennemann e Shibatta 2002), o qual tem preferência pelo uso de locais de forrageamento de alta complexidade estrutural (Luz-Agostinho et al 2008), como, por exemplo, bancos de macrófitas. A traíra é encontrada em quase toda a extensão do rio Guaraguaçu, constituindo-se em uma excelente ferramenta para avaliar alterações em sua dieta em locais dominados pela *U. arrecta*.

Analisar o impacto da invasão de macrófitas exóticas dominantes na diversidade da dieta de peixes de alto nível trófico pode contribuir com o entendimento das consequências de invasões biológicas na ecologia trófica de ecossistemas aquáticos. Dessa forma, este trabalho tem como objetivo analisar alterações na dieta do peixe predador *H. malabaricus* em decorrência da invasão da gramínea *U. arrecta* no rio Guaraguaçu, um rio subtropical de maré. Nossa hipótese é que a amplitude do nicho alimentar e a diversidade de itens alimentares de *H. malabaricus* é menor nas áreas dominadas pela *U. arrecta* quando comparadas as áreas controle, bancos heteroespecíficos dominados por macrófitas nativas.

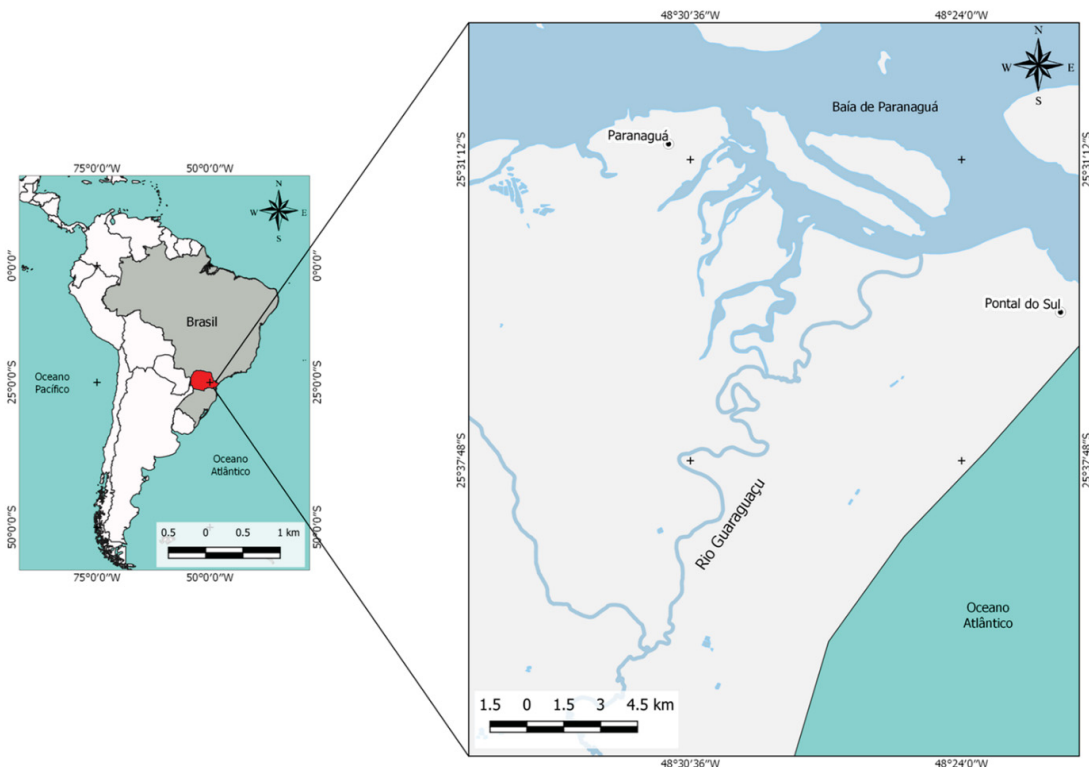
2. METODOLOGIA

ÁREA DE COLETA

O estudo foi realizado no Rio Guaraguaçu, localizado no estado do Paraná, Brasil (Fig. 1). O rio possui cerca de 60km de extensão e sua bacia hidrográfica é englobada pela sub-bacia hidrográfica da Baía de Paranaguá, sendo formado pela confluência de vários rios (Reis et al 2015) que nascem da Serra da Prata, no Parque Nacional de Saint-Hilaire Lange, desaguando na baía de Paranaguá (Gazola-Silva 2008).

O rio Guaraguaçu é o maior rio da Bacia Costeira do estado do Paraná, importante para grande parte da população do litoral do Paraná, provendo o abastecimento de água do município de Pontal do Paraná. Além disso, é utilizado para prática de pesca de subsistência e esportiva e para passeios turísticos com pequenas embarcações, o que atrai renda para a população que reside em seu entorno. Sua área é constituída pelos ecossistemas de florestas de terras baixas, florestas de restingas, manguezais e cachetais (Araújo et al 2021).

Fig. 1 Localização da área de estudo, o rio Guaraguaçu (S 25°37'28.8'' O 48°29'36.9''), Paraná, Brasil.



AMOSTRAGEM

A amostragem da ictiofauna foi realizada no segundo semestre de 2018 e durante o ano de 2019, ao final do verão e inverno (abril e setembro), totalizando três eventos de coleta de dados. Quatro pontos amostrais foram distribuídos aleatoriamente por toda a extensão navegável de 30 km do rio Guaraguaçu, seguindo um protocolo de monitoramento padronizado adaptado do protocolo Rapeld (Magnusson et al 2005). A descrição completa da adaptação e das amostragens da ictiofauna do rio Guaraguaçu está disponível em Occhi (2020). Os equipamentos utilizados foram redes de espera de 20 metros (2,4,6 e 8 mm) e redes armadilhas (malha 22x22x50 e 3 mm) dispostas de forma pareada ao longo do gradiente longitudinal do rio, com uma rede armada em um banco da gramínea invasora *U. arrecta* e outra armada em um banco de macrófitas nativas, geralmente multiespecífico, ou na vegetação nativa mais próxima (e.g. vegetação ripária). Estas redes ficaram expostas por cerca de 12 horas, em período diurno, sendo revistas após o final desse período. Os bancos multiespecíficos de macrófitas nativas no rio Guaraguaçu incluem espécies como, por exemplo, *Nymphaea caerulea* Savigny, *Utricularia gibba* L., *Lemna valdiviana* Phil, *Pistia stratiotes* L., *Egeria densa* Planch, *Mayaca fluviatilis* Aubl., *Pontederia (Eichhornia) crassipes* (Mart.) Solms-Laub. e *Crinum americanum* L.

Devido à rápida digestão dos itens alimentares, a análise do conteúdo estomacal de peixes pode ser considerada um *proxy* da disponibilidade de itens alimentares no local de captura. Portanto, mesmo que a mobilidade de peixes permita que seu local de alimentação possa ser diferente de seu local de captura, assumimos que a probabilidade da dieta refletir a disponibilidade de itens no habitat em que foi capturado é alta, e que é provável que os estômagos de peixes que se alimentaram em outros locais estejam vazios.

Após a captura, foram obtidos os valores comprimento padrão (cm), comprimento total (cm) e peso (g) dos peixes, os quais foram eviscerados e tiveram seus estômagos fixados e conservados em formalina 5%, sendo transferidos para álcool 70% para realização da análise do conteúdo estomacal. A captura dos peixes foi autorizada pela licença permanente para coleta de material biológico SISBIO n 24779-1.

ANÁLISE DA DIETA

Todos os estômagos foram inspecionados e os conteúdos estomacais encontrados foram identificados e quantificados com o uso de lupa e microscópio. A identificação dos itens alimentares foi realizada até os menores níveis taxonômicos possíveis com a ajuda de especialistas. Dados da dieta de cada indivíduo foram obtidos através do volume relativo do conteúdo estomacal (Hyslop 1980). O volume de cada item foi obtido pelo deslocamento da coluna d'água, utilizando-se uma bateria de provetas graduadas (Hellawell e Abel 1971).

ANÁLISE DE DADOS

Com o objetivo de comparar as dietas de traíras encontradas associadas a espécie invasora *U. arrecta* e aquelas associadas as espécies de macrófitas nativas, foram analisados os volumes e a frequência de ocorrência de cada item alimentar encontrado na dieta da traíra. Os dados de volume dos itens alimentares foram utilizados para calcular a amplitude de nicho utilizando o índice de Levins (B) (Hurlbert 1978), descrito por $B = \frac{1}{\sum p_i^2}$, e a diversidade de itens alimentares, utilizando o índice de diversidade de Shannon (H') (Pielou 1966), descrito por $H' = -\sum p_i \times \ln p_i$. Em ambas as equações p_i é dado pela proporção do volume total do recurso alimentar i . Para controlar a interferência da diferença no número de traíras encontradas em cada habitat, foram selecionados aleatoriamente 5000 subconjuntos de n traíras do total de indivíduos encontrados em macrófitas nativas. O número de traíras contidas no subconjunto (n) foi determinado a partir do número de traíras coletadas nos bancos da gramínea invasora. Dessa forma, nosso objetivo era que os índices fossem calculados utilizando o mesmo número de amostras nos dois habitats. Por fim, realizamos testes T de uma amostra – um para encontrar a média real da diversidade de itens alimentares e outro para encontrar a média real da amplitude de nicho de traíras que se alimentaram em macrófitas nativas – e verificar se estas médias diferiam dos valores calculados para as traíras associadas à gramínea invasora. O valor de 5000 subconjuntos foi definido pois a partir deste número de aleatorizações os valores de amplitude de nicho e diversidade de itens alimentares apresentava pouca variação. As análises foram conduzidas usando a biblioteca “spaa” (Zhang e Ma 2014) no software R versão 4.1.0 (R Core Team 2021), com significância avaliada em $\alpha = 0,05$.

3. RESULTADOS

Em toda a extensão do rio Guaraguaçu foram coletados 57 indivíduos da espécie *Hoplias malabaricus*. A espécie apresentou uma alta taxa de estômagos sem conteúdo estomacal ($n = 30$, 52,63%). Dentre os indivíduos com conteúdo estomacal analisado ($n = 27$), 74,0% estavam associados a espécies nativas e 25,93% foram encontrados em associação com a macrófita invasora *Urochloa arrecta*. O comprimento total (T_L) dos indivíduos variou de 20,5 a 51,5 cm, com média de 36,1 cm ($\pm 7,9$).

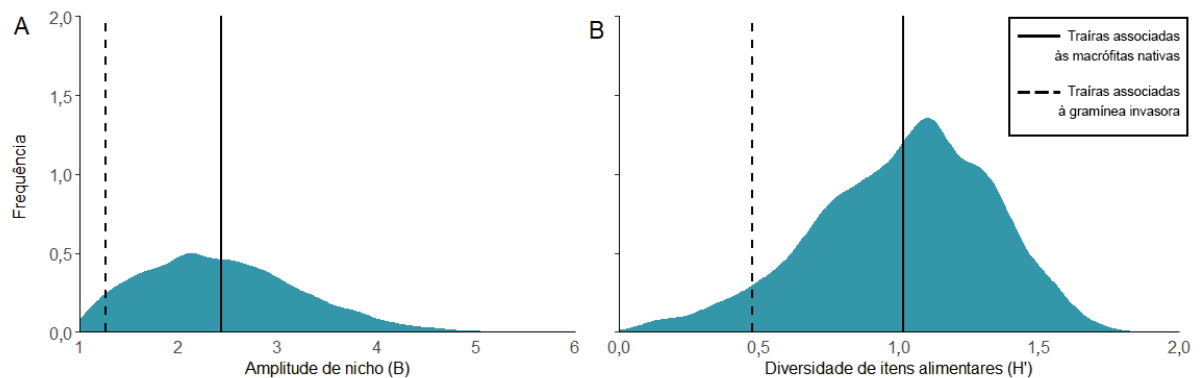
A dieta da espécie *H. malabaricus* incluiu principalmente peixes, incluindo relação de canibalismo. O item alimentar que apresentou maior volume dentre o conteúdo dos estômagos analisados foi a espécie *Crenicichla tingu*i Kullander & Lucena, 2006 (37,9%), seguida das espécies *H. malabaricus* (13,7%), *Rhamdia quellen* Quoy & Gaimard, 1824 (13,1%) e *Deuterodon langei* Travassos, 1957 (12,0%) (Tabela 1). Quando consideramos a frequência de ocorrência, a presa identificada mais frequente foi *D. langei* (22,2%) seguida por *H. malabaricus* (14,8%) e *C. tingu*i (11,1%) (Tabela 1). Apenas dois indivíduos de *H. malabaricus* continham mais de um item em seu estômago.

A amplitude de nicho e diversidade de itens alimentares da espécie no habitat de macrófitas nativas e no habitat invadido foi calculado a partir de 5000 subconjuntos contendo diferentes combinações de sete indivíduos de *H. malabaricus*. O valor de sete indivíduos foi definido devido à coleta de apenas sete traíras nos bancos da gramínea invasora. Quanto a amplitude de nicho da espécie (Fig 2A), a análise indicou que os indivíduos associados às macrófitas nativas apresentaram um valor médio real de amplitude de nicho significativamente maior do que aqueles associados à *U. arrecta* (2,43 e 1,26, respectivamente) (teste t: $t_{4999} = 105,34$, $p < 0,001$). A diversidade de itens alimentares (Fig 2B) também foi significativamente maior para indivíduos associados a espécies de macrófitas nativas (1,01) quando comparados aqueles associados à *U. arrecta* (0,48) (teste t: $t_{4999} = 120,63$, $p < 0,001$).

Tabela 01. Detalhamento do volume (mL) e frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares encontrados na dieta da traíra *Hoplias malabaricus* coletados em bancos de espécies nativas e bancos da gramínea invasora *Urochloa arrecta*, no Rio Guaraguaçu, PR. O volume percentual e frequência de ocorrência são calculados para o total de indivíduos em habitats de macrófitas nativas (n = 20) e em habitats invadidos (n = 7). Destacados em negrito os maiores valores de volume relativo e frequência de ocorrência dos itens alimentares encontrados.

| Item alimentar | Volume (mL) | | Frequência de ocorrência (%) | |
|-----------------------------------|--------------------|-------------------|------------------------------|-------------------|
| | Macrófitas nativas | <i>U. arrecta</i> | Macrófitas nativas | <i>U. arrecta</i> |
| Peixes | | | | |
| <i>Callichthys callichthys</i> | 2,40 | - | 5,00 | - |
| <i>Characidium lanei</i> | 0,13 | - | 5,00 | - |
| <i>Crenicichla tinguí</i> | 42,98 | - | 15,00 | - |
| <i>Deuterodon langei</i> | 13,23 | 2,99 | 25,00 | 14,29 |
| <i>Hoplias malabaricus</i> | 14,96 | 4,68 | 15,00 | 14,29 |
| <i>Hyphessobrycon boulengeri</i> | 2,78 | - | 5,00 | - |
| <i>Hyphessobrycon griemi</i> | 0,25 | - | 5,00 | - |
| <i>Oligosarcus hepsetus</i> | 6,82 | - | 5,00 | - |
| <i>Rhamdia quellen</i> | 14,90 | - | 5,00 | - |
| Peixe não identificado | 0,90 | 88,59 | 20,00 | 57,14 |
| Crustáceos | | | | |
| <i>Macrobrachium spp.</i> | 0,67 | 3,74 | 5,00 | 28,57 |
| TOTAL | 792,2 mL | 106,9 mL | | |
| Tamanho médio dos indivíduos (cm) | 36.4 (±8,1) | 35.2 (±7.8) | | |

Fig. 2 Comparação dos valores de (a) amplitude de nicho e (b) diversidade de itens alimentares da traíra *Hoplias malabaricus* coletadas em habitats de macrófitas nativas e invadido pela gramínea exótica *Urochloa arrecta* no rio Guaraguaçu, Paraná, Brasil. A linha contínua corresponde ao valor médio real encontrado a partir de 5000 subconjuntos de sete indivíduos do total associados às macrófitas nativas ($n = 20$). A linha tracejada corresponde aos índices calculados para as traíras associadas às macrófitas invasoras ($n = 7$). A ‘frequência’ do eixo corresponde à frequência na qual cada valor do índice foi calculado no subconjunto de traíras coletadas em bancos de macrófitas nativas.



4. DISCUSSÃO

Nossos resultados corroboram com a hipótese deste trabalho, indicando que a espécie invasora pode diminuir a diversidade da dieta de *H. malabaricus* em habitats invadidos pela gramínea invasora *U. arrecta*. Quando há invasão de espécies exóticas que possuem função de produtor primário, as alterações esperadas na dieta de predadores de topo e peixes de níveis tróficos mais elevados estão mais relacionadas aos efeitos na teia trófica, com alterações no nível trófico destes predadores e na origem da energia (Kovalenko e Dibble 2011, Schultz e Dibble 2012). Dessa forma, estudos com análise de isótopos estáveis são mais empregados para relatar as alterações nesses peixes nativos. Contudo, alterações na composição da dieta podem ser observadas, sobretudo quando o produtor primário altera a estrutura do habitat e é considerado um engenheiro ecossistêmico (Sato et al 2021).

Hoplias malabaricus é um peixe carnívoro e predador de emboscada (Bennemann e Shibatta 2002). Ele pode selecionar locais de forrageamento, principalmente os de alta complexidade estrutural, onde uma maior abundância de presas de pequeno porte pode ser encontrada (Luz-Agostinho et al 2008). *Urochloa arrecta* pode substituir espécies de macrófitas nativas no ambiente (Stiers et al 2011,

Carniatto et al 2013) e causar homogeneização do habitat, influenciando na eficiência do predador (Harrel e Dibble 2001, Agostinho et al 2007), o que pode gerar impactos na diversidade de sua dieta. Dessa forma, é esperado que a planta invasora afete a dieta de peixes com comportamento predatório como o da espécie *H. malabaricus*. Esta seletividade de locais de forrageamento também pode explicar porque foram encontrados muito mais indivíduos associados as macrófitas nativas do que à invasora.

Encontramos um maior volume do item ‘peixes’ na dieta de *H. malabaricus* no rio Guaraguaçu em ambos os habitats invadido e não invadido, o que é condizente com o hábito carnívoro da espécie (Almeida et al 1997, Montenegro 2013). Também foi observada uma elevada porcentagem de estômagos vazios, o que é esperado para a espécie e já foi observado em outros estudos (Arrington et al 2002, Luz-Agostinho et al 2008). Arrington et al (2002) discutiram que a alta frequência de estômago vazio entre piscívoros pode ocorrer devido a ingestão de um número reduzido de itens de alta qualidade energética, o que permite que os indivíduos sobrevivam a longos períodos de tempo sem forragear, aumentando a possibilidade de encontrar estômagos vazios. Por outro lado, isso também aponta que os estômagos cheios indicam que os itens que encontrados foram provavelmente consumidos no local ou na proximidade do local de coleta. Ademais, descreveram que espécies de peixes que apresentavam hábitos noturnos e cuidado parental, como ocorre em *H. malabaricus*, são coletados com estômagos vazios mais frequentemente (Arrington et al 2002).

Em conclusão, os resultados encontrados para essa espécie demonstram que a dieta de peixes associados a bancos da gramínea invasora apresenta menor amplitude de nicho e diversidade de itens alimentares quando comparada aqueles associados às macrófitas nativas. De fato, o comportamento de forrageamento da espécie *H. malabaricus* pode contribuir para que a invasão por macrófitas exóticas gere alterações na composição e diversidade de sua dieta. Apesar desse estudo indicar que a espécie invasora pode provocar alterações na dieta de um peixe abundante, a análise de mais espécies de predadores de topo da ictiofauna para indicar se há simplificação de dieta afetando de forma generalizada peixes de diversos níveis tróficos

REFERÊNCIAS

- Agostinho AA, Thomaz SM, Gomes LC, Baltar SLSMA (2007) Influence of the macrophyte *Eichhornia azurea* on fish assemblage of the Upper Paraná River floodplain (Brazil). *Aquat Ecol* 41:611–619. <https://doi.org/10.1007/s10452-007-9122-2>
- Almeida VLL, Hahn NS, Vazzoler AEAM (1997) Feeding patterns in five predatory fishes of the high Paraná River floodplain (PR, Brazil). *Ecol Freshw Fish* 6:123-133. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.1997.tb00154.x>
- Amorim SR, Umetsu CA, Camargo AFM (2015) Effects of a non-native species of Poaceae on aquatic macrophyte community composition: a comparison with a native species. *J Aquat Plant Manag* 53:191-196.
- Araújo ES, Vitule JRS, Padial AA (2021) A checklist of aquatic macrophytes of the Guaraguaçu river basin reveals a target for conservation in the Atlantic rainforest. *Acta Sci Biol Sci* 43:e50542. <https://doi.org/10.4025/actascibiols.v43i1.50542>
- Arrington DA, Winemiller KO, Loftus WF, Akin S (2002) How often do fishes “run on empty”? *Ecology* 83:2145-2151. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2145:HODFRO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2145:HODFRO]2.0.CO;2)
- Bennemann ST, Shibatta AO (2002) Dinâmica de uma assembleia de peixes do rio Tibagi. In: Medri ME, Bianchini E, Shibatta OA, Pimenta JA (ed) *A bacia do rio Tibagi*. Eduel, Londrina
- Blackburn TM et al (2011) A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol Evol* 26:333-339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>
- Bøhn T, Amundsen PA, Sparrow A (2008) Competitive exclusion after invasion? *Biol Invasions* 10:359-368. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9135-8>
- Braga RR, Ribeiro VM, Padial AA, Thomaz SM, Affonso IP, Wojciechowski J, Ribas LGS, Cunha ER, Tiburcio VG, Vitule JRS (2020) Invasional meltdown: an experimental test and a framework to distinguish synergistic, additive, and antagonistic effects. *Hydrobiologia* 847:1603-1618. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04107-x>

Capps KA, Flecker AS (2015) High impact of low-trophic-position invaders: Nonnative grazers alter the quality and quantity of basal food resources. *Freshw Sci* 34:784-796.

<https://doi.org/10.1086/681527>

Carniatto N, Thomaz SM, Cunha ER, Fugi R, Ota RR (2013) Effects of an invasive alien Poaceae on aquatic macrophytes and fish communities in a Neotropical reservoir. *Biotropica* 45:747-754. <https://doi.org/10.1111/btp.12062>

Carniatto N, Fugi R, Thomaz SM, Cunha ER (2014) The invasive submerged macrophyte *Hydrilla verticillata* as a foraging habitat for small-sized fish. *Nat Conserv* 12:30-35. <https://doi.org/10.4322/natcon.2014.006>

Carniatto N, Cunha ER, Thomaz SM, Quirino BA, Fugi R (2020) Feeding of fish inhabiting native and non-native macrophyte stands in a Neotropical reservoir. *Hydrobiologia* 847:1553–1563. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04212-2>

Catford JA, Bode M, Tilman D (2018) Introduced species that overcome life history trade-offs can cause native extinctions. *Nat Commun* 9:2131. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04491-3>

Chambers PA, Lacoul P, Murphy KJ, Thomaz SM (2007) Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. In: Balian EV, Lévêque C, Segers H, Martens K (Ed) *Freshwater Animal Diversity Assessment*. Springer, Dordrecht, pp 9-26

Ehrenfeld JG (2010) Ecosystem consequences of biological invasions. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 41:59-80. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144650>

Fernandes LFG, Teixeira MC, Thomaz SM (2013) Diversity and biomass of native macrophytes are negatively related to dominance of an invasive Poaceae in Brazilian sub-tropical streams. *Acta Limnol Bras* 25:202-209. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2013000200011>

Gazola-Silva FF (2008) Composição e distribuição da ictiofauna do Rio Guaraguaçu (Paranaguá, Paraná-BR) e biologia alimentar de três espécies. Dissertação, Universidade Federal do Paraná

Harrel SL, Dibble ED (2001) Factors affecting patterns of juvenile bluegill (*Lepomis macrochirus*) in vegetated habitats of a Wisconsin Lake. *J Freshw Ecol* 16:557-580. <https://doi.org/10.1080/02705060.2001.9663850>

Hellawell JM, Abel R (1971) A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. *J Fish Biol* 3:29-37. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1971.tb05903.x>

Hurlbert SH (1978) The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology* 59:67-77. <https://doi.org/10.2307/1936632>

Hyslop EJ (1980) Stomach contents analysis, a review of methods and their application. *J Fish Biol* 17:411-429. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02775.x>

Kelly DJ, Hawes I (2005) Effects of invasive macrophytes on littoral-zone productivity and food web dynamics in a New Zealand high-country lake. *J North Am Benthol Soc* 24:300-320. <https://doi.org/10.1899/03-097.1>

Kovalenko KE, Dibble ED (2011) Effects of invasive macrophyte on trophic diversity and position of secondary consumers. *Hydrobiologia* 663:167–173. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0570-7>

Lambertini M, Leape J, Marton-Lefèvre J, Mittermeier RA, Rose M, Robinson JG, Stuart SN, Waldman B, Genovesi P (2011) Invasives: a major conservation threat. *Science* 333:404-405. <https://doi.org/10.1126/science.333.6041.404-b>

Lenzner B et al (2019) A Framework for Global Twenty-First Century Scenarios and Models of Biological Invasions. *BioScience* biz070. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz070>

Lohrer AM, Whitlatch RB, Wada K, Fukui Y (2000) Home and away: comparisons of resource utilization by a marine species in native and invaded habitats. *Biol Invasions* 2:41-57. <https://doi.org/10.1023/A:1010069327402>

Luz-Agostinho KDG, Agostinho AA, Gomes LC, Júlio HF (2008) Influence of flood pulses on diet composition and trophic relationships among piscivorous fish in the upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia* 607:187-198. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9390-4>

Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA (2000) Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol Appl* 10:689-710. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0689:BICEGC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0689:BICEGC]2.0.CO;2)

Magnusson WE, Lima AP, Luizão R, Luizão F, Costa FR, Castilho CVD, Kinupp VF (2005) RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. *Biota neotrop* 5:19-24. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032005000300002>

Mckinney ML, Lockwood JL (1999) Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol Evol* 14:450-453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)

Michelan TS, Thomaz, SM, Bini LM (2013) Native macrophyte density and richness affect the invasiveness of a tropical Poaceae species. *PLoS One* 8:e60004. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0060004>

Montenegro AKA, Vieira ACB, Cardoso MML, Souza JERTD, Crispim MC (2013) Piscivory by *Hoplias aff. malabaricus* (Bloch, 1794): a question of prey availability? *Acta Limnol Bras* 25:68-78. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2013000100008>

Occhi TVT (2020) Biological invasions and its effects on biodiversity. Dissertation, Universidade Federal do Paraná

Olden JD (2006) Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. *J Biogeogr* 33:2027-2039. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01572.x>

Olden JD, Comte L, Giam X (2018) The Homogocene: A research prospectus for the study of biotic homogenization. *NeoBiota* 37:23-36. <https://doi.org/10.3897/neobiota.37.22552>

Padial AA, Vitule JRS, Olden JD (2020) Preface: aquatic homogenocene – Understanding the era of biological re-shuffling in aquatic ecosystems. *Hydrobiologia* 847:3705–3709. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04413-9>

Pielou EC (1966) Shannon's formula as a measure of specific diversity: its use and misuse. *Am Nat* 100:463-465. <https://doi.org/10.1086/282439>

Prado AV, Goulart E, Pagotto J (2016) Ecomorphology and use of food resources: inter-and intraspecific relationships of fish fauna associated with macrophyte stands. *Neotrop Ichthyol* 14: e150140. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20150140>

Rahel FJ (2007) Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. *Freshw Biol* 52:696-710. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01708.x>

R Core Team (2021) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

Reis CS, Franca HTS, Motyl T, Cordeiro TS, Rocha JRC (2015) Avaliação da Atividade Antrópica no Rio Guaraguaçu (Pontal do Paraná, Paraná). Eng Sanit Ambient 20:389-394. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000112471>

Ricciardi A et al (2017) Invasion science: a horizon scan of emerging challenges and opportunities. Trends Ecol Evol 32:464-474. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.007>

Sato RY, Costa APL, Padial AA (2021) The invasive tropical tanner grass decreases diversity of the native aquatic macrophyte community at two scales in a subtropical tidal river. Acta Bot Brasilica 35:140-150. <https://doi.org/10.1590/0102-33062020abb0360>

Schultz R, Dibble E (2012) Effects of invasive macrophytes on freshwater fish and macroinvertebrate communities: the role of invasive plant traits. Hydrobiologia 684:1-14. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0978-8>

Simberloff D et al (2013) Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. Trends Ecol Evol 28:58-66. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>

Stiers I, Crohain N, Josens G, Triest L (2011) Impact of three aquatic invasive species on native plants and macroinvertebrates in temperate ponds. Biol Invasions 13:2715-2726. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-9942-9>

Thomaz SM, Cunha ER (2010) The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. Acta Limnol Bras 22:218-236. <https://doi.org/10.4322/actalb.02202011>

Vitule JRS, Umbria SC, Aranha JMR (2006) Introduction of the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) into Southern Brazil. Biol Invasions 8:677-681. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-2535-8>

Van Der Velde G, Rajagopal S, Kuyper-Kollenaar M, Vaate AB, Thieltges DW, Macisaac HJ (2006) Biological invasions: concepts to understand and predict a global threat. In: Bobbink R, Beltman B, Verhoeven JTA, Whigham DF (ed) Wetlands: functioning, biodiversity conservation, and restoration. Springer, Berlin, Heidelberg, pp 61-90

Willette DA, Ambrose RF (2012) Effects of the invasive seagrass *Halophila stipulacea* on the native seagrass, *Syringodium filiforme*, and associated fish and epibiota communities in the Eastern Caribbean. *Aquat Bot* 103:74-82. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2012.06.007>

Wolters JW, Verdonschot RC, Schoelynck J, Brion N, Verdonschot PF, Meire, P (2018) Stable isotope measurements confirm consumption of submerged macrophytes by macroinvertebrate and fish taxa. *Aquat Ecol* 52:269-280. <https://doi.org/10.1007/s10452-018-9662-7>

Woodward G, Hildrew AG (2001) Invasion of a stream food web by a new top predator. *J Anim Ecol* 70:273-288. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2001.00497.x>

Yu J, Liu Z, He H, Zhen W, Guan B, Chen F, Li K, Zhong P, Mello FT, Jeppesen E (2016) Submerged macrophytes facilitate dominance of omnivorous fish in a subtropical shallow lake: implications for lake restoration. *Hydrobiologia* 775:97-107. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2717-7>

Zhang JL and Ma KP (2014) spaa: An R package for computing species association and niche overlap. *Research Progress of Biodiversity Conservation in China* X:165-174

INFORMAÇÃO SUPLEMENTAR

SIMPLIFICAÇÃO DA DIETA DE *HOPLIAS MALABARICUS* BLOCH, 1794 EM RESPOSTA A INVASÃO DE UMA GRAMÍNEA AQUÁTICA EM UM RIO SUBTROPICAL DE MARÉ

Gabriela A. Valentim^{1,2*}, Gustavo H. Z. Alves³, André A. Padial^{1,2}

1 – Laboratório de Análise e Síntese em Biodiversidade, Departamento de Botânica, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Cx. 19031, 81531-980, Curitiba-PR, Brasil

2 – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Cx. 19031, 81531-980, Curitiba-PR, Brasil

3 – Departamento de Biologia Geral, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Campus Uvaranas, Ponta Grossa-PR, Brasil

* Correspondente: valentim.gabriela@gmail.com

Informação Suplementar S1 Volume (mL) dos itens alimentares encontrados na dieta da traíra *Hoplias malabaricus* coletados em bancos de espécies nativas e bancos da gramínea invasora *Urochloa arrecta*, no Rio Guaraguaçu, Paraná, Brasil em 2018 e 2019. L: **Comprimento** total das traíras analisadas.

| IND | HABITAT | <i>Callichthys callichthys</i> | <i>Characidium lanei</i> | <i>Crenicichla tingui</i> | <i>Deuterodon langei</i> | <i>Hoplias malabaricus</i> | <i>Hyphessobrycon boulengeri</i> | <i>Hyphessobrycon griemi</i> | <i>Oligosarcus hepsetus</i> | <i>Rhamdia quelen</i> | Peixe não identificado | <i>Macrobrachium spp.</i> | L |
|------|----------|--------------------------------|--------------------------|---------------------------|--------------------------|----------------------------|----------------------------------|------------------------------|-----------------------------|-----------------------|------------------------|---------------------------|------|
| G17 | nativo | 0 | 0 | 0 | 0 | 34 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 41.4 |
| G73 | invadido | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 87 | 0 | 47 |
| G81 | nativo | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 26.6 |
| G87 | nativo | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.1 | 36.6 |
| G101 | invadido | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 37.5 |
| G102 | invadido | 0 | 0 | 0 | 3.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 35.2 |
| G103 | invadido | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 36.9 |
| G113 | invadido | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20.5 |
| G124 | nativo | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 43 |
| G125 | nativo | 0 | 0 | 85 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 38.9 |
| G134 | invadido | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 35.1 |
| G146 | invadido | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.7 | 0 | 33.9 |
| G189 | nativo | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.8 | 0 | 43 |
| G210 | nativo | 0 | 0 | 35.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 42.6 |
| G217 | nativo | 0 | 0 | 0 | 0 | 70 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40.7 |
| G219 | nativo | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.2 | 0 | 22.2 |
| G220 | nativo | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4.2 | 22.2 |
| G224 | nativo | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 118 | 0 | 0 | 37.5 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------|--------|---|---|-----|---|-----|------|----|---|---|---|---|----|---|-----|---|---|---|------|
| G225 | nativo | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 54 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 38 |
| G233 | nativo | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 14.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 |
| G234 | nativo | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 33.1 |
| G235 | nativo | 0 | 0 | 0 | 0 | 27 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 26.7 |
| G236 | nativo | 0 | 0 | 0 | 0 | 2.7 | 0 | 22 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 31.6 |
| G237 | nativo | 0 | 0 | 0 | 0 | 3.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 28.9 |
| G238 | nativo | 0 | 0 | 0 | 0 | 70 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 35.5 |
| G248 | nativo | 0 | 0 | 220 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 51.5 |
| G249 | nativo | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.1 | 0 | 0 | 0 | 47.9 |

Informação Suplementar S2**Metadados de comparação de dietas de traíra coletadas em bancos de macrófitas nativas e invasoras no rio Guaraguaçu, Paraná, Brasil em 2018 e 2019**

Título: Simplificação da dieta de *Hoplias malabaricus* Bloch, 1794 em resposta à invasão de uma grama aquática em um rio subtropical de marés

Proprietários:

Gabriela Alves Valentim e André Andrian Padial

Organização: Universidade Federal do Paraná - UFPR

Endereço: Departamento de Botânica - SCB, Centro Politécnico, Av. Francisco Heráclito dos Santos, s/n, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná,

Brasil Telefone: +55 41 3360 11790 (voz)

Endereço de e-mail: aapadial@gmail.com

Endereço da web: lattes.cnpq.br/6957024195477387

Resumo: Os dados referem-se à comparação realizada entre dietas de traíra coletadas em bancos da gramínea exótica *Urochloa arrecta* e bancos heteroespecíficos de macrófitas nativas, no rio Guaraguaçu, um rio subtropical de maré localizado no estado do Paraná, Brasil. A amostragem foi realizada em setembro de 2018 e em abril e setembro de 2019, com pontos amostrais dispostos de forma pareada em habitats nativo e invadidos. As dietas de peixes encontrados associados a espécies invasoras e peixes associados a espécies nativas foram comparadas usando o volume de itens alimentares para calcular a amplitude de nicho e a diversidade de itens alimentares em cada habitat.

Palavras-chave:

Plantas aquáticas

Macrófita Aquática

Espécies invasivas

Urochloa arrecta

Hoplias malabaricus

Paraná

Brasil

Rio Guaraguaçu

Licença e direitos de uso: Todos os dados estão disponíveis para uso, mas pendentes para contato com os proprietários. A colaboração em futuros artigos científicos é encorajada.

Extensão geográfica: Os dados foram coletados no trecho navegável do rio Guaraguaçu, em uma extensão do curso d'água de aproximadamente 30 km, entre as latitudes -48,55505699 e -48,49023404; e longitudes -25,68864402 e -25,72649997. A área total de Guaraguaçu faz parte da Área de Proteção Ambiental de Guaratuba, e parte de suas margens está na reserva estadual “Estação Ecológica do Rio Guaraguaçu”.

Meses de amostragem: Indivíduos de traíra do rio Guaraguaçu foram amostrados em setembro de 2018, abril e setembro de 2019.

Contato: André Andrian Padial - aapadial@gmail.com / +55 41 33611790

Definição dos dados na tabela. Os métodos de amostragem completos estão disponíveis na Dissertação de Gabriela Alves Valentim disponível em

<https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/39625>

IND: Código do indivíduo analisado

HABITAT: Origem do indivíduo (nativo: banco heteroespecífico de macrófitas nativas, invadido: banco de capim invasor)

[Alimentos encontrados na dieta do traidor]:

Callichthys callichthys

Characidium lanei

Crenicichla Tingu

Deuterodon langei

Hoplias malabaricus

Hyphessobrycon boulengeri

Hyphessobrycon griemi

Oligosarcus hepsetus

Rhamdia quelen

Peixes não identificados

Macrobrachium spp.

L: Comprimento total do indivíduo analisado (cm)

CAPÍTULO 2

UMA REVISÃO SOBRE OS EFEITOS DE INVASÕES BIOLÓGICAS NA DIETA DA ICTIOFAUNA NATIVA

* Formatado de acordo com as diretrizes de submissão de Reviews in Fish Biology and Fisheries

UMA REVISÃO SOBRE OS EFEITOS DE INVASÕES BIOLÓGICAS NA DIETA DA ICTIOFAUNA NATIVA

Gabriela A. Valentim^{1,2*}, Gustavo H. Z. Alves³, André A. Padial^{1,2}

1 – Laboratório de Análise e Síntese em Biodiversidade, Departamento de Botânica, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Cx. 19031, 81531-980, Curitiba-PR, Brasil

2 – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Cx. 19031, 81531-980, Curitiba-PR, Brasil

3 – Departamento de Biologia Geral, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Campus Uvaranas, Ponta Grossa-PR, Brasil

* Correspondente: valentim.gabriela@gmail.com

RESUMO

O estabelecimento de espécies exóticas invasoras é uma das principais ameaças à conservação de espécies em ambientes naturais. Compreender os papéis de exóticos invasores nas teias alimentares contribui com o entendimento das consequências de processos de invasões biológicas na ecologia trófica e funcionamento dos ecossistemas. Nosso objetivo foi descrever como a dieta de peixes de água doce é alterada após eventos de invasão biológica. Após busca, selecionamos 199 estudos para as análises. Grande parte dos estudos realizados sobre impactos de invasores na dieta de peixes nativos estão concentrados na América do Norte. Lagos, rios e reservatórios foram os ecossistemas de água doce mais analisados. Dados da dieta de um total de 277 espécies de peixes nativos foram encontradas nos estudos selecionados. Peixes classificados com status de ameaça ‘pouco preocupante’ foram os mais analisados, assim como espécies comerciais e importantes para a pesca esportiva. Foram identificadas 126 espécies de invasores relacionadas nos estudos. Registramos 15 tipos de alterações na dieta de peixes, sendo a inclusão da espécie exótica na dieta do peixe nativo a mais relatada. A relação de tamanho da espécie invasora e nativa foi a característica que melhor explicou a participação das espécies exóticas na dieta de peixes nativos, sendo que os peixes foram as presas invasoras mais

frequentes nas dietas das espécies nativas. Ao analisar os dados de alterações na dieta de peixes após processos de invasão, identificamos pontos nos quais a distribuição dos esforços de pesquisa pode ser melhorada, assim como indicamos as alterações na dieta mais comuns e os fatores que potencialmente explicam a participação de espécies exóticas na dieta de peixes nativos.

PALAVRAS-CHAVE

Alteração na dieta, peixe, água doce, espécies invasoras, nicho alimentar, nicho trófico

1. INTRODUÇÃO

O estabelecimento de espécies exóticas invasoras (EEI) é um dos maiores problemas para a conservação de espécies nativas (Lambertini et al 2011). A invasão biológica é uma das principais causas da perda da biodiversidade (Blackburn et al 2011, Lenzner et al 2019), especialmente devido aos riscos para espécies nativas e prejuízos associados (e.g. ecológicos, econômicos e sociais) (Ricciardi et al 2017). Um dos numerosos exemplos dos prejuízos causados por EEI é a espécie *Caulerpa taxifolia* (M. Vahl) C. Agardh, 1817, uma alga verde marinha nativa de águas tropicais do Oceano Pacífico. Cultivada para uso em aquários (Wiedenmann et al 2001), suas cepas têm invadido regiões pelo mundo (Boudouresque et al 1995, Williams e Grosholz 2002), substituindo espécies de algas e ervas marinhas nativas (Ceccherelli e Cinelli 1997), alterando a ecologia das comunidades de macroinvertebrados e peixes (Bellan-Santini et al 1996, Boudouresque et al 1996, Longepierre et al 2005), prejudicando a pesca comercial (Schofield e Brown 2016) e causando prejuízos de milhões de dólares (Anderson 2005). Além disso, as poucas espécies de peixes que conseguem consumir *C. taxifolia* acumulam toxinas em seus tecidos e se tornam impróprias para o consumo humano (Meinesz e Hesse 1991).

Em ambientes aquáticos a introdução de espécies também está dentre as principais ameaças para os ecossistemas, causando principalmente perdas na diversidade e abundância de indivíduos (Strayer 2010, Gallardo et al 2016, Anton et al 2019). Além disso, depois de invadidos, esses ecossistemas funcionam como ‘hubs’ para as espécies invasoras, facilitando sua dispersão por novos habitats (Muirhead e MacIsaac 2005). As águas continentais são apontadas como as mais propensas a sofrer

com os efeitos negativos do processo de invasão biológica (Moorhouse e Macdonald 2015, Dudgeon 2019). Isso ocorre devido a sua susceptibilidade a invasão, causada especialmente pelo fácil acesso pela população humana, pelos altos níveis de endemismo e pelas alterações nos ecossistemas (e.g. alterações na disponibilidade de recursos e estrutura do habitat) (Moorhouse e Macdonald 2015) e da relativa ‘invisibilidade’ de espécies exóticas e seus impactos (Vitule 2009). Além disso, Strayer (2010) demonstra como dados de vários estudos e inventários de espécies demonstram um forte processo de invasão em ecossistemas de água doce por todo o mundo.

EEI interagem com as espécies nativas de várias formas (e.g. competição, predação, herbivoria, introdução de doenças e uso de recursos) (Keller et al 2011) e invasores bem sucedidos podem gerar diversas alterações na comunidade aquática nativa, dentre as quais se encontram importantes alterações na estrutura trófica com efeitos em cascata (Estes et al 2011, Walsh et al 2016). Além disso, os nichos tróficos das EEI podem se sobrepor aos das espécies nativas, gerando competição pelos mesmos recursos limitantes e causando alterações na dieta da espécie nativa quando há alto grau de sobreposição (Sharma e Borgstrøm 2008), podendo mesmo causar um aumento no número de sobreposições entre as dietas das espécies nativas após uma invasão (Feyrer et al 2003, Firth et al 2021). EEI também podem ter efeitos indiretos em outras espécies. Eloranta et al (2019) relatam que após a introdução do peixe *Osmerus eperlanus* em um lago norueguês houve um aumento na abundância de presas pelágicas, o que alterou o período da mudança ontogênica da truta marrom, que adotou a dieta piscívora e pelágica mais cedo em seu desenvolvimento.

Os efeitos das EEI em espécies de peixes nativos despertam especial interesse por possuírem grande importância na comunidade aquática e pelo seu valor econômico, esportivo, recreativo e de subsistência (Tacon e Marc 2013, Lynch et al 2016). Alterações na dieta de peixes nativos provocadas pela invasão de uma espécie exótica em um habitat podem ser verificadas por meio de métodos como a análise do conteúdo do trato gastrointestinal de peixes (Kadye e Booth 2012, Zeni e Casatti 2014, Minder et al 2021), análise de isótopos estáveis (Cucherousset et al 2012, McCue et al 2020) e análise de DNA barcoding ou metabarcoding (Comtet et al 2015). Por meio dessas diversas metodologias vários estudos já registraram alterações na dieta de peixes nativos causadas por espécies exóticas invasoras, dentre eles: alteração na composição da dieta (Capps e Flecker 2015, Carniatto et al 2020),

alteração no comprimento da cadeia trófica (Woodward e Hildrew 2001) e alterações nos padrões de fluxo de energia (Ozersky et al 2012, Rennie et al 2013). Contudo, um levantamento de estudos como estes pode elucidar lacunas de conhecimento no tema e guiar futuras pesquisas.

Um outro impacto avaliado a respeito das EEI é a inclusão destas espécies na dieta de peixes nativos, a qual tem sido registrada em muitos estudos (Lantry et al 2010, Isaac et al 2014). Porém, os fatores que determinam a importância de um invasor na dieta da espécie nativa ainda não são conhecidos. Por essa razão, esse estudo busca definir a importância de EEI na dieta de peixes nativos com base na porcentagem de participação na dieta e na frequência de ocorrência. Aspectos das espécies como a identidade do táxon da espécie invasora, o estágio de vida do peixe nativo e o tamanho do invasor em relação à espécie nativa podem ser fatores importantes para definir a participação do invasor na dieta do peixe nativo. A influência do táxon da espécie invasora está ligada aos diferentes impactos ecossistêmicos causados por cada grupo de invasores (McIntosh et al 2009), além da influência da posição trófica e função que o invasor desenvolve no ambiente (Thomsen et al 2014, Gallardo et al 2016). As mudanças ontogênicas no nicho das espécies nativas podem influenciar a inclusão do invasor na dieta, pois o nativo pode consumir a espécie invasora somente em determinado estágio de seu desenvolvimento (Mittelbach et al 1998, Ng et al 2008). Por fim, o tamanho máximo das espécies pode determinar o consumo de uma espécie invasora, pois, em geral, os peixes consomem apenas presas de tamanho menor que o seu (Karpouzi e Stergiou 2003).

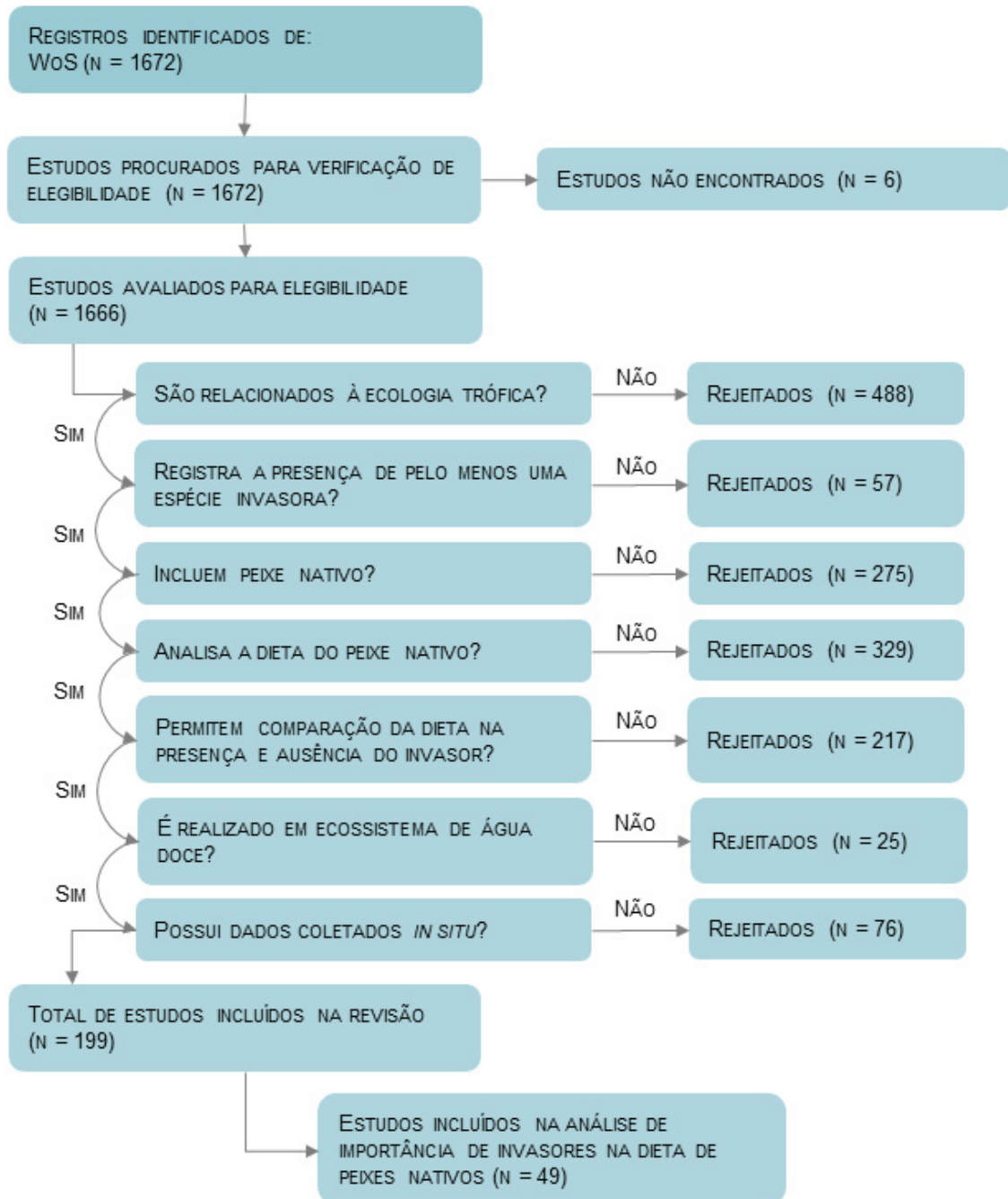
Compreender os papéis de EEI na cadeia alimentar de ecossistemas invadidos, além de analisar seus impactos na dieta de peixes nativos e qual sua participação na dieta destes peixes, pode contribuir com o entendimento dos impactos de processos de invasões biológicas na ecologia trófica de ecossistemas aquáticos. Considerando os aspectos ecológicos e os impactos causados pelas EEI, conduzimos uma revisão sistematizada de artigos sobre a ecologia alimentar de peixes nativos em ambientes invadidos. Nosso objetivo foi descrever como a dieta de peixes é alterada em eventos de invasão biológica. Especificamente gostaríamos de responder as seguintes questões: (a) Como o esforço de pesquisa tem sido distribuído? (b) Quais as espécies nativas e invasoras mais analisadas nos estudos? (c) Quais alterações têm sido mais identificadas na dieta de peixes nativos? (d) O que pode explicar a importância de espécies exóticas na dieta de peixes nativos?

2. MATERIAIS E MÉTODOS

LEVANTAMENTO DE DADOS

Para garantir a reprodutibilidade da revisão sistematizada, este estudo seguiu o protocolo PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses) (Page et al 2021). Conduzimos a busca no dia 17 de junho de 2021, na base de dados ISI Web of Science, considerando o intervalo entre os anos 1990 e 2020. O filtro pelo período de tempo foi utilizado para limitar o número de registros que não possuíam ligação com ecologia da invasão, visto que o número de publicações nesta área só começou a aumentar na década de 90 (Ricciardi e MacIsaac 2008). As palavras-chave utilizadas no campo de busca para o levantamento foram (inva* OR (introduced NEAR species) OR alien OR exotic OR non\$native OR non\$indigenous) AND (shift OR chang* OR effect* OR alter* OR varia* OR consequ* OR divergenc* OR segregation OR partitioning) AND (fresh\$water* OR river OR lake OR floodplain OR "continental water" OR "inland water" OR waterbod*) AND (food OR diet OR trophic OR isotop*) AND fish. Os títulos e resumos dos estudos retornados na pesquisa foram analisados, considerando nossos critérios de seleção: (1) o estudo deve estar relacionado a ecologia trófica; (2) deve apresentar pelo menos uma espécie invasora na área de estudo; (3) deve conter pelo menos uma espécie de peixe nativo analisada; (4) deve conter dados sobre a dieta da espécie nativa; (5) os dados de dieta devem permitir comparação espacial ou temporal, ou indicar uma alteração na dieta diretamente ligada à introdução de espécies (e.g. sobreposição de nicho entre espécie invasora e nativa, inclusão de espécie invasora na dieta do peixe nativo); (6) deve ser realizado em ecossistema de água doce e (7) os dados devem ser coletados *in situ*. Todas as publicações que atendiam os critérios foram selecionadas (Fig. 1). De cada registro selecionado nós obtivemos informações sobre a distribuição do esforço de pesquisa, as espécies nativas e invasoras analisadas e os tipos de alterações identificadas nas dietas de peixes nativos, os quais foram extraídos do texto, de tabelas ou das figuras dos artigos. Quando os dados eram informados por meio de figuras, ocasionalmente foram extraídos através de mensuração com o auxílio da ferramenta ImageJ (Schneide et al 2012).

Fig. 1 Fluxograma de tomada de decisão para inclusão do estudo na revisão. 199 estudos foram considerados adequados para a revisão, dentre os quais 49 foram incluídos na análise de participação do invasor na dieta do peixe nativo. n = número de registros ou estudos WoS = ISI Web of Science



ESFORÇO DE PESQUISA

Para cada estudo selecionado, nós registramos o ano de publicação, o título do periódico e o 2019 Journal Citations Reports® (JCR) do periódico. Para analisar o crescimento no número de publicações ao longo do tempo relacionamos o número de estudos selecionados publicados a cada ano com o número total de estudos publicados. Para tal foi observado em quais áreas de pesquisa os estudos selecionados estavam classificados dentro da base de dados Web of Science. Realizamos uma pesquisa no dia 10 de julho de 2021 pelas áreas Biodiversity & Conservation OR Environmental Sciences & Ecology OR Evolutionary Biology OR Fisheries OR Genetics & Heredity OR Life Sciences & Biomedicine - Other Topics OR Marine & Freshwater Biology OR Oceanography OR Plant Sciences OR Science & Technology - Other Topics OR Water Resources OR Zoology, obtendo o número de artigos publicados a cada ano. O crescimento no número de publicações (i) foi determinado pela equação $i = \frac{N_{sel}}{N_{tot}}$, onde N_{sel} é o número de artigos selecionados publicados a cada ano e N_{tot} é o número total de artigos publicados de áreas de estudo correlatas.

Foi determinado o país onde a área de estudo de cada artigo estava localizada, considerando os limites geopolíticos de cada território. Algumas áreas de estudo estão localizadas em uma região de fronteira entre dois ou mais países e, portanto, ao calcularmos o número de estudos realizados em cada país, estes foram computados uma vez para cada país. Foi determinado também o tipo de ecossistema aquático continental onde os dados do estudo foram coletados (e.g. lago, rio, reservatório, canal, várzea, córrego, afluente, pântano). Da mesma forma, quando o estudo era realizado em mais de um ecossistema (e.g. rio e reservatório) este registro foi computado uma vez para cada ecossistema.

A metodologia utilizada para definir a participação da espécie invasora na dieta de uma nativa (e.g. conteúdo do trato gastrointestinal, análise de isótopos, DNA barcoding) foi registrada em cada estudo selecionado, assim como o estágio de vida dos peixes nativos analisados (e.g. estágio larval, juvenis, adultos ou sem distinção). Quando um estudo utilizava mais de uma metodologia para analisar a dieta do peixe nativo, este era computado uma vez para cada metodologia. Alguns dos estudos selecionados não classificavam o estágio de vida dos peixes, mas informavam a variação dos

tamanhos. Nestes casos esse dado foi obtido segundo Froese e Pauly (2021), considerando indivíduos adultos aqueles com comprimento maior que o tamanho médio de maturidade (L_m).

ESPÉCIES NATIVAS E INVASORAS

As espécies de peixes nativos e espécies invasoras citadas nos estudos selecionados foram registradas. Para os peixes nativos analisamos quais as espécies mais citadas nos estudos, as famílias as quais estas espécies pertencem e o status de ameaça destas espécies segundo a Lista vermelha de espécies ameaçadas da International Union for the Conservation of Nature (IUCN 2021). As espécies invasoras tiveram o táxon ao qual pertencem registrado (e.g. peixe, crustáceo, bivalve, gastrópode, alga, etc.). Os peixes que eram híbridos de duas espécies ou mais espécies foram desconsiderados das análises.

ALTERAÇÕES NA DIETA DE PEIXES NATIVOS

Classificamos cada um dos estudos de acordo com o tipo de comparação que ele permitia. Considerando os dados de dieta e a metodologia dos estudos, os trabalhos foram classificados em:

- (a) Estudos de comparação ao longo do tempo: eram baseados em pesquisas de longa duração ou trabalhavam também com dados históricos, permitindo a comparação da dieta do peixe nativo antes e depois do surgimento do invasor no ambiente.
- (b) Estudos de comparação na ausência e presença do invasor: possuíam comparação da dieta de peixes nativos entre habitats invadidos e não invadidos, em um mesmo período de tempo e com condições ambientais semelhantes.
- (c) Estudos de comparação no gradiente de densidade do invasor: não possuem dados de um cenário sem a invasão, mas analisam como a dieta do peixe nativo é alterada à medida que a densidade da espécie invasora aumenta.
- (d) Estudos com indicação de alteração: não permitem comparação, pois não contém dados sobre a dieta da espécie nativa sem a presença do invasor, mas apresentam alterações na dieta dos peixes nativos derivadas do evento de invasão (e.g. sobreposição de nicho entre espécie nativa e invasora, inclusão da espécie exótica na dieta).

Os tipos de alterações na dieta dos peixes nativos relatados nos estudos também foram levantados (e.g. alteração na amplitude de nicho, alteração na composição da dieta, alteração na

posição trófica, inclusão de exótico na dieta, sobreposição de nicho isotópico, sobreposição de nicho trófico). A inclusão de exóticos na dieta não foi considerada como uma alteração na composição da dieta dos peixes nativos para não haver redundância entre os dois tipos de alteração.

INCLUSÃO DE ESPÉCIE EXÓTICA NA DIETA

Para analisar a importância das espécies exóticas na dieta de peixes nativos foram selecionados todos os estudos que registraram a presença de espécies invasoras no conteúdo do trato gastrointestinal de um peixe nativo. Os critérios para seleção destes artigos foram: (1) utilizar como metodologia a análise de conteúdo gastrointestinal, (2) incluir dados ou permitir o cálculo da porcentagem da dieta – massa, volume, peso ou número de itens - ou frequência de ocorrência do invasor, (3) incluir o gênero e epíteto específico das espécies nativas e invasoras.

A inclusão da espécie exótica na dieta foi analisada para cada par de espécie nativo-invasor encontrado dentro dos estudos selecionados. Analisamos como as características das espécies estavam relacionadas com a importância relativa de espécies invasoras na dieta utilizando uma abordagem de árvores de regressão e classificação (Breiman et al 1984). Nesse caso, a importância dos invasores na dieta de peixes nativos foi classificada de acordo com o estágio de vida dos peixes nativos, o táxon da espécie invasora e a relação de tamanho entre espécie invasora e nativa utilizando a frequência de ocorrência e a porcentagem de participação dos invasores na dieta de peixes nativos. Para estudos que relatavam a dietas de peixes nativos em mais de um ponto amostral foi utilizada a média da frequência de ocorrência e da porcentagem de participação.

A relação do tamanho da espécie invasora e da espécie nativa (r) foi estimada segundo a equação:

$$r = \frac{L_{nat} - L_{inv}}{L_{nat}}$$

onde L_{nat} é o comprimento total máximo da espécie de peixe nativa e L_{inv} é o comprimento total máximo da espécie invasora. Os comprimentos máximos das espécies de peixes foram obtidos de Froese e Pauly (2021). Os comprimentos dos demais táxons de invasores foram obtidos do Compêndio de Espécies Invasivas (CABI 2021). A análise de árvore de regressão foi conduzida usando a

biblioteca “rpart” (Therneau e Atkinson 2019) no software R versão 4.1.0 (R Core Team 2021), com significância avaliada em $\alpha = 0,05$.

3. RESULTADOS

O levantamento realizado na plataforma Web of Science retornou 1672 registros de publicações potencialmente relevantes. Destas, apenas 199 foram incluídas em nossas análises após verificação dos critérios de nosso estudo (Fig. 1). O número de publicações que relatam alterações na dieta de peixes nativos tem aumentado ao longo dos anos (Fig. 2A), mesmo quando o número de publicações totais na área foi considerado (Fig. 2B). Os estudos selecionados foram publicados em 60 revistas científicas diferentes, sendo que a ‘Journal of Great Lakes Research’ (9,5%) apresentou o maior número de publicações, seguida pelas revistas ‘Hydrobiologia’ (9,0%), ‘Transactions of the American Fisheries Society’ (8,0%), ‘Ecology of Freshwater Fish’ (7,5%) e ‘Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences’ (6,53%) (Fig. 3). Os fatores de impacto JCR (FI) das revistas apresentam uma mediana de 1,404 e variaram de 0,447 a 42,77, incluindo também periódicos sem classificação. As revistas que possuíam um FI entre 1,01 e 2,0 foram as que apresentaram maior frequência dentre os estudos selecionados (46,2%), seguidas pelo grupo de revistas com FI entre 2,01 e 3,0 (21,6%) e pelo grupo com FI entre 0,01 e 1,0 (12,0%).

Fig. 2 Crescimento no número de publicação entre os anos de 1990 e 2020. **(a)** Número de estudos selecionados publicados a cada ano. **(b)** Crescimento no número de publicações a cada ano determinado pela razão entre o número de artigos selecionados publicados a cada ano e o número total de artigos publicados de áreas de estudo correlatas

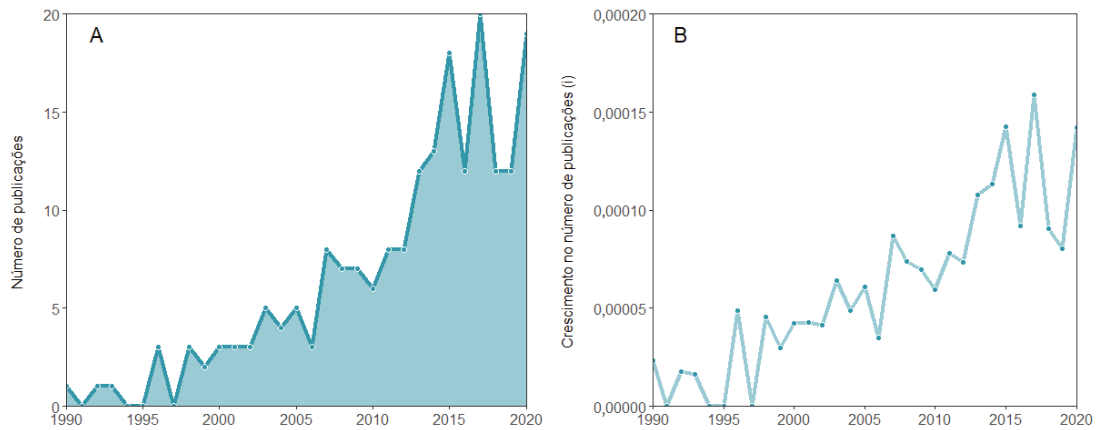
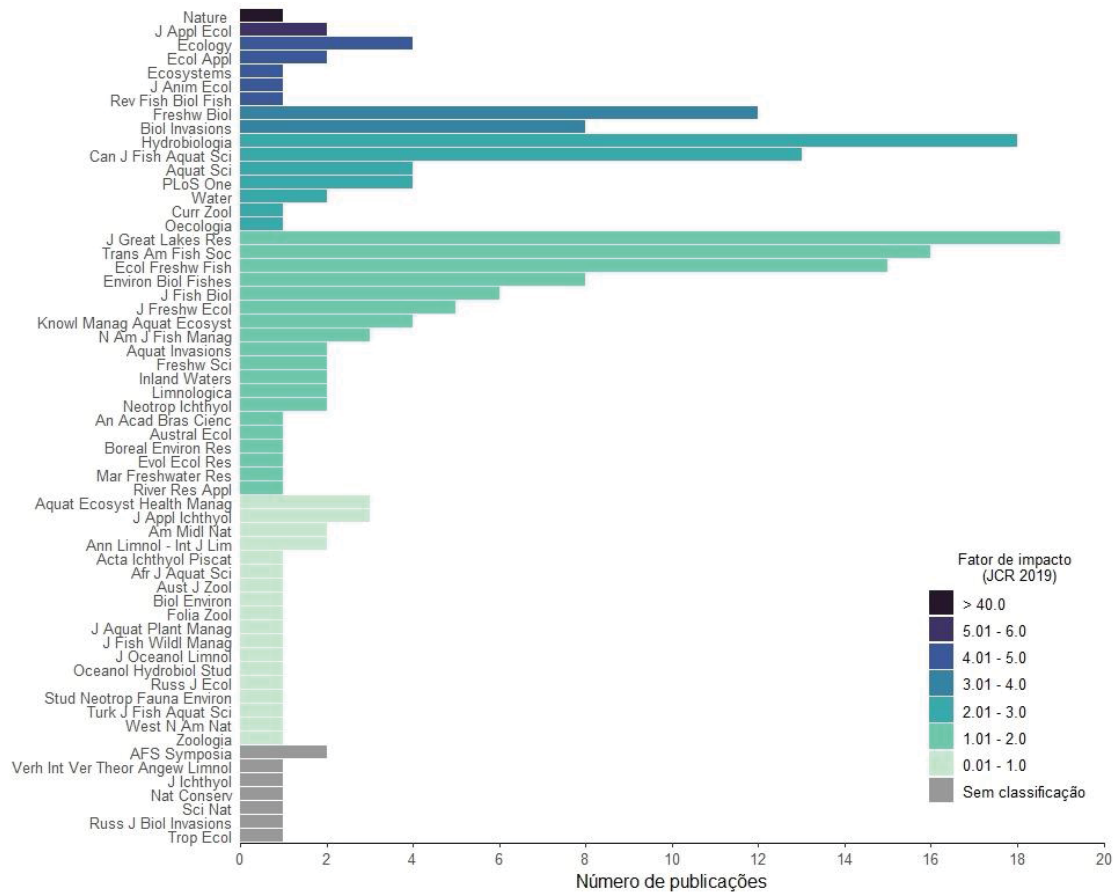


Fig. 3 Número de estudos publicados em cada revista científica. Os nomes das revistas aparecem na forma de suas abreviaturas padronizadas baseadas na ISO4



DISTRIBUIÇÃO DO ESFORÇO DE PESQUISA

Os estudos selecionados estavam distribuídos entre 38 países, sendo a maior parte com área de estudo localizada nos Estados Unidos (47,24%), seguido pelo Canadá (16,58%), Argentina (5,03%), Brasil (4,52%) e Rússia (4,02%) (Fig. 4).

Foram identificados estudos realizados em oito tipos de ecossistemas de água doce. Os ecossistemas de lagos foram os mais analisados nos estudos selecionados (61,31%), seguido pelos rios (25,63%) e reservatórios (8,54%) (Fig. 5A). Dentre os estudos realizados em lagos, uma grande parcela (30,58%) foi realizada na região dos Grandes Lagos da América do Norte, localizados entre o Canadá e os Estados Unidos.

Os estudos selecionados identificaram três principais metodologias de análise da dieta: análise de trato gastrointestinal (80,90%), análise de isótopos estáveis (48,24%) e DNA *barcoding* (1,51%) (Fig. 5B). Apenas metade dos estudos que analisavam isótopos estáveis analisavam também o trato gastrointestinal. Dentre os estudos que utilizam análise de trato intestinal a região mais analisada foi o estômago (83,23%), seguido pelo intestino (3,73%), regiões sem distinção (3,73%) e esôfago (1,24%).

Grande parte dos estudos não faziam diferenciação entre os estágios de vida dos peixes nativos (40,70%). Os estudos que faziam diferenciação entre a dieta de peixes juvenis e adultos também foram numerosos (40,20%), seguidos por aqueles que analisavam apenas peixes adultos (11,06%), apenas juvenis (6,53%) e apenas peixes em estágio larval (1,51%) (Fig. 5C).

Fig. 4 Distribuição espacial das publicações que investigam alterações da dieta de peixes nativos após processos de invasão. Apenas os 199 estudos que atendem aos critérios da revisão foram incluídos

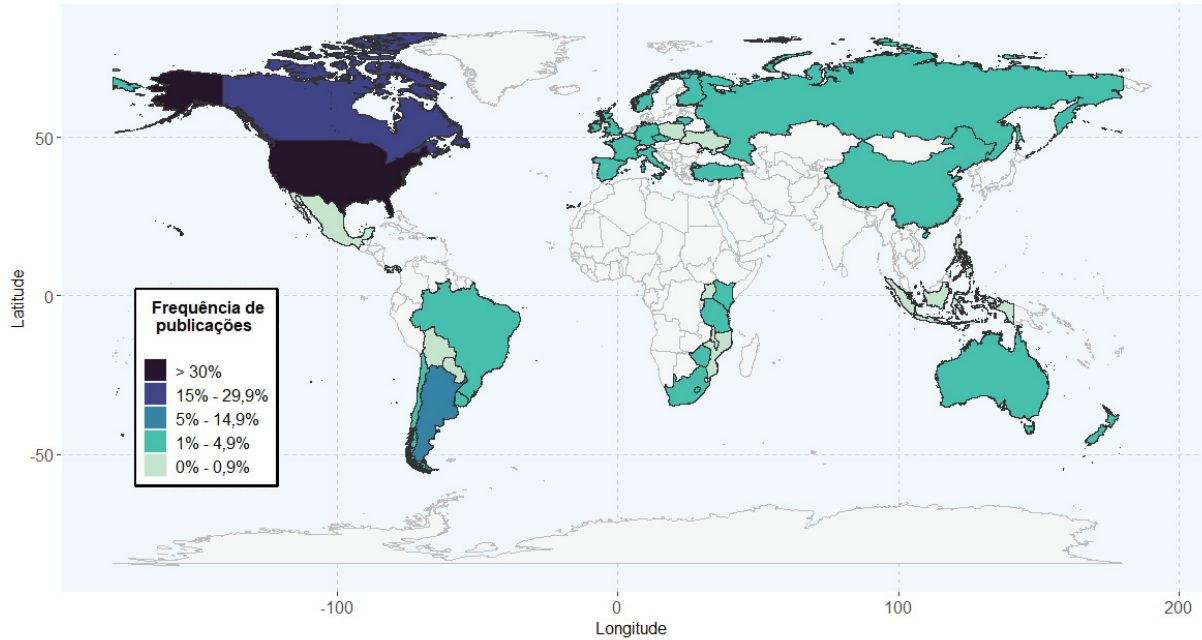
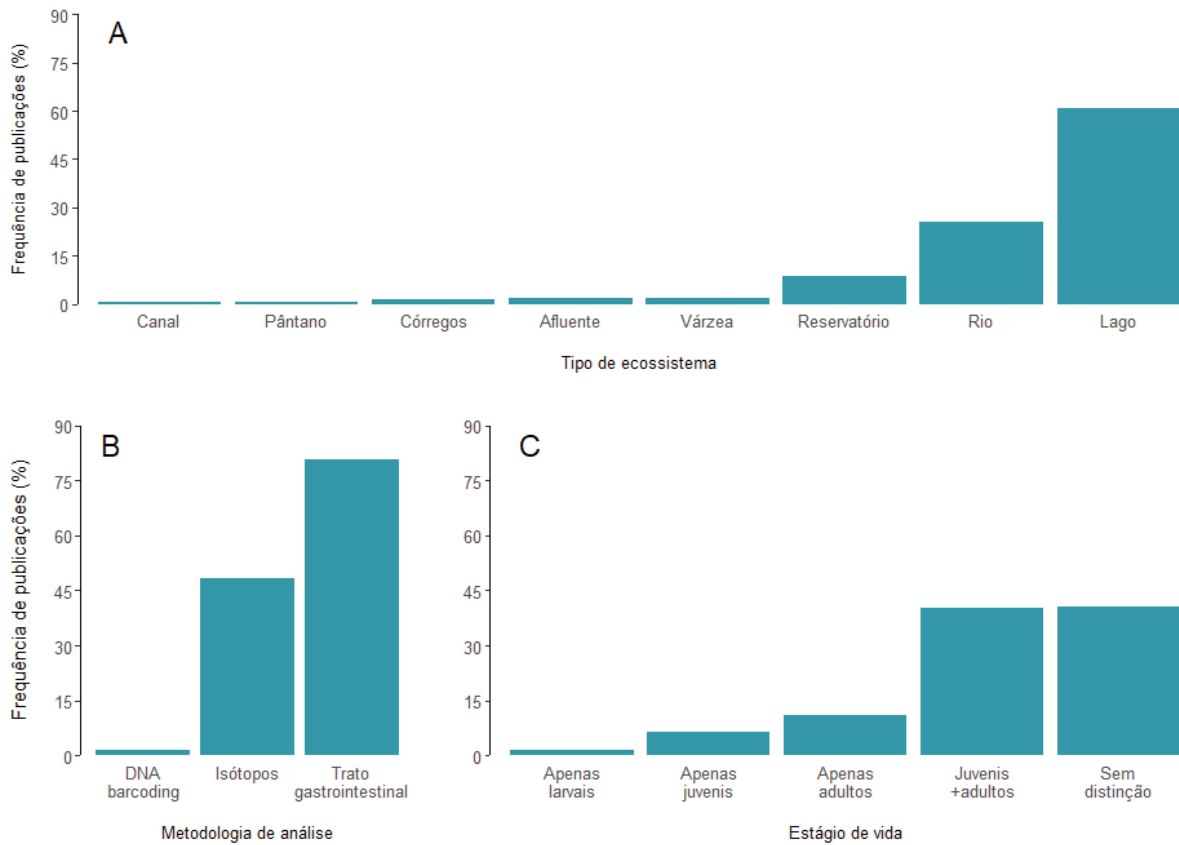


Fig. 5 Distribuição relativa do esforço de pesquisa por (a) tipo de ecossistema analisado, (b) metodologia de análise de dieta e (c) estágio de vida dos peixes nativos



ESPÉCIES NATIVAS

Foi identificado um total de 277 espécies de peixes nativos nos estudos selecionados. As espécies de peixes nativos mais analisadas foram a perca amarela *Perca flavescens* (Mitchill, 1814) (10,05%), a perca europeia *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758) (7,54%), o bluegill *Lepomis macrochirus* (Rafinesque, 1819) (5,53%), o black-bass *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802) (5,53%) e a truta-do-lago *Salvelinus namaycush* (Walbaum, 1792) (5,03%) (Informação Suplementar S1, S3). Os peixes nativos analisados pertenciam a 63 famílias. A família de peixes nativos mais encontrada nos estudos foi Salmonidae (26,63%), seguido por Percidae (21,61%), Centrarchidae (14,57%) e Leuciscidae (14,07%) (Informação Suplementar S2).

Dentre os estudos selecionados, a maior parte abordava espécies de peixes nativos classificadas com status de ameaça pouco preocupantes (LC) (75,88%) (Fig. 6). Muitos dos estudos também analisaram espécies com status não avaliado (EN) (30,15%) ou vulneráveis (VU) (14,07%). Espécies criticamente ameaçadas ou em perigo estavam presentes em apenas 5,53% dos estudos. Quando consideramos as cinco espécies mais citadas nos estudos é possível verificar que todas possuem baixo status de ameaça (com exceção de *S. namaycush*, que não possui status definido), contudo são todas espécies comerciais e esportivas segundo Froese e Pauly (2021).

ESPÉCIES INVASORAS

Foi identificado um total de 126 espécies de invasores nos estudos. As espécies invasoras mais frequentes nos estudos foram o góbio redondo *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) (10,55%), a truta-arco-íris *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) (9,05%), a truta-marrom *Salmo trutta* (Linnaeus, 1758) (8,54%) e o mexilhão-zebra *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) (6,03%) (Fig. 7, Informação Suplementar S4).

A classificação taxonômica dos invasores revelou a presença de seis diferentes grandes grupos. Os invasores mais frequentes nos estudos selecionados foram os peixes (70,35%), seguidos por crustáceos (17,59%), bivalves (11,06%), plantas (2,51%), gastrópodes (2,01%) e algas (0,50%).

Fig. 6 Status de ameaça das espécies analisadas nos estudos selecionados segundo a Lista vermelha de espécies ameaçadas da IUCN (2021). CR: Criticamente ameaçada, EN: em perigo, VU: vulnerável, NT: quase ameaçada, LC: pouco preocupante, DD: dados insuficientes, NE: não avaliada

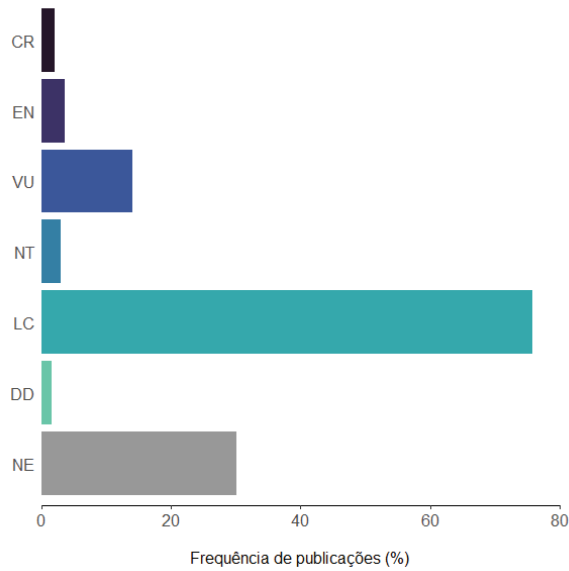
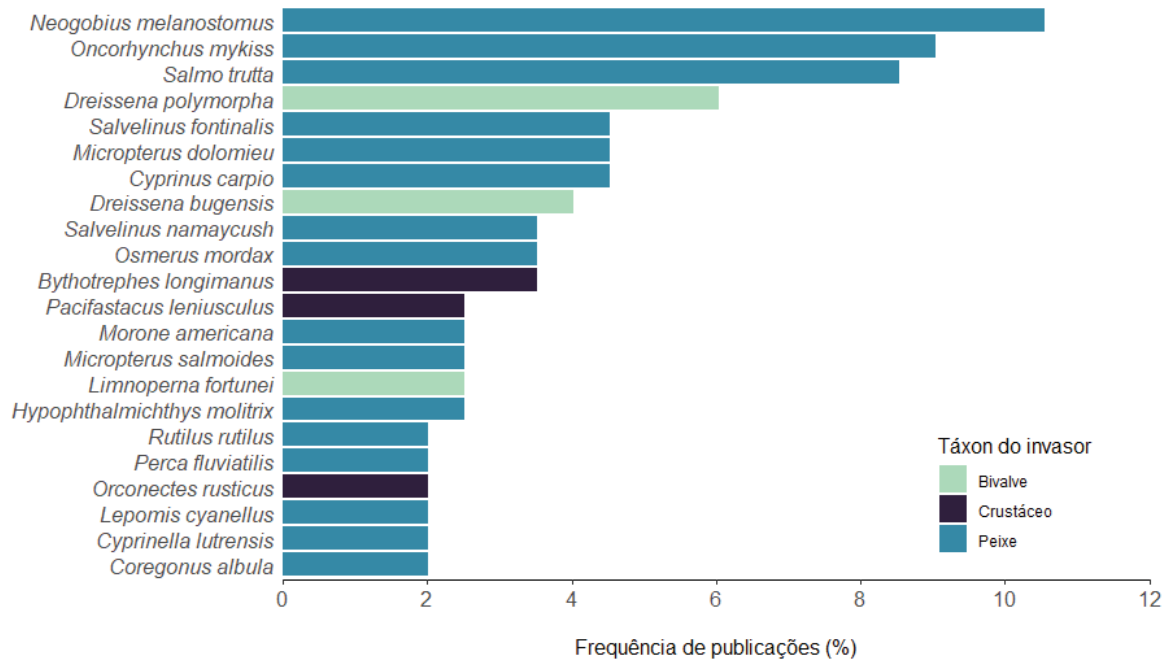


Fig. 7 Espécies de invasores analisadas nos estudos selecionados. Apenas as 22 espécies que apareceram em mais de 2% das publicações foram incluídas no gráfico. As espécies de peixes invasores estão identificadas pela cor azul, bivalves em verde claro e crustáceos em roxo escuro



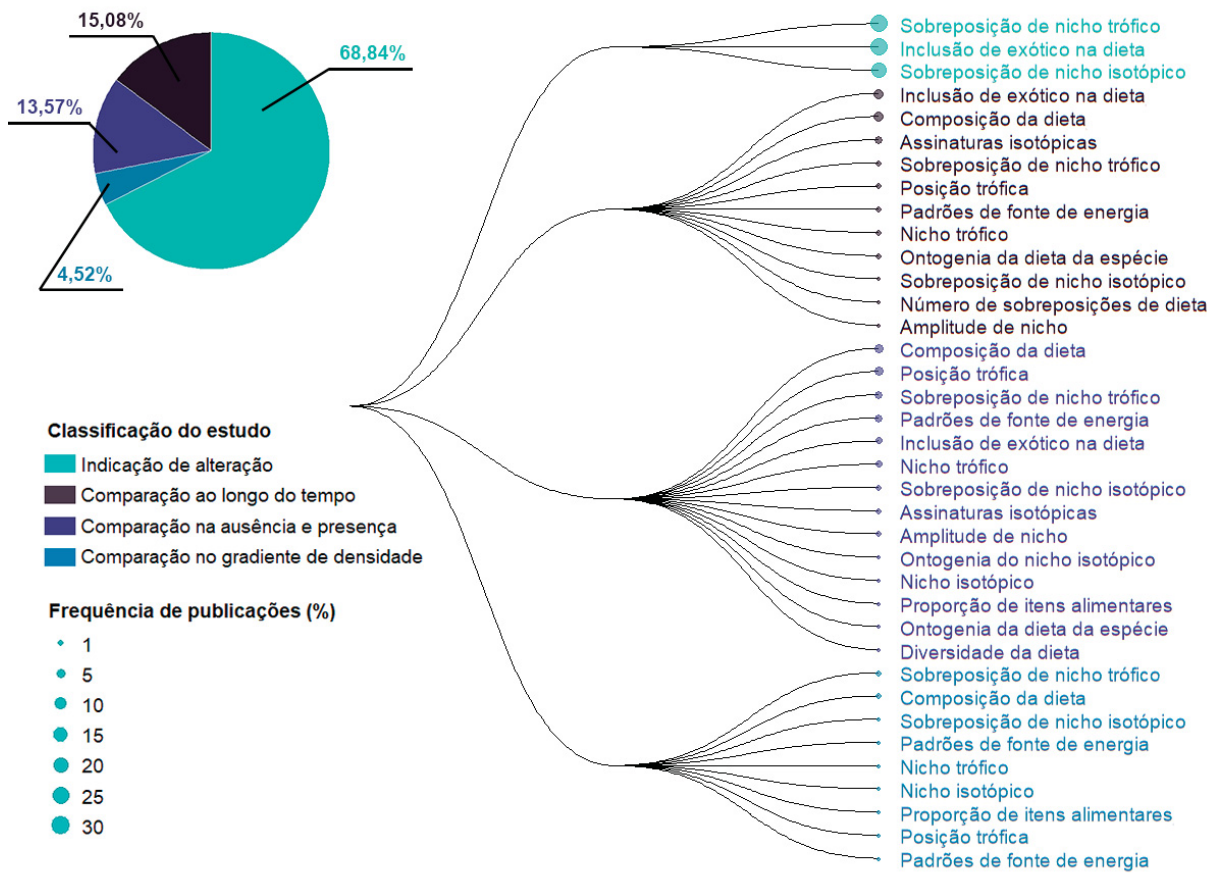
ALTERAÇÕES NA DIETA DE PEIXES NATIVOS

A maior parte dos estudos selecionados analisavam indicações de alterações na dieta (68.54%), não permitindo comparação, mas apresentando alterações decorrentes de eventos de invasão biológica. Os outros estudos realizavam comparação da dieta ao longo do tempo (15,08%), na ausência e presença dos invasores (13,57%) e no gradiente de densidade (4,52%) (Fig. 8).

Foram registrados 15 tipos de alterações relatadas nos 199 estudos selecionados. O tipo de alteração mais relatada na totalidade dos estudos é a inclusão da espécie exótica na dieta do peixe nativo (35,18%), seguida pelas sobreposições de nicho isotópico (33,17%) e trófico (21,11%) entre espécie invasora e nativa.

Dentre os estudos de comparação ao longo do tempo, os tipos de alteração mais comuns foram a alteração na composição de dieta (40%) e a inclusão de exóticos na dieta (40%). Dentre os estudos de comparação na ausência e presença do invasor, as alterações mais comuns foram alteração na composição da dieta (37,04%) e alteração na posição trófica do peixe nativo (33,33%). Já considerando os estudos de comparação no gradiente de densidade, as alterações mais frequentes foram a sobreposição de nicho trófico (33,33%) e a alteração na composição da dieta (22,22%).

Fig. 8 Alterações encontradas na dieta dos das espécies de peixes nativas analisadas nos estudos selecionados, agrupadas de acordo com a classificação do estudo



INCLUSÃO DE ESPÉCIE EXÓTICA NA DIETA

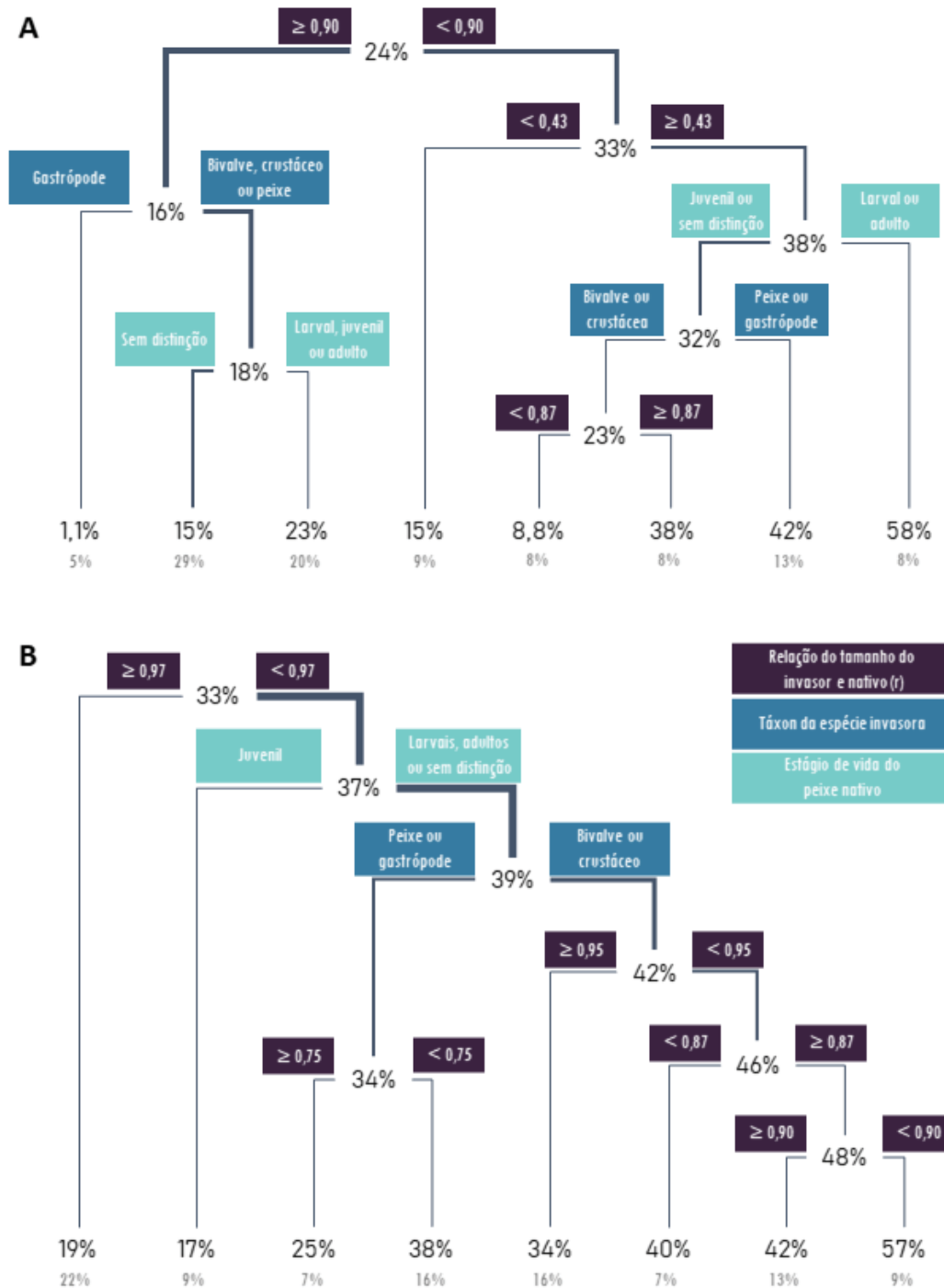
Para analisar a importância das espécies exóticas na dieta de peixes nativos foram selecionados os 49 estudos que cumpriam todos os requisitos. Dentre estes, 41 estudos foram selecionados para identificar os fatores que mais influenciavam a porcentagem de participação dos invasores na dieta, com 128 pares de espécie nativo-invasor analisados. Quanto à frequência de ocorrência do invasor na dieta dos peixes nativos foram utilizados 33 estudos, com 110 pares de nativo-invasor analisados (Informação Suplementar S5).

Com relação à porcentagem de participação dos invasores na dieta, a média de participação na dieta foi de 24%. A árvore de regressão identificou a variável 'relação de tamanho entre espécie invasora e nativa (r)' como sendo o principal fator de regressão, com uma importância de 52%. Essa mesma variável foi a ramificação primária para essa árvore de regressão, e demonstrou que o tamanho

relativo da presa invasora é uma variável importante a ser considerada na dieta de peixes nativos (Fig. 9A). Peixes com r maior ou igual à 0,90 contabilizaram 54% dos pares de espécies, sendo que 5% apresentavam gastrópodes como presas exóticas. Por outro lado, peixes com r menor que 0,90 perfizeram 46% dos pares de espécies. A maior média percentual de participação na dieta foi de 58% para peixes nativos em estágio larval ou adultos, com r entre 0,43 e 0,89.

Quanto a frequência de ocorrência, a média foi de 33%. A árvore de regressão da frequência de ocorrência também foi mais influenciada pela variável r , com uma importância de 57%, sendo também o fator de ramificação primária. Peixes com r maior ou igual à 0,97 contabilizaram 22% dos pares de espécies, com uma frequência de ocorrência média de 19% (Fig. 9B). Peixes com r menor que 0,97 somaram 78% dos pares de espécies e dentre estes está a menor frequência de ocorrência média, que foi de 17% quando os peixes nativos eram juvenis. A maior frequência de ocorrência média foi de 57% em estudos com peixes nativos larvais, adultos ou sem distinção que consumiam bivalves ou crustáceos invasores e apresentando r dentro do intervalo de 0,87 e 0,89.

Fig. 9 Árvores de regressão descrevendo a influência da relação do tamanho da espécie nativa e invasora (r) (cor escura), do táxon do invasor (cor de tom médio) e do estágio de vida dos peixes nativos (cor clara) na participação do invasor na dieta do peixe nativo (a) e na frequência de ocorrência do invasor na dieta (b). A largura da linha é proporcional a percentagem de pares nativo-invasor presentes no ramo. Em cinza, a percentagem de pares nativo-invasor em cada nó terminal



4. DISCUSSÃO

Esta revisão sintetiza informações sobre estas alterações tróficas e elucida como espécies invasoras participam da dieta de espécies de peixes nativas, assim como gera informações sobre as consequências para a estrutura trófica dos ecossistemas, além de identificar lacunas que merecem atenção em pesquisas futuras. Ao discutir essas alterações identificamos pontos onde os esforços de pesquisa podem ser melhorados, as alterações tróficas mais comuns e as características das espécies invasoras que mais contribuem para sua participação na dieta dos peixes nativos.

DISTRIBUIÇÃO DO ESFORÇO DE PESQUISA

Nossos resultados demonstraram que os estudos estavam distribuídos em áreas por todo o mundo, com pelo menos um estudo localizado em cada reino biogeográfico (Wallace 1876). Contudo, somente a região neoártica reúne 64,62% dos estudos analisados. Os Estados Unidos, Canadá, Argentina, Brasil e Rússia tiveram a maior frequência de publicações por país. Estes são países com um grande número de espécies de peixes nativos e/ou endêmicos (Froese e Pauly 2021). Embora o Brasil seja o país com o maior número de espécies nativas (ca. 3486, Froese e Pauly 2021), nossa revisão registrou apenas 13 espécies que tiveram alterações nas suas dietas relatadas. Por outro lado, os estudos realizados nos Estados Unidos, que têm cerca de 896 espécies de peixes nativos, registraram alterações na dieta em 90 espécies. Dessa forma, a distribuição do esforço de estudo sobre a ecologia alimentar de peixes em ambientes invadidos não estão distribuídos de forma equitativa, principalmente visto que países na região neotropical apresentam a maior diversidade de peixes do mundo e grande parte ameaçada por invasões biológicas (Vitule et al 2017). De forma relacionada, existem países para os quais nenhum estudo foi registrado, como a República Democrática do Congo, mas que possuem uma enorme diversidade de espécies de peixes nativos e endêmicos ($n = 1131$) já ameaçados por conta da fragmentação de rios (Winemiller et al 2016, Froese e Pauly 2021) e pela invasão de espécies exóticas em ambientes aquáticos continentais (Fletcher et al 2016, Mbale et al 2019, Mukedin et al 2021). Entretanto, não são conhecidos os tipos ou a extensão das alterações na ecologia alimentar de peixes nas regiões invadidas. Assim, estudos futuros que relacionem dados de peixes nativos e espécies aquáticas introduzidas serão importantes para determinar áreas que necessitam de especial atenção.

Lagos, rios e reservatórios foram os ecossistemas de água doce mais frequentemente analisados. O monitoramento dos impactos de processos de invasão nestes três ecossistemas é essencial já que eles podem atuar como um sistema de rede que abre caminho para processos de invasão, com lagos e reservatórios funcionando como centros de invasão e os rios permitindo que as espécies invasoras se dispersem por novas áreas (Muirhead e MacIsaac 2005). Lagos e reservatórios são os ecossistemas que mais sofrem com alterações causadas por processos de invasão já que costumam ter uma alta taxa de introdução de EEI mediada pela ação humana (e.g. liberação de água de lastro contendo EEI, introdução de espécies para pesca comercial e esportiva, escape de tanques-rede para piscicultura e políticas públicas equivocadas para utilização desses corpos aquáticos na aquicultura) (Kerr et al 2005, Havel et al 2015, Lima-Junior et al 2018, Chavert et al 2021). Reservatórios podem ainda estar fortemente associados a EEI devido a maior disponibilidade de nichos e por serem ambientes com um alto nível de distúrbio (Havel et al 2005, Johnson et al 2008, Escrivà et al 2014). De fato, em ecossistemas como lagos e reservatórios alterados, efeitos em cascata nas redes tróficas parecem ser especialmente determinados por invasões biológicas (Bezerra et al 2019). Contudo, é importante realizar o monitoramento de outros ecossistemas de água doce como afluentes, que podem servir como vias de expansão para espécies invasoras (Adams et al 2001, Kornis et al 2013).

A metodologia de análise de dieta mais utilizada nos estudos selecionados foi a análise de trato gastrointestinal (>80%). Este é o tipo de análise trófica mais comum (Kadye e Booth 2012) e o que exige menos recursos, logo é esperado que ele apresente maior frequência entre os estudos. Este é um método que fornece informações sobre a alimentação dos peixes nos momentos antes da captura (Power et al 2002), o que pode ser útil em alguns estudos, mas uma desvantagem em outros (Silveira et al 2020). Uma metodologia empregada para aumentar a eficiência da análise de conteúdo do trato gastrointestinal é sua combinação com uso de técnicas de DNA *barcoding*. As análises de DNA *barcoding* se popularizaram a partir dos anos 2000 (Comtet et al 2015) e desde o início desta popularização foi apontado seu potencial para analisar espécies invasoras (Armstrong e Ball 2005). Essa análise permite a detecção e identificação de espécies invasoras a partir de amostras de DNA extraídas de pequenos fragmentos e mesmo de amostras degradadas (Comtet et al 2015), condições comumente observadas na análise de conteúdo gastrointestinal. Mais tarde a tecnologia de

metabarcoding foi desenvolvida, com a vantagem de permitir a identificação de várias espécies em uma mesma amostra (Comtet et al 2015). Quando comparada ao método de análise de conteúdo gastrointestinal a utilização destes métodos pode revelar um valor mais alto da diversidade de itens alimentares, como observado por Jakubavičiūtė et al (2017) na dieta do peixe *Gasterosteus aculeatus* (Linnaeus, 1758). É possível que nos próximos anos os estudos que utilizam os métodos de DNA *barcoding* e *metabarcoding* para identificação de espécies na dieta de peixes sejam mais frequentes devido também a popularização da tecnologia.

Quando falamos das alterações na teia trófica de ecossistemas aquáticos, o método análise de isótopos estáveis é bastante utilizado e sua frequência de utilização tem aumentado nos estudos de dieta. Esta análise é capaz de evidenciar interações tróficas entre espécies e determinadas alterações na dieta de peixes, baseando-se na relação entre a composição isotópica do consumidor e de seu alimento, permitindo a investigação da dieta e do fluxo de energia em teias alimentares (Fry 2006). Os isótopos estáveis mais comumente utilizados por ecólogos de água doce são os isótopos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$), os quais permitem a identificação da fonte de energia e da posição trófica de determinado consumidor, respectivamente (Cabana e Rasmussen 1996, Fry 2006). Logo, as alterações no nicho isotópico e contribuição relativa de várias fontes alimentares na dieta dos consumidores só podem ser identificadas através dessa metodologia (Churchill et al 2015). Desta forma, a utilização de isótopos estáveis permitiu observar novas dimensões do tipo e extensão dos impactos de espécies invasoras na dieta de peixes nativos (Vander-Zanden et al 1999). Além disso, esta metodologia pode ser utilizada para realização de análise de dieta não-letais, utilizando na análise tecido da barbatana, escamas ou mesmo o muco epidérmico de peixes (Church et al 2009, Tronquart et al 2012, Winter et al 2019).

Houve uma proporção semelhante de estudos que não faziam diferenciação entre os estágios de vida dos peixes nativos (40,70%) e estudos que analisavam diferentes estágios de vida dos peixes, considerando estes para analisar a dieta (40,20%). Considerar o estágio de desenvolvimento é importante quando falamos de ecologia alimentar devido à possibilidade de ocorrerem mudanças ontogênicas de nicho. As mudanças ontogênicas no nicho alimentar das espécies possuem grande importância no estudo da ecologia de comunidades e de ecologia trófica (Nakazawa 2015), sendo

muito conhecidas em ecossistemas aquáticos (Hjelm et al 2000, Kimirei et al 2013) e em peixes (Davis 2011, Sánchez-Hernández e Cobo 2016, Alves et al 2021). Em seus primeiros estágios de vida peixes comumente se alimentam de fitoplâncton, zooplâncton e pequenos macroinvertebrados, podendo mais tarde alterar sua dieta para macroinvertebrados de tamanhos maiores, peixes e detritos (Huss et al 2013, Sánchez-Hernández et al 2019). Aqui consideramos os diferentes estágios larvais, juvenis e adultos para inferir possíveis diferenças em seu nicho alimentar, mas em algumas espécies as mudanças ontogênicas de nicho podem ocorrer dentro de um mesmo estágio de desenvolvimento. Hjelm et al (2000) analisaram mudanças ontogênicas no nicho alimentar de *P. fluviatilis* e observaram duas mudanças de nicho alimentar em alguns indivíduos – de consumo de zooplâncton para consumo de invertebrados bentônicos, e em seguida para consumo de peixes – antes mesmo de atingirem o comprimento da primeira maturação (L_m) (Froese e Pauly 2021). Um outro estudo demonstrou, utilizando isótopos estáveis, que as variações ontogênicas ocorrem de forma sutil em piranhas invasoras (*Serrasalmus marginatus* Valenciennes, 1837), os quais consomem presas maiores conforme crescem, mesmo quando adultos (Alves et al 2021). Dessa forma, é importante considerar as mudanças ontogênicas de nicho alimentar nas diferentes classes de tamanho ao analisar as alterações motivadas pela invasão de espécies.

ESPÉCIES NATIVAS

Os estudos continuam dados de alteração de dieta em 277 espécies de peixes nativos. As espécies mais frequentes nos estudos (*P. flavescens*, *P. fluviatilis*, *L. macrochirus*, *M. salmoides* e *S. namaycush*) são espécies pouco ameaçadas, possuindo status pouco preocupante, com exceção de *S. namaycush*, que não possui status definido. Entretanto, todas são consideradas espécies comerciais e esportivas (Froese e Pauly 2021). Braga et al (2011) observaram que estudos na área de ecologia alimentar de peixes tendem a focar a pesquisa em espécies comerciais, possivelmente devido aos estudos de análise de dieta utilizarem técnicas invasivas, que exigem o sacrifício do peixe, o que é uma preocupação quando se trata de espécies ameaçadas. Métodos não invasivos como a observação subaquática, gravações de vídeos com uso de iscas ou análises fecais podem possuir baixa eficiência para determinar a dieta de peixes (Silveira et al 2020). Contudo, o uso da técnica não-letal de lavagem gástrica ou análise fecal juntamente com o uso de técnicas de DNA *barcoding* e *metabarcoding* têm

sido utilizadas para outros grupos animais (e.g. aves: Young et al 2020, anfíbios: Pereira et al 2021, e elasmobrânquios: Barnett et al 2010) e mesmo alguns grupos de peixes vulneráveis, como os cavalos-marinhos (Lazic et al 2020, 2021), podendo ser um caminho para possibilitar a análise da dieta de peixes de espécies vulneráveis. Contudo, mais estudos de avaliação da eficácia desta metodologia em peixes precisam ser realizados. Outras metodologias não-letais já relatadas – como a análise de isótopos estáveis de barbatana, escamas ou muco – podem ser utilizadas para analisar espécies vulneráveis.

ESPÉCIES INVASORAS

A espécie invasora mais frequente nos estudos foi o peixe *N. melanostomus*. Dos 23 estudos onde ela foi registrada, 85,7% foram nos Estados Unidos e Canadá, onde a espécie foi registrada pela primeira vez na década de 1990 (Jude et al 1992, Kornis et al 2012). Esta espécie é considerada uma ameaça à dinâmica trófica das teias alimentares nas regiões onde é invasora (Pennuto et al 2010, Kornis et al 2012). A preocupação com seus impactos em peixes nativos é esperada, principalmente na América do Norte, onde a espécie parece estar expandindo ainda mais sua distribuição. Houve registros de góbios redondos em pequenos tributários de grandes lagos (Kornis et al 2013), o que pode ser um mecanismo de expansão de seu alcance geográfico (Blair et al 2019). Outras duas espécies frequentes nos estudos foram o peixe *O. mykiss* e o bivalve *D. polymorpha*, citadas como algumas das piores espécies exóticas invasoras no mundo pelo Invasive Species Specialist Group (ISSG) (Lowe et al 2000, Luque et al 2014).

O táxon ‘peixes’ foi o tipo de invasor mais comum nos estudos selecionados. É possível que os peixes sejam os invasores que obtenham maior sucesso na invasão dos ecossistemas de água doce. As espécies de peixes introduzidas não representam uma amostra aleatória da fauna de outras regiões, geralmente sendo espécies com valor comercial e esportivo (Blanchet et al 2010) e predadores de grande porte (Blanchet et al 2010, Syväranta et al 2010). Dessa forma essas espécies apresentam tamanhos corporais maiores que os das espécies nativas (Cucherousset et al 2012), conseguindo se estabelecer no ambiente e ocupando um nicho de predador de topo, podendo estender a teia alimentar do ecossistema aquático (Syväranta et al 2010). Embora muitas vezes a introdução de peixes seja uma ameaça silenciosa (Doria et al 2021), essa prevalência de peixes como invasores é conhecida e Strayer

(2010) discutiu algumas outras possibilidades para os peixes estarem entre os táxons de invasores mais representados. A primeira possibilidade é de que alguns grupos podem ser subamostrados nas pesquisas. Outra possibilidade é a de que alguns grupos da biota são mais conhecidos e estudados, como, por exemplo, os peixes. Dessa forma, a presença do invasor é conhecida e ele se torna foco de estudos na área. Por fim, outra justificativa para o destaque de peixes invasores é que estas são espécies facilmente dispersadas pelos humanos, que realizam introduções deliberadas principalmente com fins comerciais e esportivos (García-Berthou 2007, Leprieur et al 2008). Dessa forma, é recomendado que as pesquisas futuras considerem a adequação da metodologia para identificação de possíveis invasores subamostrados.

ALTERAÇÕES NA DIETA DE PEIXES NATIVOS

O tipo de alteração mais relatada na totalidade dos estudos selecionados foi a inclusão da espécie exótica na dieta do peixe nativo, seguida pelas sobreposições de nicho isotópico e trófico. Apesar das sobreposições de nicho não serem consideradas uma alteração da dieta elas podem apontar interações tróficas que merecem atenção em estudos futuros. Na presença de um recurso limitante as espécies nativa e invasora precisam alterar seu nicho para permitir a coexistência entre as espécies (Hardin 1960). Estudos relataram a diminuição dos nichos trófico ou isotópico da espécie nativa após um determinado tempo de invasão (Tran et al 2015). Portanto, as áreas onde essas sobreposições de nicho são identificadas podem ser áreas relevantes para a realização de estudos futuros com o objetivo de identificar alterações na dieta dos peixes nativos.

A maior parte dos estudos analisavam indicações de alterações na dieta (>65%). Esta tendência pode ser devido a estes estudos não necessitarem de pesquisas de longa duração ou da realização de pesquisas em mais de uma área de estudo para realizar comparação. No caso dos estudos que comparam a dieta na ausência e presença do invasor é importante ressaltar que, comumente, estudos sobre impactos ecológicos de invasores costumam comparar habitats com alta densidade de invasores com habitats não invadidos (Jackson et al 2015). Contudo, os impactos podem variar de forma não previsível em função da densidade de invasores. Kornis et al (2014) observaram que o impacto de *Neogobius melanostomus* diminui em densidade mais altas, possivelmente devido ao aumento de interações interespecíficas. De forma relacionada, podemos esperar que as alterações na dieta causadas

pelas espécies de invasores também apresentem certos comportamentos específicos dependendo da densidade do invasor. Em nossa revisão apenas 4,52% dos estudos analisaram gradientes de densidade. Dessa forma é recomendada uma investigação mais aprofundada sobre as relações densidade-impacto para aumentar a eficiência da gestão em ecossistemas invadidos.

INCLUSÃO DE ESPÉCIE EXÓTICA NA DIETA

Quando analisamos a participação dos invasores na dieta, seja considerando a porcentagem de participação ou a frequência de ocorrência, a relação de tamanho entre espécie invasora e nativa (r) foi o principal fator de regressão. Este resultado pode indicar que as espécies invasoras são incluídas na dieta, desde que haja um predador com capacidade física para predação. Uma presa pode ser consumida por um peixe se a razão entre seu comprimento e o comprimento do predador estiver dentro de um intervalo específico, denominado ‘janela de predação’, o qual varia para cada espécie (Claessen et al 2002) e se esta presa fizer parte do hábito alimentar do predador (Pavlov e Kasumyan 2002). Dessa forma, a capacidade de predação do peixe nativo seria determinada principalmente por dois fatores: (a) que a espécie invasora pertença ao grupo de organismos que compõe a dieta da espécie nativa (i. e., peixe se for piscívora/carnívora, invertebrado se invertívora) e (b) que este invasor possua um tamanho que se encontre na janela de predação do peixe nativo.

Quando analisamos a porcentagem de participação na dieta, o segundo principal fator de regressão foi o táxon do invasor, com os peixes sendo o tipo de presa invasora que apareceu mais incluído nas dietas das espécies nativas. Este resultado pode ter sido influenciado pelo fato de que peixes possuem tamanhos maiores em relação aos outros táxons invasores analisados (bivalve, crustáceo e gastrópode), ocupando, portanto, uma porcentagem maior do volume da dieta da espécie nativa. Já quando consideramos a frequência de ocorrência do invasor o segundo principal fator de regressão foi o estágio de desenvolvimento. Devido a nosso fator de regressão mais importante ser a relação entre os tamanhos do invasor e do nativo era esperado que os adultos possuíssem maior porcentagem de participação do exótico, assim como os estudos sem distinção de idade que incluíam principalmente indivíduos de grande tamanho corporal. Os estudos que analisavam peixes em estado larval eram exclusivamente estudos de inclusão de um mesmo exótico na dieta, veligers do bivalve *Limnoperma fortunei* (Dunker, 1857), nos quais era analisada a abundância do invasor no ambiente,

relacionando as altas taxas de inclusão deste invasor na dieta dos peixes nativos com a grande abundância dos invasores no ambiente (Paolucci et al 2007, 2015, 2017).

Uma limitação do nosso estudo foi não incluir nesta análise outras variáveis que podem estar associadas à participação dos invasores na dieta, como, por exemplo, o tempo de invasão ou a abundância da presa invasora. É esperado que, quanto maior a abundância da presa, maior seria o lucro de energia do peixe nativo, e este passaria a utilizar esse novo recurso para otimizar seu forrageamento (Perry e Pianka 1997). Além disso, quando uma espécie é identificada no ecossistema ou na dieta de um peixe nativo ela pode permanecer inócua por um longo período de tempo antes de se tornar uma invasora dominante e provocar alterações significativas na dieta das espécies nativas (Simberloff et al 2013). Quando espécies são recentemente introduzidas no ambiente, peixes nativos podem não as reconhecer como uma possível presa (Pereira et al 2019). Contudo, em processos de invasão mais antigos os peixes nativos teriam um tempo de coexistência maior com o invasor e poderiam apresentar melhoras na sua capacidade de reconhecimento, ataque e ingestão do invasor (Warburton e Hughes 2011). Sendo assim o tempo de invasão pode se apresentar como um fator determinante para que a EEI possua uma participação significativa na dieta do peixe nativo. Porém, os estudos selecionados não possuíam uma documentação adequada do tempo de invasão e muitos estudos não analisavam a abundância da presa exótica no estudo, limitando-se a realizar as análises de dieta no peixe nativo.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os estudos sobre alterações na dieta de peixes nativos após eventos de invasão têm aumentado ao longo dos anos. Porém, pouco se relaciona essas muitas alterações encontradas com fenômenos globais importantes para a conservação da biodiversidade, como a homogeneização biótica (McKinney e Lockwood 1999) e o ‘trophic downgrading’ (Estes et al 2011). A síntese das informações que foram levantadas aqui nos ajuda a identificar os próximos passos a seguir em pesquisas futuras. Aqui, oferecemos nossas principais conclusões e recomendações para futuros estudos.

- (i) *Concentração de estudos em determinadas regiões.* Grande parte dos estudos realizados sobre impactos de invasores na dieta de peixes nativos estão concentrados na região da América do

Norte. Estudos futuros podem relacionar os registros de espécies de peixes nativos de água doce e o número de invasões por espécies aquáticas para determinar regiões prioritárias no levantamento de dados.

- (ii) *Diversificação do monitoramento do impacto de espécies invasoras em ecossistemas aquáticos.* Lagos, rios e reservatórios foram os ecossistemas de água doce mais frequentemente analisados, mas é importante realizar o monitoramento de outros ecossistemas de água doce como pequenos e prístinos afluentes, que podem servir como vias de expansão para espécies invasoras.
- (iii) *Ponderação sobre as mudanças ontogênicas de nicho alimentar.* A maior parte dos estudos não apresentava diferenciação entre classes de tamanho ou estágio de vida das espécies de peixes nativas. É importante considerar as mudanças ontogênicas de nicho alimentar nas diferentes classes de tamanho ao analisar as alterações motivadas pela invasão de espécies.
- (iv) *Investigação de alterações em espécies ameaçadas por meio de técnicas de análise de dieta não letais.* A maior parte dos estudos abordavam espécies de peixes nativos pouco ameaçadas. O uso da técnica não-letal de lavagem gástrica ou análise fecal juntamente com o uso de técnicas de DNA *barcoding* e *metabarcoding* e/ou utilização de isótopos estáveis de escamas ou nadadeiras pode ser um caminho para possibilitar a análise da dieta de peixes de espécies vulneráveis.
- (v) *Possibilidade de enviesamento dos estudos para determinados táxons de invasores.* A maior parte dos estudos apresentou uma espécie de peixe como invasor. É possível que estes sejam os invasores que obtenham maior sucesso na invasão dos ecossistemas de água doce. Contudo, pode haver um enviesamento dos estudos para táxons de peixes sobre os quais temos mais conhecimento. É recomendado que as pesquisas futuras considerem a adequação da metodologia para identificação de possíveis invasores subamostrados.
- (vi) *Sobreposição de nicho pode indicar comunidades prioritárias para futuros estudos.* O tipo de alteração mais relatada é a inclusão da espécie exótica na dieta do peixe invasor seguida pelas sobreposições de nicho isotópico e trófico. Apesar das sobreposições de nicho não serem consideradas uma alteração da dieta elas podem apontar interações tróficas que merecem

atenção em estudos futuros, pois as alterações no nicho das espécies nativas podem desencadear outras alterações na dieta.

- (vii) *O tamanho da espécie invasora em relação ao peixe nativo pode ser um determinante da inclusão deste invasor na dieta.* As maiores porcentagens de inclusão de exóticos na dieta ocorreram quando o invasor possuía um tamanho máximo de 43% a 89% do tamanho do peixe nativo. Os peixes foram os tipos de invasor que apareceram mais incluídos nas dietas das espécies nativas. Contudo, outros fatores além dos analisados devem influenciar a inclusão no invasor na dieta. Estudos futuros podem combinar estudos de abundância e histórico de invasões nas áreas de estudo para testar a influência de outras variáveis na inclusão de espécies exóticas na dieta.

REFERÊNCIAS

Adams SB, Frissell CA, Rieman BE (2001) Geography of invasion in mountain streams: consequences of headwater lake fish introductions. *Ecosystems* 4:296-307.

<https://doi.org/10.1007/s10021-001-0012-5>

Alves GHZ, Figueiredo BRS, Manetta GI, Benedito E (2021) Ontogenetic diet shifts: an additional mechanism for successful invasion of a piranha species in a Neotropical floodplain. *An Acad Bras Cienc* 94:e20190868

Anderson LW (2005) California's reaction to *Caulerpa taxifolia*: a model for invasive species rapid response. *Biological Invasions* 7:1003-1016. <https://doi.org/10.1007/s10530-004-3123-z>

Anton A et al (2019) Global ecological impacts of marine exotic species. *Nat Ecol Evol* 3:187-800. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0851-0>

Armstrong KF, Ball SL (2005) DNA barcodes for biossegurança: identificação de espécies invasivas. *Philos Trans R Soc Lond B* 360:1813-1823. <https://doi.org/10.1098/rstb.2005.1713>

Barnett A, Redd KS, Frusher SD, Stevens, JD, Semmens JM (2010) Non-lethal method to obtain stomach samples from a large marine predator and the use of DNA analysis to improve dietary information. *J Exp Mar Biol Ecol* 393:188-192. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2010.07.022>

Bellan-Santini D, Arnaud PM, Bellan G, Verlaque M (1996) The influence of the introduced tropical alga *Caulerpa taxifolia*, on the biodiversity of the Mediterranean marine biota. *J Ma Biolog Assoc UK* 76:235-237. <https://doi.org/10.1017/S0025315400029180>

Bezerra LAV, Ribeiro VM, Freitas MO, Kaufman L, Padial AA, Vitule JRS (2019) Benthification, biotic homogenization behind the trophic downgrading in altered ecosystems. *Ecosphere* 10:e02757. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2757>

Blackburn TM et al (2011) A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol Evol* 26:333-339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>

Blair SG, May C, Morrison B, Fox MG (2019) Seasonal migration and fine-scale movement of invasive round goby (*Neogobius melanostomus*) in a Great Lakes tributary. *Ecol Freshw Fish* 28:200-208. <https://doi.org/10.1111/eff.12443>

Blanchet S, Grenouillet G, Beauchard O, Tedesco PA, Leprieur F, Dürr HH, Busson F, Oberdorff T, Brosse S (2010) Non-native species disrupt the worldwide patterns of freshwater fish body size: implications for Bergmann's rule. *Ecol Lett* 13:421-431. <https://doi-org/10.1111/j.1461-0248.2009.01432.x>

Boudouresque CF, Meinesz A, Ribera MA, Ballesteros E (1995) Spread of the green alga *Caulerpa taxifolia* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean: possible consequences of a major ecological event. *Sci Mar* 59: 21-29. <http://hdl.handle.net/10261/28423>

Boudouresque CF, Lemée R, Mari X, Meinesz A (1996) The invasive alga *Caulerpa taxifolia* is not a suitable diet for the sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Aquat Bot* 53:245-250. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(96\)01021-2](https://doi.org/10.1016/0304-3770(96)01021-2)

Braga RR, Bornatowski H, Vitule JRS (2012) Feeding ecology of fishes: an overview of worldwide publications. *Rev Fish Biol Fisheries* 22:915–929. <https://doi.org/10.1007/s11160-012-9273-7>

Breiman L, Friedman JH, Olshen RA, Stone CJ (1984) Classification and regression trees. Routledge, Boca Raton.

Bøhn T, Amundsen PA Sparrow A (2008) Competitive exclusion after invasion? *Biol Invasions* 10:359–368. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9135-8>

Cabana G, Rasmussen JB (1996) Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proc Natl Acad Sci USA* 93:10844–10847.

CABI (2021) *Invasive Species Compendium*. Wallingford, UK: CAB International.
www.cabi.org/isc.

Carniatto N, Thomaz SM, Cunha ER, Fugi R, Ota RR (2013) Effects of an invasive alien Poaceae on aquatic macrophytes and fish communities in a Neotropical reservoir. *Biotropica* 45:747-754. <https://doi.org/10.1111/btp.12062>

Carniatto N, Cunha ER, Thomaz SM, Quirino BA, Fugi R (2020) Feeding of fish inhabiting native and non-native macrophyte stands in a Neotropical reservoir. *Hydrobiologia* 847:1553–1563. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04212-2>

Ceccherelli G, Cinelli F (1997) Short-term effects of nutrient enrichment of the sediment and interactions between the seagrass *Cymodocea nodosa* and the introduced green alga *Caulerpa taxifolia* in a Mediterranean bay. *J Exp Mar Biol Ecol* 217:165-177. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00050-6](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00050-6)

Charvet P, Occhi TVT, Faria L, Carvalho B, Pedroso CR, Carneiro L, Freitas M, Petrere-Junior M, Vitule JRS (2021). Tilapia farming threatens Brazil's waters. *Science* 371:356. <https://doi.org/10.1126/science.abg1346>

Churchill DA, Heithaus MR, Vaudo JJ, Grubbs RD, Gastrich K, Castro JI (2015) Trophic interactions of common elasmobranchs in deep-sea communities of the Gulf of Mexico revealed through stable isotope and stomach content analysis. *Deep Sea Res Part II: Topical Studies in Oceanography* 115:92-102. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2014.10.011>

Church MR, Ebersole JL, Rensmeyer KM, Couture RB, Barrows FT, Noakes DL (2009) Mucus: a new tissue fraction for rapid determination of fish diet switching using stable isotope analysis. *Can J Fish Aquat Sci* 66:1-5. <https://doi.org/10.1139/F08-206>

Claessen D, Van Oss C, de Roos AM, Persson L (2002) The impact of size-dependent predation on population dynamics and individual life history. *Ecology* 83:1660-1675. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[1660:TIOSDP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[1660:TIOSDP]2.0.CO;2)

Comtet T, Sandionigi A, Viard F, Casiraghi M (2015) DNA (meta) barcoding of biological invasions: a powerful tool to elucidate invasion processes and help managing aliens. *Biol Invasions* 17:905-922. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-0854-y>

Cucherousset J, Boulêtreau S, Martino A, Roussel JM, Santoul F (2012) Using stable isotope analyses to determine the ecological effects of non-native fishes. *Fish. Manag Ecol* 19:111-9. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00824.x>

Davis AM, Pearson RG, Pusey BJ, Perna C, Morgan DL, Burrows D (2011) Trophic ecology of northern Australia's terapontids: ontogenetic dietary shifts and feeding classification. *J Fish Biol*, 78:265-286. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02862.x>

Doria CRDC et al (2021) The silent threat of non-native fish in the Amazon: ANNF database and review. *Front Ecol Evol* 9. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.646702>

Dudgeon D (2019) Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Curr Biol* 29:R960-R967. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.002>

Eloranta AP, Johnsen SI, Power M, Bærum KM, Sandlund OT, Finstad AG, Rodgerud S, Museth J (2019) Introduced European smelt (*Osmerus eperlanus*) affects food web and fish community in a large Norwegian lake. *Biol Invasions* 21:85-98. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1806-0>

Escrivà A, Rueda J, Armengol X, Mesquita-Joanes F (2014) Artificial dam lakes as suitable habitats for exotic invertebrates: Ostracoda ecology and distribution in reservoirs of the Eastern Iberian Peninsula. *Knowl Manag Aquat Ecosyst* 412:09. <https://doi.org/10.1051/kmae/2013091>

Estes JA et al (2011) Trophic downgrading of planet Earth. *Science* 333:301-306. <https://doi.org/10.1126/science.1205106>

Feyrer F, Herbold B, Matern AS, Moyle PB (2003) Dietary shifts in a stressed fish assemblage: Consequences of a bivalve invasion in the San Francisco Estuary. *Environ Biol Fishes* 67:277–288. <https://doi.org/10.1023/A:1025839132274>

Firth BL, Poesch MS, Koops MA, Drake DAR, Power M (2021) Diet overlap of common and at-risk riverine benthic fishes before and after Round Goby (*Neogobius melanostomus*) invasion. *Biol Invasions* 23:221–234. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02366-7>

Fletcher D, Gillingham P, Britton J, Blanchet S, Gozlan RE (2016) Predicting global invasion risks: a management tool to prevent future introductions. *Sci Rep* 6:26316.

<https://doi.org/10.1038/srep26316>

Froese R, Pauly D (2021) FishBase. World Wide Web electronic publication.

www.fishbase.org, version (06/2021)

Fry B (2006) *Stable Isotope Ecology*. Springer, New York

Gallardo B, Clavero M, Sánchez MI, Vilà M (2016) Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Glob Change Biol* 22:151-163. <https://doi.org/10.1111/gcb.13004>

García-Berthou E (2007) The characteristics of invasive fishes: what has been learned so far? *J Fish Biol* 71:33-55. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01668.x>

Hardin G (1960) The competitive exclusion principle. *Science* 131: 1292-1297.

Havel JE, Lee CE, Vander-Zanden MJ (2005) Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? *Bioscience* 55:518–525. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0518:DRFILL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0518:DRFILL]2.0.CO;2)

Havel JE, Kovalenko KE, Thomaz SM, Amalfitano S, Kats LB (2015) Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia* 750:147–170. <https://doi-org/10.1007/s10750-014-2166-0>

Hjelm J, Persson L, Christensen B (2000) Growth, morphological variation and ontogenetic niche shifts in perch (*Perca fluviatilis*) in relation to resource availability. *Oecologia* 122:190-199. <https://doi.org/10.1007/PL00008846>

Huss M, Persson L, Borcharding J, Heermann L (2013) Timing of the diet shift from zooplankton to macroinvertebrates and size at maturity determine whether normally piscivorous fish can persist in otherwise fishless lakes. *Freshw Biol* 58:1416-1424. <https://doi.org/10.1111/fwb.12138>

Hyslop EJ (1980) Stomach contents analysis—a review of methods and their application. *J Fish Biol* 17:411-429. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02775.x>

Isaac A, Fernandes A, Ganassin MJM, Hahn NS (2014) Three invasive species occurring in the diets of fishes in a Neotropical floodplain. *Braz J Biol* 74:S016-S022. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.18312>

IUCN (2021) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1. <https://www.iucnredlist.org>.

Jackson MC, Ruiz-Navarro A, Britton JR (2015) Population density modifies the ecological impacts of invasive species. *Oikos* 124:880-887. <https://doi.org/10.1111/oik.01661>

Johnson PT, Olden JD, Vander-Zanden MJ (2008) Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Front Ecol Environ* 6:357-363. <https://doi.org/10.1890/070156>

Jude DJ, Reider RH, Smith GR (1992) Establishment of Gobiidae in the Great Lakes basin. *Can J Fish Aquat Sci* 49:416-421. <https://doi.org/10.1139/f92-047>

Kadye WT, Booth AJ (2012) Integrating stomach content and stable isotope analyses to elucidate the feeding habits of non-native sharptooth catfish *Clarias gariepinus*. *Biol Invas* 14:779-795. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0116-6>

Karpouzi VS, Stergiou KI (2003) The relationships between mouth size and shape and body length for 18 species of marine fishes and their trophic implications. *J Fish Biol* 62:1353-1365. <https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00118.x>

Keller RP, Geist J, Jeschke JM, Kühn I (2011) Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environ Sci Eur* 23:23. <https://doi.org/10.1186/2190-4715-23-23>

Kerr SJ, Brousseau CS, Muschett M (2005) Invasive aquatic species in Ontario: a review and analysis of potential pathways for introduction. *Fisheries* 30:21-30. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(2005\)30\[21:IASIO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2005)30[21:IASIO]2.0.CO;2)

Kimirei IA, Nagelkerken I, Trommelen M, Blankers P, van Hoytema N, Hoeijmakers D, Huijbers CM, Mgaya YD, Rypel AL (2013) What Drives Ontogenetic Niche Shifts of Fishes in Coral Reef Ecosystems? *Ecosystems* 16:783-796. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9645-4>

Kornis MS, Mercado-Silva N, Vander-Zanden MJ (2012) Twenty years of invasion: a review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. *J Fish Biol* 80:235-285. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2011.03157.x>

Kornis MS, Sharma S, Vander-Zanden MJ (2013) Invasion success and impact of an invasive fish, round goby, in Great Lakes tributaries. *Divers Distrib* 19:184-198. <https://doi.org/10.1111/ddi.12001>

Kornis MS, Carlson J, Lehrer-Brey G, Vander-Zanden MJ (2014) Experimental evidence that ecological effects of an invasive fish are reduced at high densities. *Oecologia* 175:325-334.

<https://doi.org/10.1007/s00442-014-2899-5>

Lambertini M et al (2011) Invasives: a major conservation threat. *Science* 333:404-405.

<https://doi.org/10.1126/science.333.6041.404-b>

Lantry BF, Walsh MG, Johnson JH, McKenna Jr JE (2010) Occurrence of the Great Lake's most recent invader, *Hemimysis anomala*, in the diet of fishes in southeastern Lake Ontario. *J Great Lakes Res* 36:179-183. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2009.12.002>

Lazic T et al (2020) What goes in, must come out: Evaluation of the DNA metabarcoding approach to analyze diet of threatened seahorses. IMEKO TC-19 2020 International Workshop on Metrology for The Sea. <https://www.imeko.org/publications/tc19-Metrosea-2020/IMEKO-TC19-MetroSea-2020-29.pdf>. Accessed 27 August 2021

Lazic T et al (2021) Evaluating DNA metabarcoding to analyze diet composition of wild long-snouted seahorse *Hippocampus guttulatus*. 2021 International Workshop on Metrology for the Sea; Learning to Measure Sea Health Parameters (MetroSea): 257-261.

<https://doi.org/10.1109/MetroSea52177.2021.9611570>

Lenzner B et al (2019) A Framework for Global Twenty-First Century Scenarios and Models of Biological Invasions. *BioScience* 69:697-710. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz070>

Leprieur F, Beauchard O, Blanchet S, Oberdorff T, Brosse S (2008) Fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. *PLoS Biol* 6:e28.

<https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060028>

Lima Junior DP, Magalhães ALB, Pelicice FM, Vitule JRS, Azevedo-Santos VM, Orsi ML, Simberloff D, Agostinho AA (2018) Aquaculture expansion in Brazilian freshwaters against the Aichi Biodiversity Targets. *Ambio* 47:427-440. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-1001-z>

Longepierre S, Robert A, Levi F, Francour P (2005) How an invasive alga species (*Caulerpa taxifolia*) induces changes in foraging strategies of the benthivorous fish *Mullus surmuletus* in coastal Mediterranean ecosystems. *Biodivers Conserv* 14:365-376. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-5356-7>

Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M (2000) 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), Auckland

Luque GM, Bellard C, Bertelsmeier C, Bonnaud E, Genovesi P, Simberloff D, Courchamp F (2014) The 100th of the world's worst invasive alien species. *Biol Invasions* 16:981–985.
<https://doi.org/10.1007/s10530-013-0561-5>

Lynch AJ et al (2016) The social, economic, and environmental importance of inland fish and fisheries. *Environ Rev* 24:115-121. <https://doi.org/10.1139/er-2015-0064>

Mbale HK, Mukendi MT, Bongo GN, Kikufi AB, Lukoki FL (2019) Floristic inventory of invasive alien aquatic plants found in some Congolese rivers, Kinshasa, Democratic Republic of the Congo. *Asian J Environ Sci* 1-15. <https://doi.org/10.9734/ajee/2019/v11i430142>

McCue MD, Javal M, Clusella-Trullas S, Le Roux JJ, Jackson MC, Ellis AG, Richardson DM, Valentine AJ, Terblanche JS (2020) Using stable isotope analysis to answer fundamental questions in invasion ecology: Progress and prospects. *Methods Ecol Evol* 11:196-214.
<https://doi.org/10.1111/2041-210X.13327>

McIntosh CR, Finnoff DC, Settle C, Shogren JF (2009) Economic valuation and invasive species. In: Keller RP, Lodge DM, Lewis MA, Shogren JF (ed) *Bioeconomics of invasive species*. Oxford University Press, Oxford, pp 151-179

McKinney ML, Lockwood JL (1999) Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol Evol* 14:450-453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)

Meinesz A, Hesse B (1991) Introduction et invasion de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée nord-occidentale. *Oceanologica acta* 14: 415-426.
<https://archimer.ifremer.fr/doc/00101/21268/>

Michelan TS, Thomaz SM, Mormul RP, Carvalho P (2010) Effects of an exotic invasive macrophyte (tropical signalgrass) on native plant community composition, species richness and functional diversity. *Freshw Biol* 55:1315-1326. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02355.x>

Minder M, Arsenault ER, Erdenee B, Maasri A, Pyron M (2021) Diet overlap among non-native trout species and native cutthroat Trout (*Oncorhynchus clarkii*) in two US ecoregions. *Ecol Evol* 11:2782-2795. <https://doi.org/10.1002/ece3.7231>

Mittelbach GG, Persson L (1998) The ontogeny of piscivory and its ecological consequences. *Can J Fish Aquat Sci* 55:1454-1465. <https://doi.org/10.1139/f98-041>

Moorhouse TP, Macdonald DW (2015) Are invasives worse in freshwater than terrestrial ecosystems? *Wiley Interdiscip Rev Water* 2:1-8. <https://doi.org/10.1002/wat2.1059>

Muirhead JR, MacIsaac HJ (2005) Development of inland lakes as hubs in an invasion network. *J Appl Ecol* 42:80-90. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2004.00988.x>

Mukendi MT, Mbalei HK, Bongo GN, Lukoki FL (2021) Floristic Inventory of Invasive Alien Aquatic Plants Found in Molondo, Mipongo and Japan Islands of the Pool Malebo in Congo River, in the Democratic Republic of the Congo. *Asian J Plant Sci* 1-13.

Nakazawa T (2015) Ontogenetic niche shifts matter in community ecology: a review and future perspectives. *Popul Ecol* 57:347-354. <https://doi.org/10.1007/s10144-014-0448-z>

Ng CA, Berg MB, Jude DJ, Janssen J, Charlebois PM, Amaral LA, Gray KA (2008) Chemical amplification in an invaded food web: Seasonality and ontogeny in a high-biomass, low-diversity ecosystem. *Environ Toxicol Chem* 27:2186-2195. <https://doi.org/10.1897/07-636.1>

Ozersky T, Evans DO, Barton DR (2012). Invasive mussels alter the littoral food web of a large lake: stable isotopes reveal drastic shifts in sources and flow of energy. *PLoS One* 7:e51249. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0051249>

Page MJ et al (2021) The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews. *BMJ*, 372. <https://doi.org/10.1136/bmj.n71>

Paolucci EM, Cataldo DH, Fuentes CM, Boltovskoy D (2007) Larvae of the invasive species *Limnoperna fortunei* (Bivalvia) in the diet of fish larvae in the Paraná River, Argentina. *Hydrobiologia* 589:219-233. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0734-2>

Paolucci EM, Almada P, Cataldo DH, Boltovskoy D (2015) Native fish larvae take advantage of introduced mussel larvae: field evidence of feeding preferences on veligers of the introduced freshwater bivalve *Limnoperna fortunei*. *Hydrobiologia* 745:211-224. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2108-x>

Paolucci E M, Leites V, Cataldo DH, Boltovskoy D (2017) Veligers of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* in the diet of indigenous fish larvae in a eutrophic subtropical reservoir. *Austral Ecol* 42:759-771. <https://doi.org/10.1111/aec.12493>

Pennuto CM, Krakowiak PJ, Janik CE (2010) Seasonal abundance, diet, and energy consumption of round gobies (*Neogobius melanostomus*) in Lake Erie tributary streams. *Ecol Freshw Fish* 19:206-215. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2010.00405.x>

Pereira A, Samlali MA, S'Khifa A, Slimani T, Harris DJ (2021) A pilot study on the use of DNA metabarcoding for diet analysis in a montane amphibian population from North Africa. *Afr J Herpetol* 1-7. <https://doi.org/10.1080/21564574.2021.1921058>

Pereira LS, Angulo-Valencia MA, Occhi TV, Padial AA, Vitule JRS, Agostinho AA (2019) Looking through the predator's eyes: another perspective in naïveté theory. *Biol Invasions* 21:2577-2588. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-01996-w>

Perry G, Pianka ER (1997) Animal foraging: past, present and future. *Trends Ecol Evol* 12:360-364. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(97\)01097-5](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(97)01097-5)

Power M, Power G, Caron F, Doucett RR, Guiguer KR (2002) Growth and dietary niche in *Salvelinus alpinus* and *Salvelinus fontinalis* as revealed by stable isotope analysis. In: Magnan P, Audet C, Glémet H, Legault M, Rodríguez MA, Taylor EB. *Ecology, behaviour and conservation of the charrs, genus Salvelinus*. Springer, Dordrecht, pp. 75-85

Quirino BA, Carniatto N, Guglielmetti R, Fugi R (2017) Changes in diet and niche breadth of a small fish species in response to the flood pulse in a Neotropical floodplain lake. *Limnologica* 62:126-131. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.10.005>

Reis RE, Albert JS, Di Dario F, Mincarone MM, Petry P, Rocha LA (2016) Fish biodiversity and conservation in South America. *J Fish Biol* 89:12-47. <https://doi.org/10.1111/jfb.13016>

R Core Team (2021) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

Rennie MD, Evans DO, Young JD (2013) Increased dependence on nearshore benthic resources in the Lake Simcoe ecosystem after dreissenid invasion. *Inland Waters* 3:297-310. <https://doi.org/10.5268/IW-3.2.540>

Rezende CF, Lobón-Cerviá J, Caramaschi EP, Mazzoni R (2013) Trophic ecology of two benthivorous fishes in relation to drift and benthos composition in a pristine Serra do Mar stream (Rio de Janeiro, Brazil). *Fundam Appl Limnol* 183:163–175. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2013/0430>

Ricciardi A, MacIsaac H (2008) The book that began invasion ecology. *Nature* 452:34. <https://doi.org/10.1038/452034a>

Ricciardi A et al (2017) Invasion science: a horizon scan of emerging challenges and opportunities. *Trends Ecol Evol* 32:464-474. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.007>

Rogosch JS, Olden JD (2020) Invaders induce coordinated isotopic niche shifts in native fish species. *Can J Fish Aquat Sci* 77:1348-1358. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2019-0346>

Sánchez-Hernández J, Cobo F (2016) Ontogenetic shifts in terrestrial reliance of stream-dwelling brown trout. *J Limnol* 75:409-414. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1322>

Sánchez-Hernández J, Nunn AD, Adams CE, Amundsen PA (2019) Causes and consequences of ontogenetic dietary shifts: a global synthesis using fish models. *Biol Rev* 94:539-554. <https://doi.org/10.1111/brv.12468>

Sapota MR, Skóra KE (2005) Spread of alien (non-indigenous) fish species *Neogobius melanostomus* in the Gulf of Gdansk (south Baltic). *Biol Invasions* 7:157-164. <https://doi.org/10.1007/s10530-004-9035-0>

Schneider CA, Rasband WS, Eliceiri KW (2012) NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nat Methods* 9:671–675. <https://doi.org/10.1038/nmeth.2089>

Schofield PJ e Brown ME (2016) Invasive species: ocean ecosystem case studies for earth systems and environmental sciences. *Earth Systems and Environmental Sciences*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09207-1>

Sharma CM, Borgström R (2008) Shift in density, habitat use, and diet of perch and roach: An effect of changed predation pressure after manipulation of pike. *Fish Res* 91:98-106.

<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.11.011>

Silveira EL, Semmar N, Cartes JE, Tuset VM, Lombarte A, Ballester ELC, Vaz-dos-Santos AM (2020) Methods for trophic ecology assessment in fishes: a critical review of stomach analyses. *Rev Fish Sci Aquac* 28:71-106. <https://doi.org/10.1080/23308249.2019.1678013>

Simberloff D et al (2013) Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends Ecol Evol* 28:58-66. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>

Syväranta J, Cucherousset J, Kopp D, Crivelli A, Céréghino R, Santoul F (2010) Dietary breadth and trophic position of introduced European catfish *Silurus glanis* in the River Tarn (Garonne River basin), southwest France. *Aquat Biol* 8:137-144. DOI: <https://doi.org/10.3354/ab00220>

Strayer DL (2010) Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshw Biol* 55:152-174. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02380.x>

Tacon AGJ, Metian M (2013) Fish Matters: Importance of Aquatic Foods in Human Nutrition and Global Food Supply, *Rev Fish Sci Aquac* 21:22-38.

<https://doi.org/10.1080/10641262.2012.753405>

Therneau T, Atkinson B (2019) rpart: Recursive Partitioning and Regression Trees. R package version 4.1-15. <https://CRAN.R-project.org/package=rpart>

Thomsen MS, Byers JE, Schiel DR, Bruno JF, Olden JD, Wernberg T, Silliman BR (2014) Impacts of marine invaders on biodiversity depend on trophic position and functional similarity. *Mar Ecol Prog Ser* 495:39-47. <https://doi.org/10.3354/meps10566>

Tran TNQ, Jackson MC, Sheath D, Verreycken H, Britton JR (2015) Patterns of trophic niche divergence between invasive and native fishes in wild communities are predictable from mesocosm studies. *J Anim Ecol* 84:1071-1080. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12360>

Tronquart NH, Mazeas L, Reuilly-Manenti L, Zahm A, Belliard J (2012) Fish fins as non-lethal surrogates for muscle tissues in freshwater food web studies using stable isotopes. *Rapid Commun Mass Spectrom* 26:1603-1608. <https://doi.org/10.1002/rcm.6265>

Vander Zanden M, Casselman J, Rasmussen J (1999) Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature* 401:464–467. <https://doi.org/10.1038/46762>

Vitule JRS (2009) Introduction of fishes in Brazilian continental ecosystems: Review, comments and suggestions for actions against the almost invisible enemy. *Neotrop Biol Conserv* 4:111-122. <https://doi.org/10.4013/nbc.2009.42.07>

Vitule JRS, da Costa APL, Frehse FA, Bezerra LAV, Occhi TVT, Daga VS, Padial AA (2017) Comment on ‘Fish biodiversity and conservation in South America by Reis et al. (2016)’. *J Fish Biol* 90:1182-1190. <https://doi.org/10.1111/jfb.13239>

Wallace AR (1876) *The geographical distribution of animals*. Macmillan, London

Walsh JR, Carpenter SR, Vander Zanden MJ (2016) Invasive species triggers a massive loss of ecosystem services through a trophic cascade. *Proc Natl Acad Sci* 113: 4081-4085. <https://doi.org/10.1073/pnas.1600366113>

Wiedenmann J, Baumstark A, Pillen TL, Meinesz A, Vogel W (2001) DNA fingerprints of *Caulerpa taxifolia* provide evidence for the introduction of an aquarium strain into the Mediterranean Sea and its close relationship to an Australian population. *Mar Biol* 138:229-234. <https://doi.org/10.1007/s002270000456>

Williams SL, Grosholz ED (2002) Preliminary reports from the *Caulerpa taxifolia* invasion in southern California. *Mar Ecol Prog Ser* 233:307-310. <https://doi.org/10.3354/meps233307>

Winemiller KO et al (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351: 128-129.

Winter ER, Nyqvist M, Britton JR (2019) Non-lethal sampling for stable isotope analysis of pike *Esox lucius*: how mucus, scale and fin tissue compare to muscle. *J fish biol* 95:956-958. <https://doi.org/10.1111/jfb.14059>

Woodward G, Hildrew AG (2001) Invasion of a stream food web by a new top predator. *J Anim Ecol* 70:273-88. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2001.00497.x>

Young MJ, Dutoit L, Robertson F, van Heezik Y, Seddon PJ, Robertson BC (2020) Species in the faeces: DNA metabarcoding as a method to determine the diet of the endangered yellow-eyed penguin. *Wildl Res* 47:509-522. <https://doi.org/10.1071/WR19246>

Zeni JO, Casatti L (2014) The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia* 726:259-270. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1772-6>

INFORMAÇÃO SUPLEMENTAR**UMA REVISÃO SOBRE OS EFEITOS DE INVASÕES BIOLÓGICAS NA DIETA DA ICTIOFAUNA NATIVA**

Gabriela A. Valentim^{1,2*}, Gustavo H. Z. Alves³, André A. Padial^{1,2}

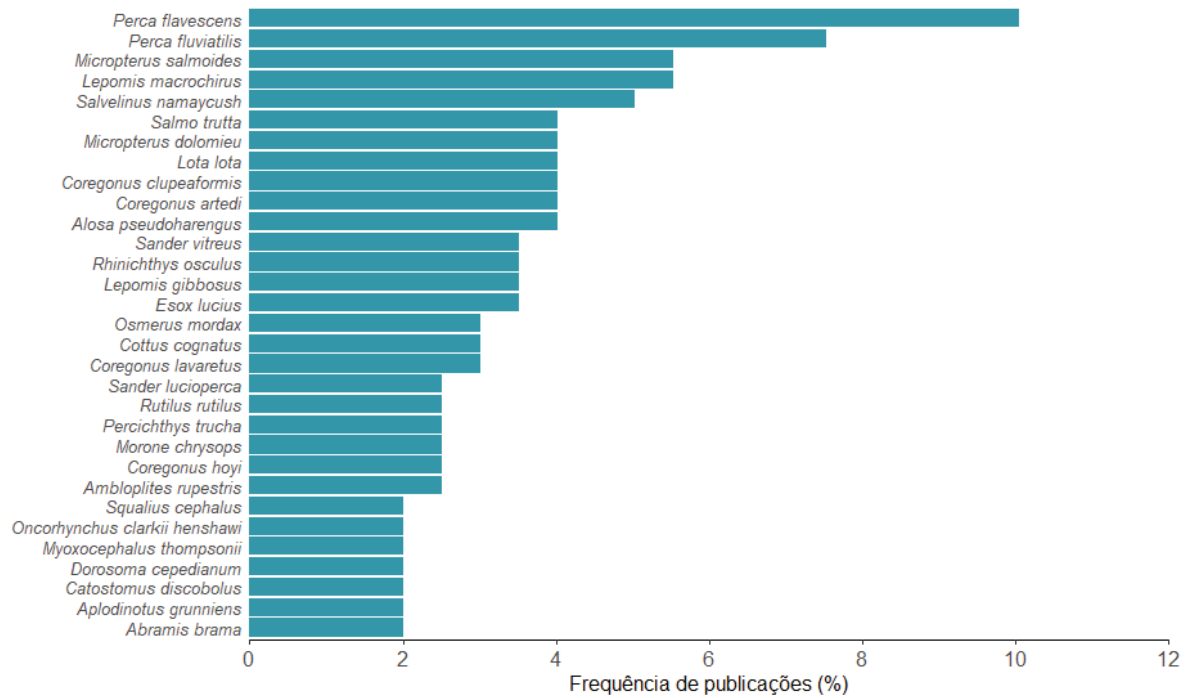
1 – Laboratório de Análise e Síntese em Biodiversidade, Departamento de Botânica, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Cx. 19031, 81531-980, Curitiba-PR, Brasil

2 – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Cx. 19031, 81531-980, Curitiba-PR, Brasil

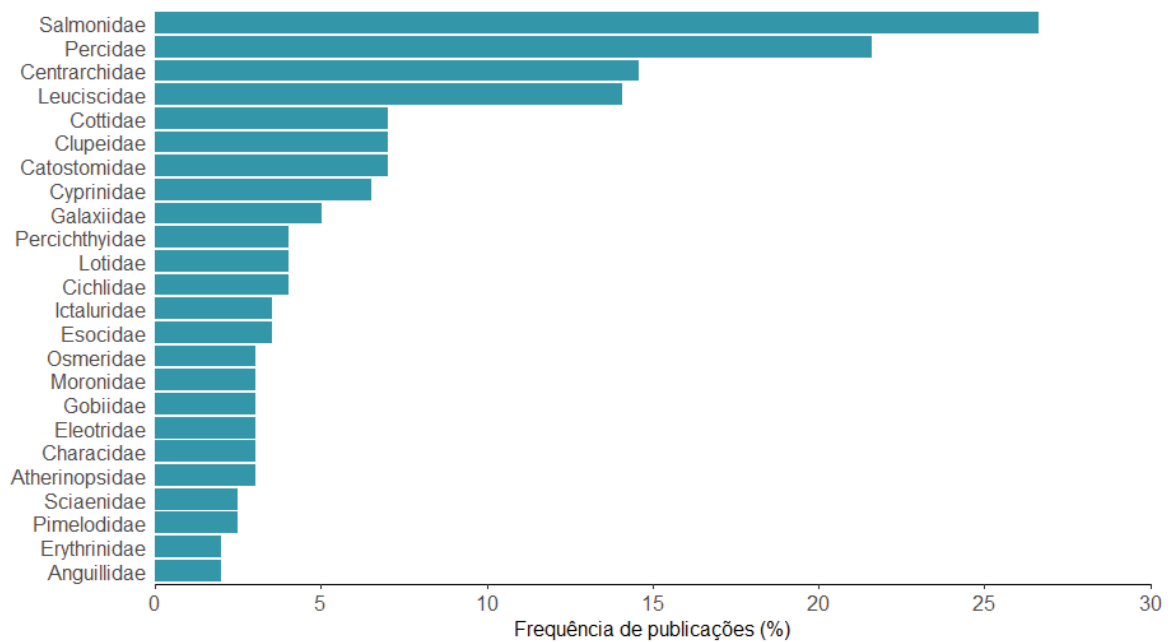
3 – Departamento de Biologia Geral, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Campus Uvaranas, Ponta Grossa-PR, Brasil

* Correspondente: valentim.gabriela@gmail.com

Informação Suplementar S1 Espécies de peixes nativas analisadas nos estudos selecionados. Apenas as 31 espécies que apareceram em mais de 2% das publicações foram incluídas no gráfico



Informação Suplementar S2 Famílias de peixes nativos analisadas nos estudos selecionados



Informação Suplementar S3 Lista de espécies nativas registradas nos estudos analisados, (N) número de estudos onde foi citada e frequência relativa (n = 199)

| Espécie nativas registradas | N | Frequência relativa (%) |
|--------------------------------------|----------|--------------------------------|
| <i>Perca flavescens</i> | 20 | 10.05 |
| <i>Perca fluviatilis</i> | 15 | 7.54 |
| <i>Lepomis macrochirus</i> | 11 | 5.53 |
| <i>Micropterus salmoides</i> | 11 | 5.53 |
| <i>Salvelinus namaycush</i> | 10 | 5.03 |
| <i>Alosa pseudoharengus</i> | 8 | 4.02 |
| <i>Coregonus artedii</i> | 8 | 4.02 |
| <i>Coregonus clupeaformis</i> | 8 | 4.02 |
| <i>Lota lota</i> | 8 | 4.02 |
| <i>Micropterus dolomieu</i> | 8 | 4.02 |
| <i>Salmo trutta</i> | 8 | 4.02 |
| <i>Esox lucius</i> | 7 | 3.52 |
| <i>Lepomis gibbosus</i> | 7 | 3.52 |
| <i>Rhinichthys osculus</i> | 7 | 3.52 |
| <i>Sander vitreus</i> | 7 | 3.52 |
| <i>Coregonus lavaretus</i> | 6 | 3.02 |
| <i>Cottus cognatus</i> | 6 | 3.02 |
| <i>Osmerus mordax</i> | 6 | 3.02 |
| <i>Ambloplites rupestris</i> | 5 | 2.51 |
| <i>Coregonus hoyi</i> | 5 | 2.51 |
| <i>Morone chrysops</i> | 5 | 2.51 |
| <i>Percichthys trucha</i> | 5 | 2.51 |
| <i>Rutilus rutilus</i> | 5 | 2.51 |
| <i>Sander lucioperca</i> | 5 | 2.51 |
| <i>Abramis brama</i> | 4 | 2.01 |
| <i>Aplodinotus grunniens</i> | 4 | 2.01 |
| <i>Catostomus discobolus</i> | 4 | 2.01 |
| <i>Dorosoma cepedianum</i> | 4 | 2.01 |
| <i>Myoxocephalus thompsonii</i> | 4 | 2.01 |
| <i>Oncorhynchus clarkii henshawi</i> | 4 | 2.01 |
| <i>Squalius cephalus</i> | 4 | 2.01 |
| <i>Catostomus commersonii</i> | 3 | 1.51 |
| <i>Catostomus latipinnis</i> | 3 | 1.51 |
| <i>Cottus gobio</i> | 3 | 1.51 |
| <i>Galaxias maculatus</i> | 3 | 1.51 |
| <i>Galaxias platei</i> | 3 | 1.51 |
| <i>Gymnocephalus cernua</i> | 3 | 1.51 |
| <i>Hoplias sp</i> | 3 | 1.51 |
| <i>Ictiobus cyprinellus</i> | 3 | 1.51 |
| <i>Itheringichthys labrosus</i> | 3 | 1.51 |

| | | |
|------------------------------------|---|------|
| <i>Leuciscus leuciscus</i> | 3 | 1.51 |
| <i>Oncorhynchus mykiss</i> | 3 | 1.51 |
| <i>Oreochromis mossambicus</i> | 3 | 1.51 |
| <i>Phoxinus phoxinus</i> | 3 | 1.51 |
| <i>Pomoxis nigromaculatus</i> | 3 | 1.51 |
| <i>Prochilodus lineatus</i> | 3 | 1.51 |
| <i>Anguilla anguilla</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Apareiodon affinis</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Blicca bjoerkna</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Catathyridium jenynsii</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Catostomus catostomus</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Catostomus insignis</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Chondrostoma toxostoma</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Clarias gariepinus</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Coptodon rendalli</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Coregonus kiya</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Cottus beldingii</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Etheostoma blennioides</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Etheostoma flabellare</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Galaxias brevipinnis</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Galaxias paucispondylus</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Galaxias vulgaris</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Gila robusta</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Gobiomorphus cotidianus</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Hypseleotris sp</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Ictalurus furcatus</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Ictalurus punctatus</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Luciopimelodus pati</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Neogobius melanostomus</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Notropis hudsonius</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Odontesthes hatcheri</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Oncorhynchus clarkii utah</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Oncorhynchus tshawytscha</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Parapimelodus valenciennis</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Percina maculata</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Pimelodus sp</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Prosopium williamsoni</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Pseudocrenilabrus philander</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Ptychocheilus oregonensis</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Pungitius pungitius</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Pylodictis olivaris</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Salmo salar</i> | 2 | 1.01 |

| | | |
|------------------------------------|---|------|
| <i>Salvelinus alpinus</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Sander canadensis</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Thymallus thymallus</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Tinca tinca</i> | 2 | 1.01 |
| <i>Acipenser fulvescens</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Agosia chrysogaster</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Alburnus alburnus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Alburnus arborella</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Alburnus attalus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Alosa agone</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Ameiurus melas</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Ameiurus nebulosus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Ammocrypta pellucida</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Anabarrilius grahami</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Anguilla australis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Anguilla dieffenbachii</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Aplochiton taeniatus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Aplochiton zebra</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Aspius aspius</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Astyanax altiparanae</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Astyanax lacustris</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Auchenipterus nuchalis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Barbatula barbatula</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Barbatula quignardi</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Barbus barbuis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Barbus graellsii</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Barbus oligolepis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Barbus paludinosus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Bostockia porosa</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Brochiloricaria chauliodon</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Carassius auratus gibelio</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Carpionodes carpio</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Catostomus clarki</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Catostomus macrocheilus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Catostomus tahoensis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Chanodichthys ilishaeformis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Chanodichthys mongolicus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Cheimarrichthys fosteri</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Cheirodon galusdae</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Chirostoma arge</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Chirostoma jordani</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Chondrostoma fahirae</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Cobitis taenia sibirica</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Cottus asper</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Cottus poecilopus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Crenicichla missioneira</i> | 1 | 0.50 |

| | | |
|--------------------------------------|---|------|
| <i>Cyprinus carpio</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Dorosoma petenense</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Eigenmannia sp</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Etheostoma caeruleum</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Etheostoma nigrum</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Fundulus zebrinus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Galaxias auratus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Galaxias macronasus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Galaxias occidentalis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Galaxias rostratus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Galaxias truttaceus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Galeocharax humeralis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Gasterosteus aculeatus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Gila bicolor</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Gila cypha</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Gila nigra</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Giuris margaritacea</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Glossogobius aureus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Glossogobius callidus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Gobio gobio</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Gobio kovatschevi</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Gobio lozanoi</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Gobiomorphus breviceps</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Gobiomorus dormitor</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Goodea atripinnis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Hatcheria macraei</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Hoplias microlepis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Hoplias malabaricus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Hydrocynus vittatus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Hyphessobrycon eques</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Hypostomus commersonii</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Ictiobus bubalus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Kalyptodoras bahiensis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Labeobarbus marequensis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Labidesthes sicculus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Lampetra fluviatilis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Leiopotherapon plumbeus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Lepisosteus osseus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Lepisosteus platostomus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Lepomis humilis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Leporinus striatus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Leuciscus idus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Loricariichthys anus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Loricariichthys melanocheilus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Lycengraulis grossidens</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Maccullochella peelii</i> | 1 | 0.50 |

| | | |
|--------------------------------------|---|------|
| <i>Macquaria ambigua</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Macrhybopsis storeriana</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Marcusenius pongolensis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Meda fulgida</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Megaleporinus obtusidens</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Melanotaenia fluviatilis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Menidia beryllina</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Metriaclima zebra</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Micropterus punctulatus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Moenkhausia bonita</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Morone saxatilis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Mylocheilus caurinus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Nannoperca vittata</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Neogobius fluviatilis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Nocomis biguttatus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Noemacheilus barbatulus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Notropis atherinoides</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Noturus flavus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Noturus miurus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Noturus gyrinus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Odontesthes humensis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Oligosarcus jenynsii</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Oligosarcus robustus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Olivaichthys viedmensis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Oncorhynchus clarkii bouvieri</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Oncorhynchus clarkii lewisi</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Oncorhynchus nerka</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Oreochromis hunteri</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Orestias agassii</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Orestias albus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Orestias crawfordi</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Orestias farfani</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Orestias frontosus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Orestias gilsoni</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Orestias gracilis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Orestias ispi</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Orestias luteus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Orestias mulleri</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Orestias tomcooni</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Orestias uruni</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Oxygymnocypris stewartii</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Pachyurus bonariensis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Padogobius nigricans</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Pamphorichthys sp</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Pantosteus clarkii</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Paragalaxias julianus</i> | 1 | 0.50 |

| | | |
|-------------------------------------|---|------|
| <i>Paraloricaria vetula</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Percichthys colhuapiensis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Percichthys vinciguerrai</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Percina caprodes</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Pharyngochromis acuticeps</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Phoxinus bigerri</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Phoxinus percnurus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Pimelodella australis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Pimelodella gracilis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Pimelodus absconditus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Pimelodus albicans</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Pimelodus maculatus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Pimelodus pintado</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Poeciliopsis infans</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Polyodon spathula</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Pomoxis annularis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Prosopium cylindraceum</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Pseudobonocephalus sp</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Pseudoplatystoma sp</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Pterodoras granulosus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Ptychobarbus dipogon</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Ptychocheilus lucius</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Rastrineobola argentea</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Retropinna semoni</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Rhaphiodon vulpinus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Rhinichthys cataractae</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Rhinodoras dorbignyi</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Rhodeus amarus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Richardsonius egregius</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Ricola macrops</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Salvelinus confluentus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Satanoperca pappaterra</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Scardinius hesperidicus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Schizodon nasutus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Schizopygopsis younghusbandi</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Schizothorax macropogon</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Schizothorax oconnori</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Schizothorax waltoni</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Serrapinnus notomelas</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Serrasalmus maculatus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Sorubim lima</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Squalius cii</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Telmatherina antoniae</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Telmatherina opudi</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Telmatherina prognatha</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Telmatherina sarasinorum</i> | 1 | 0.50 |

| | | |
|---------------------------------|---|------|
| <i>Telmatherina sp</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Telmatherina wahjui</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Thymallus arcticus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Tiaroga cobitis</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Tilapia sparrmanii</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Trichomycterus areolatus</i> | 1 | 0.50 |

| | | |
|---------------------------------|---|------|
| <i>Trichomycterus rivulatus</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Tropheops tropheops</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Vimba vimba</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Xenotoca variata</i> | 1 | 0.50 |
| <i>Yuriria alta</i> | 1 | 0.50 |

Informação Suplementar S4 Lista de espécies invasoras registradas nos estudos analisados, número de estudos onde foi citada (N) e frequência relativa (n = 199)

| Espécies invasoras registradas | N | Frequência relativa (%) | Táxon |
|---------------------------------------|----------|--------------------------------|--------------|
| <i>Neogobius melanostomus</i> | 21 | 10,55 | Peixe |
| <i>Oncorhynchus mykiss</i> | 18 | 9,05 | Peixe |
| <i>Salmo trutta</i> | 17 | 8,54 | Peixe |
| <i>Dreissena polymorpha</i> | 12 | 6,03 | Bivalve |
| <i>Cyprinus carpio</i> | 9 | 4,52 | Peixe |
| <i>Micropterus dolomieu</i> | 9 | 4,52 | Peixe |
| <i>Salvelinus fontinalis</i> | 9 | 4,52 | Peixe |
| <i>Dreissena bugensis</i> | 8 | 4,02 | Bivalve |
| <i>Bythotrephes longimanus</i> | 7 | 3,52 | Crustáceo |
| <i>Osmerus mordax</i> | 7 | 3,52 | Peixe |
| <i>Salvelinus namaycush</i> | 7 | 3,52 | Peixe |
| <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> | 5 | 2,51 | Peixe |
| <i>Limnoperna fortunei</i> | 5 | 2,51 | Bivalve |
| <i>Micropterus salmoides</i> | 5 | 2,51 | Peixe |
| <i>Morone americana</i> | 5 | 2,51 | Peixe |
| <i>Pacifastacus leniusculus</i> | 5 | 2,51 | Crustáceo |
| <i>Coregonus albula</i> | 4 | 2,01 | Peixe |
| <i>Cyprinella lutrensis</i> | 4 | 2,01 | Peixe |
| <i>Lepomis cyanellus</i> | 4 | 2,01 | Peixe |
| <i>Orconectes rusticus</i> | 4 | 2,01 | Crustáceo |
| <i>Perca fluviatilis</i> | 4 | 2,01 | Peixe |
| <i>Rutilus rutilus</i> | 4 | 2,01 | Peixe |
| <i>Alosa pseudoharengus</i> | 3 | 1,51 | Peixe |
| <i>Ameiurus melas</i> | 3 | 1,51 | Peixe |
| <i>Bythotrephes cederstroemi</i> | 3 | 1,51 | Crustáceo |
| <i>Cercopagis pengoi</i> | 3 | 1,51 | Crustáceo |
| <i>Gambusia holbrooki</i> | 3 | 1,51 | Peixe |
| <i>Gymnocephalus cernua</i> | 3 | 1,51 | Peixe |
| <i>Hemimysis anomala</i> | 3 | 1,51 | Crustáceo |
| <i>Ictalurus punctatus</i> | 3 | 1,51 | Peixe |
| <i>Myriophyllum spicatum</i> | 3 | 1,51 | Planta |
| <i>Oreochromis niloticus</i> | 3 | 1,51 | Peixe |
| <i>Pimephales promelas</i> | 3 | 1,51 | Peixe |
| <i>Ameiurus natalis</i> | 2 | 1,01 | Peixe |
| <i>Gmelinoides fasciatus</i> | 2 | 1,01 | Crustáceo |
| <i>Hoplias mbigua</i> | 2 | 1,01 | Peixe |
| <i>Hypophthalmichthys nobilis</i> | 2 | 1,01 | Peixe |
| <i>Mysis relicta</i> | 2 | 1,01 | Crustáceo |
| <i>Neogobius fluviatilis</i> | 2 | 1,01 | Peixe |
| <i>Oncorhynchus nerka</i> | 2 | 1,01 | Peixe |
| <i>Oncorhynchus tshawytscha</i> | 2 | 1,01 | Peixe |

| | | | |
|-----------------------------------|---|------|------------|
| <i>Potamopyrgus antipodarum</i> | 2 | 1,01 | Gastropode |
| <i>Proterorhinus semilunaris</i> | 2 | 1,01 | Peixe |
| <i>Pseudorasbora parva</i> | 2 | 1,01 | Peixe |
| <i>Salmo salar</i> | 2 | 1,01 | Peixe |
| <i>Tinca tinca</i> | 2 | 1,01 | Peixe |
| <i>Abramis brama</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Alburnus alburnus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Ambloplites rupestris</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Ameiurus nebulosus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Apollonia melanostoma</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Archoplites interruptus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Babka gymnotrachelus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Ballerus sapa</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Barbus barbus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Bythotrephes sp.</i> | 1 | 0,50 | Crustáceo |
| <i>Carasius gibelio</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Carassius auratus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Catostomus commersonii</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Cherax quadricarinatus</i> | 1 | 0,50 | Crustáceo |
| <i>Cichla monoculus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Cichla ocellaris</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Clarias batrachus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Clupeonella cultriventris</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Coilia ectenes</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Coptodon rendalli</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Coregonus artedi</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Coregonus sp</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Corophium sp</i> | 1 | 0,50 | Crustáceo |
| <i>Daphnia lumholtzi</i> | 1 | 0,50 | Crustáceo |
| <i>Didymosphenia geminata</i> | 1 | 0,50 | Alga |
| <i>Dorosoma cepedianum</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Dorosoma petenense</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Dreissena sp</i> | 1 | 0,50 | Bivalve |
| <i>Gambusia affinis</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Gammarus pulex</i> | 1 | 0,50 | Crustáceo |
| <i>Gammarus roeseli</i> | 1 | 0,50 | Crustáceo |
| <i>Geophagus proximus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Gila atraria</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Gobio gobio</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Hoplias sp</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Hoplias unitaeniatus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Hydrilla verticillata</i> | 1 | 0,50 | Planta |
| <i>Lagarosiphon major</i> | 1 | 0,50 | Planta |
| <i>Lates niloticus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Lepomis gibbosus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |

| | | | |
|--------------------------------------|---|------|------------|
| <i>Lepomis macrochirus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Lepomis microlophus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Melanoides tuberculatus</i> | 1 | 0,50 | Gastrópode |
| <i>Menidia audens</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Metriaclima callainos</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Morone saxatilis</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Mylopharyngodon piceus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Mysis diluviana</i> | 1 | 0,50 | Crustáceo |
| <i>Neogobius gymnotrachelus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Neomysis mercedis</i> | 1 | 0,50 | Crustáceo |
| <i>Neosalanx taihuensis</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Notropis stramineus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Odontesthes bonariensis</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Oncorhynchus gorbuscha</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Oncorhynchus kisutch</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Orconectes limosus</i> | 1 | 0,50 | Crustáceo |
| <i>Orconectes propinquus</i> | 1 | 0,50 | Crustáceo |
| <i>Oreochromis macrochir</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Oreochromis sp</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Osmerus eperlanus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Padogobius bonelli</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Parachromis managuensis</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Paramysis lacustris</i> | 1 | 0,50 | Crustáceo |
| <i>Perca flavescens</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Perccottus glehni</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Phoxinus phoxinus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Ponticola kessleri</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Procambarus clarkii</i> | 1 | 0,50 | Crustáceo |
| <i>Pterygoplichthys disjunctivus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Pylodictis olivaris</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Salvelinus confluentus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Salvelinus umbla</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Serranochromis robustus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Serrasalmus marginatus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Squalius cephalus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Tarebia granifera</i> | 1 | 0,50 | Gastrópode |
| <i>Tropheops sp</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Xiphophorus variatus</i> | 1 | 0,50 | Peixe |
| <i>Oreochromis cf. korogwe</i> | 0 | 0,00 | Peixe |

Informação suplementar S5 Dados de inclusão de espécies exóticas na dieta de peixes nativos: Espécies invasora e nativa registrada, número de peixes nativos analisados (N), porcentagem de participação na dieta (% dieta), frequência de ocorrência (FO), estágio de vida do peixe nativo, tipo de dado de participação na dieta, táxon do invasor e relação do tamanho da espécie nativa e invasora (r)

| Referência | Espécie invasora | Espécie nativa | N | % dieta | FO | Estágio de vida | Origem da % dieta | Táxon do invasor | r |
|--|----------------------------------|-----------------------------------|-----|---------|------|-----------------|-------------------|------------------|------|
| DUNLOP, Kathy et al. Evidence of energy and nutrient transfer from invasive pink salmon (<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>) spawners to juvenile Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i>) and brown trout (<i>Salmo trutta</i>) in northern Norway. <i>Ecology of Freshwater Fish</i> , 2020. | <i>Oncorhynchus gorbuscha</i> | <i>Salmo salar</i> | 70 | 0,96 | 0,20 | adulto | volume | peixe | 0,49 |
| DUNLOP, Kathy et al. Evidence of energy and nutrient transfer from invasive pink salmon (<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>) spawners to juvenile Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i>) and brown trout (<i>Salmo trutta</i>) in northern Norway. <i>Ecology of Freshwater Fish</i> , 2020. | <i>Oncorhynchus gorbuscha</i> | <i>Salmo trutta</i> | 52 | 0,87 | 0,27 | adulto | volume | peixe | 0,46 |
| BREAKER, Ben S. et al. Piscivory in recovering Lake Michigan cisco (<i>Coregonus artedii</i>): The role of invasive species. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 46, n. 5, p. 1402-1411, 2020. | <i>Bythotrephes longimanus</i> | <i>Coregonus artedii</i> | 725 | 0,15 | | não informado | massa | crustáceo | 0,97 |
| BREAKER, Ben S. et al. Piscivory in recovering Lake Michigan cisco (<i>Coregonus artedii</i>): The role of invasive species. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 46, n. 5, p. 1402-1411, 2020. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Coregonus artedii</i> | 725 | 0,57 | | não informado | massa | peixe | 0,47 |
| BREAKER, Ben S. et al. Piscivory in recovering Lake Michigan cisco (<i>Coregonus artedii</i>): The role of invasive species. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 46, n. 5, p. 1402-1411, 2020. | <i>Alosa pseudoharengus</i> | <i>Coregonus artedii</i> | 725 | 0,14 | | não informado | massa | peixe | 0,30 |
| IVANOVA, M. N.; SVIRSKAYA, A. N.; BAZAROV, M. I. Predator-Prey Interactions: an Example of Sander <i>Sander lucioperca</i> and Tyulka <i>Clupeonella cultriventris</i> of the Rybinsk Reservoir in Conditions of Climate Warming. <i>Journal of Ichthyology</i> , v. 60, n. 5, p. 751-762, 2020. | <i>Clupeonella cultriventris</i> | <i>Sander lucioperca</i> | 505 | 0,37 | | não informado | número | peixe | 0,86 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Brochiloricaria chauliodon</i> | 2 | 1,00 | 1,00 | não informado | volume | bivalve | 0,89 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Leporinus striatus</i> | 9 | 0,90 | 0,80 | não informado | volume | bivalve | 0,88 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Crenicichla missioneira</i> | 4 | 0,90 | 0,80 | não informado | volume | bivalve | 0,89 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Megaleporinus obtusidens</i> | 51 | 0,50 | 0,50 | não informado | volume | bivalve | 0,96 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Loricariichthys anus</i> | 4 | 0,30 | 0,30 | não informado | volume | bivalve | 0,93 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Rhinodoras dorbignyi</i> | 6 | 0,20 | 0,70 | não informado | volume | bivalve | 0,94 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Odontesthes humensis</i> | 8 | 0,30 | 0,40 | não informado | volume | bivalve | 0,85 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Pimelodus absconditus</i> | 16 | 0,20 | 1,00 | não informado | volume | bivalve | 0,90 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Apareiodon affinis</i> | 29 | 0,20 | 0,40 | não informado | volume | bivalve | 0,82 |

| | | | | | | | | | |
|--|--------------------------------|--------------------------------------|-----|------|------|---------------|--------|------------|------|
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Paraloricaria vetula</i> | 31 | 0,10 | 0,60 | não informado | volume | bivalve | 0,95 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Pimelodus maculatus</i> | 25 | 0,10 | 0,60 | não informado | volume | bivalve | 0,94 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Iheringichthys labrosus</i> | 94 | 0,04 | 0,70 | não informado | volume | bivalve | 0,93 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Pimelodella gracilis</i> | 56 | 0,03 | 0,50 | não informado | volume | bivalve | 0,83 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Rhaphiodon vulpinus</i> | 5 | 0,10 | 0,20 | não informado | volume | bivalve | 0,96 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Parapimelodus valenciennis</i> | 41 | 0,02 | 0,20 | não informado | volume | bivalve | 0,88 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Galeocharax humeralis</i> | 24 | 0,10 | 0,10 | não informado | volume | bivalve | 0,90 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Hypostomus commersonii</i> | 7 | 0,02 | 0,30 | não informado | volume | bivalve | 0,95 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Pimelodus albicans</i> | 15 | 0,03 | 0,20 | não informado | volume | bivalve | 0,95 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Schizodon nasutus</i> | 8 | 0,01 | 0,40 | não informado | volume | bivalve | 0,93 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Ricola macrops</i> | 45 | 0,02 | 0,10 | não informado | volume | bivalve | 0,86 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Astyanax lacustris</i> | 30 | 0,01 | 0,10 | não informado | volume | bivalve | 0,68 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Pimelodella australis</i> | 2 | 0,00 | 0,50 | não informado | volume | bivalve | 0,72 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Auchenipterus nuchalis</i> | 11 | 0,00 | 0,10 | não informado | volume | bivalve | 0,89 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Loricariichthys melanocheilus</i> | 54 | 0,00 | 0,10 | não informado | volume | bivalve | 0,93 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Pterodoras granulosus</i> | 2 | 0,00 | 0,50 | não informado | volume | bivalve | 0,96 |
| GONZALEZ-BERGONZONI, Ivan et al. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> in a subtropical river. <i>Journal of Applied Ecology</i> , v. 57, n. 4, p. 717-728, 2020. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Prochilodus lineatus</i> | 13 | 0,00 | 0,10 | não informado | volume | bivalve | 0,96 |
| SANTOS, Alexandre Clistenes A.; SOUZA, Fabiane B.; SANTOS, Edjane P. Diet of an endangered Neotropical catfish (<i>Kalyptodoras bahiensis</i>) from the Paraguaçu River, Bahia, Brazil. <i>Studies on Neotropical Fauna and Environment</i> , v. 55, n. 2, p. 155-163, 2020. | <i>Melanoides tuberculatus</i> | <i>Kalyptodoras bahiensis</i> | 59 | 0,49 | 0,47 | não informado | volume | gastropode | 0,86 |
| RAKAUSKAS, Vytautas. The impact of introduced Ponto-Caspian mysids (<i>Paramysis lacustris</i>) on the trophic position of perch (<i>Perca fluviatilis</i>) in European mesotrophic lakes. <i>Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems</i> , n. 420, p. 38, 2019. | <i>Paramysis lacustris</i> | <i>Perca fluviatilis</i> | 111 | 0,80 | | juvenil | peso | crustáceo | 0,97 |

| | | | | | | | | | |
|---|----------------------------------|--------------------------------|-----|------|------|---------------|--------|------------|-------|
| MCLOONE, Paul et al. Shifts in diet of an apex predator following the colonization of an invasive fish. <i>Hydrobiologia</i> , v. 837, n. 1, p. 205-218, 2019. | <i>Rutilus rutilus</i> | <i>Esox lucius</i> | 160 | | 0,49 | adulto | | peixe | 0,62 |
| MCLOONE, Paul et al. Shifts in diet of an apex predator following the colonization of an invasive fish. <i>Hydrobiologia</i> , v. 837, n. 1, p. 205-218, 2019. | <i>Rutilus rutilus</i> | <i>Esox lucius</i> | 476 | | 0,45 | adulto | | peixe | 0,62 |
| VŠETICKOVÁ, Lucie et al. The diet of reservoir perch before, during and after establishment of non-native tubenose goby. <i>Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems</i> , n. 419, p. 4, 2018. | <i>Proterorhinus semilunaris</i> | <i>Perca fluviatilis</i> | 85 | 0,37 | 0,10 | não informado | peso | peixe | 0,85 |
| VANMIDDLESWORTH, Todd D. et al. Food habits and relative abundances of native piscivores: implications for controlling common carp. <i>Hydrobiologia</i> , v. 804, n. 1, p. 89-101, 2017. | <i>Cyprinus carpio</i> | <i>Micropterus salmoides</i> | 797 | 0,03 | | adulto | massa | peixe | -0,24 |
| PAOLUCCI, Esteban M. et al. Veligers of the invasive bivalve <i>Limnoperna fortunei</i> in the diet of indigenous fish larvae in a eutrophic subtropical reservoir. <i>Austral Ecology</i> , v. 42, n. 7, p. 759-771, 2017. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Pachyurus bonariensis</i> | 19 | 0,02 | 0,05 | juvenil | massa | bivalve | 0,88 |
| PAOLUCCI, Esteban M. et al. Veligers of the invasive bivalve <i>Limnoperna fortunei</i> in the diet of indigenous fish larvae in a eutrophic subtropical reservoir. <i>Austral Ecology</i> , v. 42, n. 7, p. 759-771, 2017. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Lycengraulis grossidens</i> | 70 | 0,05 | 0,04 | juvenil | massa | bivalve | 0,87 |
| PAOLUCCI, Esteban M. et al. Veligers of the invasive bivalve <i>Limnoperna fortunei</i> in the diet of indigenous fish larvae in a eutrophic subtropical reservoir. <i>Austral Ecology</i> , v. 42, n. 7, p. 759-771, 2017. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Apareiodon affinis</i> | 5 | 0,24 | 0,20 | juvenil | massa | bivalve | 0,82 |
| PAOLUCCI, Esteban M. et al. Veligers of the invasive bivalve <i>Limnoperna fortunei</i> in the diet of indigenous fish larvae in a eutrophic subtropical reservoir. <i>Austral Ecology</i> , v. 42, n. 7, p. 759-771, 2017. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Catathyridium jenynsii</i> | 58 | 0,69 | 0,14 | juvenil | massa | bivalve | 0,87 |
| NELSON, Erich JH et al. Comparison of diets for Largemouth and Smallmouth Bass in Eastern Lake Ontario using DNA barcoding and stable isotope analysis. <i>PLoS one</i> , v. 12, n. 8, p. e0181914, 2017. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Micropterus salmoides</i> | 40 | 0,29 | 0,38 | não informado | peso | peixe | 0,69 |
| NELSON, Erich JH et al. Comparison of diets for Largemouth and Smallmouth Bass in Eastern Lake Ontario using DNA barcoding and stable isotope analysis. <i>PLoS one</i> , v. 12, n. 8, p. e0181914, 2017. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Micropterus dolomieu</i> | 278 | 0,91 | 0,52 | não informado | peso | peixe | 0,57 |
| LOBANOVA, A. S. et al. The role of invasive amphipod <i>Gmelonoides fasciatus</i> (Stebbing) in the feeding of perch <i>Perca fluviatilis</i> L. in the littoral zone of Lake Onega. <i>Russian Journal of Biological Invasions</i> , v. 8, n. 3, p. 261-265, 2017. | <i>Gmelonoides fasciatus</i> | <i>Perca fluviatilis</i> | 410 | 0,21 | 0,20 | não informado | peso | crustáceo | 0,97 |
| JACOBS, Gregory R. et al. Invasive species alter ontogenetic shifts in the trophic ecology of Lake Sturgeon (<i>Acipenser fulvescens</i>) in the Niagara River and Lake Ontario. <i>Biological Invasions</i> , v. 19, n. 5, p. 1533-1546, 2017. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Acipenser fulvescens</i> | 24 | 0,86 | 0,48 | não informado | peso | peixe | 0,89 |
| MARUFU, Lightone et al. Diet composition changes in tigerfish of Lake Kariba following an invasion by redclaw crayfish. In: <i>Annales de Limnologie-International Journal of Limnology</i> . EDP Sciences, 2017. p. 47-56. | <i>Cherax quadricarinatus</i> | <i>Hydrocynus vittatus</i> | 38 | 0,02 | 0,00 | juvenil | volume | crustáceo | 0,67 |
| MARUFU, Lightone et al. Diet composition changes in tigerfish of Lake Kariba following an invasion by redclaw crayfish. In: <i>Annales de Limnologie-International Journal of Limnology</i> . EDP Sciences, 2017. p. 47-56. | <i>Cherax quadricarinatus</i> | <i>Hydrocynus vittatus</i> | 39 | 0,04 | 0,00 | juvenil | volume | crustáceo | 0,67 |
| MARUFU, Lightone et al. Diet composition changes in tigerfish of Lake Kariba following an invasion by redclaw crayfish. In: <i>Annales de Limnologie-International Journal of Limnology</i> . EDP Sciences, 2017. p. 47-56. | <i>Cherax quadricarinatus</i> | <i>Hydrocynus vittatus</i> | 9 | 0,66 | 0,83 | adulto | volume | crustáceo | 0,67 |
| RAKAUSKAS, Vytautas; BUTKUS, Rokas; MERKYTE, Evelina. Consumption of the invasive New Zealand mud snail (<i>Potamopyrgus antipodarum</i>) by benthivorous predators in temperate lakes: a case study from Lithuania. <i>Hydrobiologia</i> , v. 775, n. 1, p. 213-230, 2016. | <i>Potamopyrgus antipodarum</i> | <i>Perca fluviatilis</i> | 30 | 0,00 | 0,00 | adulto | massa | gastrópode | 0,98 |
| RAKAUSKAS, Vytautas; BUTKUS, Rokas; MERKYTE, Evelina. Consumption of the invasive New Zealand mud snail (<i>Potamopyrgus antipodarum</i>) by benthivorous predators in temperate lakes: a case study from Lithuania. <i>Hydrobiologia</i> , v. 775, n. 1, p. 213-230, 2016. | <i>Potamopyrgus antipodarum</i> | <i>Perca fluviatilis</i> | 37 | 0,00 | 0,02 | juvenil | massa | gastrópode | 0,98 |
| RAKAUSKAS, Vytautas; BUTKUS, Rokas; MERKYTE, Evelina. Consumption of the invasive New Zealand mud snail (<i>Potamopyrgus antipodarum</i>) by benthivorous predators in temperate lakes: a case study from Lithuania. <i>Hydrobiologia</i> , v. 775, n. 1, p. 213-230, 2016. | <i>Potamopyrgus antipodarum</i> | <i>Rutilus rutilus</i> | 163 | 0,02 | 0,10 | não informado | massa | gastrópode | 0,98 |
| RAKAUSKAS, Vytautas; BUTKUS, Rokas; MERKYTE, Evelina. Consumption of the invasive New Zealand mud snail (<i>Potamopyrgus antipodarum</i>) by benthivorous predators in temperate lakes: a case study from Lithuania. <i>Hydrobiologia</i> , v. 775, n. 1, p. 213-230, 2016. | <i>Potamopyrgus antipodarum</i> | <i>Gymnocephalus cernua</i> | 54 | 0,02 | 0,05 | não informado | massa | gastrópode | 0,95 |

| | | | | | | | | | |
|---|---------------------------------|---------------------------------|------|------|------|---------------|--------|------------|------|
| RAKAUSKAS, Vytautas; BUTKUS, Rokas; MERKYTĖ, Evelina. Consumption of the invasive New Zealand mud snail (<i>Potamopyrgus antipodarum</i>) by benthivorous predators in temperate lakes: a case study from Lithuania. <i>Hydrobiologia</i> , v. 775, n. 1, p. 213-230, 2016. | <i>Potamopyrgus antipodarum</i> | <i>Tinca tinca</i> | 10 | 0,02 | 0,25 | não informado | massa | gastrópode | 0,98 |
| RAKAUSKAS, Vytautas; BUTKUS, Rokas; MERKYTĖ, Evelina. Consumption of the invasive New Zealand mud snail (<i>Potamopyrgus antipodarum</i>) by benthivorous predators in temperate lakes: a case study from Lithuania. <i>Hydrobiologia</i> , v. 775, n. 1, p. 213-230, 2016. | <i>Potamopyrgus antipodarum</i> | <i>Blicca bjoerkna</i> | 21 | 0,01 | 0,05 | não informado | massa | gastrópode | 0,97 |
| RAKAUSKAS, Vytautas; BUTKUS, Rokas; MERKYTĖ, Evelina. Consumption of the invasive New Zealand mud snail (<i>Potamopyrgus antipodarum</i>) by benthivorous predators in temperate lakes: a case study from Lithuania. <i>Hydrobiologia</i> , v. 775, n. 1, p. 213-230, 2016. | <i>Potamopyrgus antipodarum</i> | <i>Abramis brama</i> | 18 | 0,01 | 0,16 | não informado | massa | gastrópode | 0,99 |
| HEMPEL, Mattias et al. Effects of introduced round goby (<i>Neogobius melanostomus</i>) on diet composition and growth of zander (<i>Sander lucioperca</i>), a main predator in European brackish waters. <i>Aquatic Invasions</i> , v. 11, n. 2, p. 167-178, 2016. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Sander lucioperca</i> | 126 | 0,07 | 0,07 | juvenil | massa | peixe | 0,70 |
| HEMPEL, Mattias et al. Effects of introduced round goby (<i>Neogobius melanostomus</i>) on diet composition and growth of zander (<i>Sander lucioperca</i>), a main predator in European brackish waters. <i>Aquatic Invasions</i> , v. 11, n. 2, p. 167-178, 2016. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Sander lucioperca</i> | 152 | 0,53 | 0,36 | adulto | massa | peixe | 0,70 |
| HEMPEL, Mattias et al. Effects of introduced round goby (<i>Neogobius melanostomus</i>) on diet composition and growth of zander (<i>Sander lucioperca</i>), a main predator in European brackish waters. <i>Aquatic Invasions</i> , v. 11, n. 2, p. 167-178, 2016. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Sander lucioperca</i> | 139 | 0,42 | 0,43 | adulto | massa | peixe | 0,70 |
| CRANE, Derek P.; EINHOUSE, Donald W. Changes in growth and diet of smallmouth bass following invasion of Lake Erie by the round goby. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 42, n. 2, p. 405-412, 2016. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Micropterus dolomieu</i> | 345 | | 0,73 | adulto | | peixe | 0,57 |
| SHEPPARD, Katie T.; DAVOREN, Gail K.; HANN, Brenda J. Diet of walleye and sauger and morphological characteristics of their prey in Lake Winnipeg. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 41, n. 3, p. 907-915, 2015. | <i>Osmerus mordax</i> | <i>Sander vitreus</i> | 610 | 0,47 | 0,46 | não informado | peso | peixe | 0,67 |
| SHEPPARD, Katie T.; DAVOREN, Gail K.; HANN, Brenda J. Diet of walleye and sauger and morphological characteristics of their prey in Lake Winnipeg. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 41, n. 3, p. 907-915, 2015. | <i>Osmerus mordax</i> | <i>Sander canadensis</i> | 506 | 0,28 | 0,22 | não informado | peso | peixe | 0,53 |
| HARES, Casey J.; JONAS, Jory L.; LEONARD, Jill BK. Diet analysis of burbot (<i>Lota lota</i>) from eastern Lake Michigan: 1996-2012. <i>Hydrobiologia</i> , v. 757, n. 1, p. 89-99, 2015. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Lota lota</i> | 835 | 0,15 | 0,58 | não informado | número | peixe | 0,80 |
| PAOLUCCI, Esteban M. et al. Native fish larvae take advantage of introduced mussel larvae: field evidence of feeding preferences on veligers of the introduced freshwater bivalve <i>Limnoperna fortunei</i> . <i>Hydrobiologia</i> , v. 745, n. 1, p. 211-224, 2015. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Catathyridium jenynsii</i> | 4 | 0,87 | 0,50 | larva | massa | bivalve | 0,87 |
| PAOLUCCI, Esteban M. et al. Native fish larvae take advantage of introduced mussel larvae: field evidence of feeding preferences on veligers of the introduced freshwater bivalve <i>Limnoperna fortunei</i> . <i>Hydrobiologia</i> , v. 745, n. 1, p. 211-224, 2015. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Iheringichthys labrosus</i> | 54 | 0,03 | 0,31 | larva | massa | bivalve | 0,93 |
| PAOLUCCI, Esteban M. et al. Native fish larvae take advantage of introduced mussel larvae: field evidence of feeding preferences on veligers of the introduced freshwater bivalve <i>Limnoperna fortunei</i> . <i>Hydrobiologia</i> , v. 745, n. 1, p. 211-224, 2015. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Luciopimelodus pati</i> | 15 | 0,26 | 0,13 | larva | massa | bivalve | 0,97 |
| LEHRER-BREY, Gabrielle; KORNIS, Matthew S. Winter distributional overlap facilitates lake whitefish (<i>Coregonus clupeaformis</i>) piscivory on invasive round gobies (<i>Neogobius melanostomus</i>) in Green Bay, Lake Michigan. <i>Journal of Freshwater Ecology</i> , v. 29, n. 1, p. 153-156, 2014. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Coregonus clupeaformis</i> | 47 | 0,47 | 0,49 | não informado | peso | peixe | 0,70 |
| TIFFAN, Kenneth F.; ERHARDT, John M.; ST. JOHN, Scott J. Prey availability, consumption, and quality contribute to variation in growth of subyearling Chinook Salmon rearing in riverine and reservoir habitats. <i>Transactions of the American Fisheries Society</i> , v. 143, n. 1, p. 219-229, 2014. | <i>Neomysis mercedis</i> | <i>Oncorhynchus tshawytscha</i> | 1626 | 0,28 | | juvenil | peso | crustáceo | 0,99 |
| POTHOVEN, Steven A.; MADENJIAN, Charles P. Increased piscivory by lake whitefish in Lake Huron. <i>North American Journal of Fisheries Management</i> , v. 33, n. 6, p. 1194-1202, 2013. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Coregonus clupeaformis</i> | | 0,65 | 0,08 | adulto | massa | peixe | 0,70 |
| VIEIRA, João P.; LOPES, Michelle N. Size-selective predation of the catfish <i>Pimelodus pintado</i> (Siluriformes: Pimelodidae) on the golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> (Bivalvia: Mytilidae). <i>Zoologia (Curitiba)</i> , v. 30, n. 1, p. 43-48, 2013. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Pimelodus pintado</i> | | 0,05 | 0,22 | não informado | número | bivalve | 0,89 |

| | | | | | | | | | |
|---|--------------------------------|-------------------------------|-----|------|------|---------------|--------|-----------|------|
| VIEIRA, João P.; LOPES, Michelle N. Size-selective predation of the catfish <i>Pimelodus pintado</i> (Siluriformes: Pimelodidae) on the golden mussel <i>Limnoperna fortunei</i> (Bivalvia: Mytilidae). <i>Zoologia</i> (Curitiba), v. 30, n. 1, p. 43-48, 2013. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Pimelodus pintado</i> | | 0,19 | 0,61 | não informado | número | bivalve | 0,89 |
| MILLANE, M. et al. An Assessment of Fish Predation on the Zebra Mussel, <i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas 1771) After Recent Colonisation of Two Managed Brown Trout Lake Fisheries in Ireland. In: <i>Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy</i> . Royal Irish Academy, 2012. p. 1-9. | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Rutilus rutilus</i> | 82 | | 0,29 | não informado | | bivalve | 0,90 |
| MILLANE, M. et al. An Assessment of Fish Predation on the Zebra Mussel, <i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas 1771) After Recent Colonisation of Two Managed Brown Trout Lake Fisheries in Ireland. In: <i>Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy</i> . Royal Irish Academy, 2012. p. 1-9. | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Perca fluviatilis</i> | 88 | | 0,02 | não informado | | bivalve | 0,92 |
| MILLANE, M. et al. An Assessment of Fish Predation on the Zebra Mussel, <i>Dreissena Polymorpha</i> (Pallas 1771) After Recent Colonisation of Two Managed Brown Trout Lake Fisheries in Ireland. In: <i>Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy</i> . Royal Irish Academy, 2012. p. 1-9. | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Esox lucius</i> | 63 | | 0,06 | não informado | | bivalve | 0,96 |
| MILLANE, M. et al. An Assessment of Fish Predation on the Zebra Mussel, <i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas 1771) After Recent Colonisation of Two Managed Brown Trout Lake Fisheries in Ireland. In: <i>Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy</i> . Royal Irish Academy, 2012. p. 1-9. | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Salmo trutta</i> | 90 | | 0,07 | não informado | | bivalve | 0,96 |
| LANTRY, Brian F. et al. Seasonal consumption of <i>Hemimysis anomala</i> by fish in Southeastern Lake Ontario, 2009–2010. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 38, p. 73-78, 2012. | <i>Hemimysis anomala</i> | <i>Alosa pseudoharengus</i> | 248 | 0,22 | 0,25 | não informado | peso | crustáceo | 0,96 |
| LANTRY, Brian F. et al. Seasonal consumption of <i>Hemimysis anomala</i> by fish in Southeastern Lake Ontario, 2009–2010. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 38, p. 73-78, 2012. | <i>Hemimysis anomala</i> | <i>Ambloplites rupestris</i> | 8 | 0,20 | 0,40 | não informado | peso | crustáceo | 0,96 |
| LANTRY, Brian F. et al. Seasonal consumption of <i>Hemimysis anomala</i> by fish in Southeastern Lake Ontario, 2009–2010. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 38, p. 73-78, 2012. | <i>Hemimysis anomala</i> | <i>Perca flavescens</i> | 174 | 0,00 | 0,03 | não informado | peso | crustáceo | 0,97 |
| TETZLAFF, J. C. et al. Predation by native sunfishes (Centrarchidae) on the invasive crayfish <i>Oreocetes rusticus</i> in four northern Wisconsin lakes. <i>Ecology of Freshwater Fish</i> , v. 20, n. 1, p. 133-143, 2011. | <i>Oreocetes rusticus</i> | <i>Ambloplites rupestris</i> | 219 | 0,02 | 0,39 | não informado | número | crustáceo | 0,77 |
| REYJOL, Yorick et al. Do native predators feed on non-native prey? The case of round goby in a fluvial piscivorous fish assemblage. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 36, n. 4, p. 618-624, 2010. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Micropterus dolomieu</i> | 31 | | 0,36 | não informado | | peixe | 0,57 |
| REYJOL, Yorick et al. Do native predators feed on non-native prey? The case of round goby in a fluvial piscivorous fish assemblage. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 36, n. 4, p. 618-624, 2010. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Esox lucius</i> | 55 | | 0,25 | não informado | | peixe | 0,78 |
| REYJOL, Yorick et al. Do native predators feed on non-native prey? The case of round goby in a fluvial piscivorous fish assemblage. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 36, n. 4, p. 618-624, 2010. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Sander canadensis</i> | 62 | | 0,65 | não informado | | peixe | 0,61 |
| REYJOL, Yorick et al. Do native predators feed on non-native prey? The case of round goby in a fluvial piscivorous fish assemblage. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 36, n. 4, p. 618-624, 2010. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Sander vitreus</i> | 95 | | 0,46 | não informado | | peixe | 0,72 |
| REYJOL, Yorick et al. Do native predators feed on non-native prey? The case of round goby in a fluvial piscivorous fish assemblage. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 36, n. 4, p. 618-624, 2010. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Perca flavescens</i> | 128 | | 0,22 | não informado | | peixe | 0,40 |
| REYJOL, Yorick et al. Do native predators feed on non-native prey? The case of round goby in a fluvial piscivorous fish assemblage. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 36, n. 4, p. 618-624, 2010. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Ameiurus nebulosus</i> | 85 | | 0,02 | não informado | | peixe | 0,45 |
| REYJOL, Yorick et al. Do native predators feed on non-native prey? The case of round goby in a fluvial piscivorous fish assemblage. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 36, n. 4, p. 618-624, 2010. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Ictalurus punctatus</i> | 82 | | 0,05 | não informado | | peixe | 0,77 |
| LANTRY, Brian F. et al. Occurrence of the Great Lake's most recent invader, <i>Hemimysis anomala</i> , in the diet of fishes in southeastern Lake Ontario. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 36, n. 1, p. 179-183, 2010. | <i>Hemimysis anomala</i> | <i>Alosa pseudoharengus</i> | 110 | 0,63 | 0,87 | não informado | peso | crustáceo | 0,96 |
| LANTRY, Brian F. et al. Occurrence of the Great Lake's most recent invader, <i>Hemimysis anomala</i> , in the diet of fishes in southeastern Lake Ontario. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 36, n. 1, p. 179-183, 2010. | <i>Hemimysis anomala</i> | <i>Ambloplites rupestris</i> | 5 | 0,40 | 0,33 | não informado | peso | crustáceo | 0,96 |
| LANTRY, Brian F. et al. Occurrence of the Great Lake's most recent invader, <i>Hemimysis anomala</i> , in the diet of fishes in southeastern Lake Ontario. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 36, n. 1, p. 179-183, 2010. | <i>Hemimysis anomala</i> | <i>Perca flavescens</i> | 28 | 0,01 | 0,02 | não informado | peso | crustáceo | 0,97 |
| MACPHERSON, Andrew et al. Assessing feeding competition between lake whitefish <i>Coregonus clupeaformis</i> and round whitefish <i>Prosopium cylindraceum</i> . <i>Current Zoology</i> , v. 56, n. 1, p. 109-117, 2010. | <i>Bythotrephes longimanus</i> | <i>Coregonus clupeaformis</i> | 36 | 0,19 | 0,40 | não informado | volume | crustáceo | 0,99 |

| | | | | | | | | | |
|---|--------------------------------|-------------------------------|-----|------|------|---------------|--------|-----------|------|
| MACPHERSON, Andrew et al. Assessing feeding competition between lake whitefish <i>Coregonus clupeaformis</i> and round whitefish <i>Prosopium cylindraceum</i> . Current Zoology, v. 56, n. 1, p. 109-117, 2010. | <i>Bythotrephes longimanus</i> | <i>Prosopium cylindraceum</i> | 44 | 0,23 | 0,48 | não informado | volume | crustáceo | 0,97 |
| BEREZINA, Nadezhda A. et al. Key role of the amphipod <i>Gmelinoides fasciatus</i> in reed beds of Lake Ladoga. 2009. | <i>Gmelinoides fasciatus</i> | <i>Lota lota</i> | 10 | 0,38 | | adulto | massa | crustáceo | 0,99 |
| BEREZINA, Nadezhda A. et al. Key role of the amphipod <i>Gmelinoides fasciatus</i> in reed beds of Lake Ladoga. 2009. | <i>Gmelinoides fasciatus</i> | <i>Perca fluviatilis</i> | 16 | 0,33 | | adulto | massa | crustáceo | 0,97 |
| BEREZINA, Nadezhda A. et al. Key role of the amphipod <i>Gmelinoides fasciatus</i> in reed beds of Lake Ladoga. 2009. | <i>Gmelinoides fasciatus</i> | <i>Gymnocephalus cernua</i> | 18 | 0,46 | | adulto | massa | crustáceo | 0,94 |
| NALEPA, Thomas F.; POTHOVEN, Steven A.; FANSLow, David L. Recent changes in benthic macroinvertebrate populations in Lake Huron and impact on the diet of lake whitefish (<i>Coregonus clupeaformis</i>). Aquatic Ecosystem Health & Management, v. 12, n. 1, p. 2-10, 2009. | <i>Dreissena bugensis</i> | <i>Coregonus clupeaformis</i> | 238 | 0,00 | | juvenil | peso | bivalve | 0,96 |
| NALEPA, Thomas F.; POTHOVEN, Steven A.; FANSLow, David L. Recent changes in benthic macroinvertebrate populations in Lake Huron and impact on the diet of lake whitefish (<i>Coregonus clupeaformis</i>). Aquatic Ecosystem Health & Management, v. 12, n. 1, p. 2-10, 2009. | <i>Dreissena bugensis</i> | <i>Coregonus clupeaformis</i> | 288 | 0,24 | | adulto | peso | bivalve | 0,96 |
| NALEPA, Thomas F.; POTHOVEN, Steven A.; FANSLow, David L. Recent changes in benthic macroinvertebrate populations in Lake Huron and impact on the diet of lake whitefish (<i>Coregonus clupeaformis</i>). Aquatic Ecosystem Health & Management, v. 12, n. 1, p. 2-10, 2009. | <i>Dreissena bugensis</i> | <i>Coregonus clupeaformis</i> | 364 | 0,54 | | adulto | peso | bivalve | 0,96 |
| NALEPA, Thomas F.; POTHOVEN, Steven A.; FANSLow, David L. Recent changes in benthic macroinvertebrate populations in Lake Huron and impact on the diet of lake whitefish (<i>Coregonus clupeaformis</i>). Aquatic Ecosystem Health & Management, v. 12, n. 1, p. 2-10, 2009. | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Coregonus clupeaformis</i> | 238 | 0,00 | | juvenil | peso | bivalve | 0,95 |
| NALEPA, Thomas F.; POTHOVEN, Steven A.; FANSLow, David L. Recent changes in benthic macroinvertebrate populations in Lake Huron and impact on the diet of lake whitefish (<i>Coregonus clupeaformis</i>). Aquatic Ecosystem Health & Management, v. 12, n. 1, p. 2-10, 2009. | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Coregonus clupeaformis</i> | 288 | 0,00 | | adulto | peso | bivalve | 0,95 |
| NALEPA, Thomas F.; POTHOVEN, Steven A.; FANSLow, David L. Recent changes in benthic macroinvertebrate populations in Lake Huron and impact on the diet of lake whitefish (<i>Coregonus clupeaformis</i>). Aquatic Ecosystem Health & Management, v. 12, n. 1, p. 2-10, 2009. | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Coregonus clupeaformis</i> | 364 | 0,02 | | adulto | peso | bivalve | 0,95 |
| WALSH, Maureen G. et al. Fall diets of alewife, rainbow smelt, and slimy sculpin in the profundal zone of southern Lake Ontario during 1994-2005 with an emphasis on occurrence of <i>Mysis relicta</i> . Aquatic Ecosystem Health & Management, v. 11, n. 4, p. 368-376, 2008. | <i>Bythotrephes longimanus</i> | <i>Alosa pseudoharengus</i> | 540 | | 0,39 | não informado | | crustáceo | 0,96 |
| WALSH, Maureen G. et al. Fall diets of alewife, rainbow smelt, and slimy sculpin in the profundal zone of southern Lake Ontario during 1994-2005 with an emphasis on occurrence of <i>Mysis relicta</i> . Aquatic Ecosystem Health & Management, v. 11, n. 4, p. 368-376, 2008. | <i>Bythotrephes longimanus</i> | <i>Osmerus mordax</i> | 435 | | 0,09 | não informado | | crustáceo | 0,96 |
| WALSH, Maureen G. et al. Fall diets of alewife, rainbow smelt, and slimy sculpin in the profundal zone of southern Lake Ontario during 1994-2005 with an emphasis on occurrence of <i>Mysis relicta</i> . Aquatic Ecosystem Health & Management, v. 11, n. 4, p. 368-376, 2008. | <i>Cercopagis pengoi</i> | <i>Alosa pseudoharengus</i> | 449 | | 0,63 | não informado | | crustáceo | 0,97 |
| WALSH, Maureen G. et al. Fall diets of alewife, rainbow smelt, and slimy sculpin in the profundal zone of southern Lake Ontario during 1994-2005 with an emphasis on occurrence of <i>Mysis relicta</i> . Aquatic Ecosystem Health & Management, v. 11, n. 4, p. 368-376, 2008. | <i>Cercopagis pengoi</i> | <i>Osmerus mordax</i> | 435 | | 0,07 | não informado | | crustáceo | 0,97 |
| HENSLER, STEPHEN R.; JUDE, DAVID J.; HE, J. Burbot growth and diets in Lakes Michigan and Huron: an ongoing shift from native species to round gobies. In: American Fisheries Society Symposium. American Fisheries Society, 2008. p. 91. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Lota lota</i> | 299 | 0,62 | | não informado | peso | fish | 0,80 |
| STORCH, Adam J. et al. Consumption of two exotic zooplankton by alewife (<i>Alosa pseudoharengus</i>) and rainbow smelt (<i>Osmerus mordax</i>) in three Laurentian Great Lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 64, n. 10, p. 1314-1328, 2007. | <i>Bythotrephes longimanus</i> | <i>Alosa pseudoharengus</i> | 469 | 0,13 | | não informado | massa | crustáceo | 0,96 |
| STORCH, Adam J. et al. Consumption of two exotic zooplankton by alewife (<i>Alosa pseudoharengus</i>) and rainbow smelt (<i>Osmerus mordax</i>) in three Laurentian Great Lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 64, n. 10, p. 1314-1328, 2007. | <i>Bythotrephes longimanus</i> | <i>Osmerus mordax</i> | 194 | 0,06 | | não informado | massa | crustáceo | 0,96 |
| STORCH, Adam J. et al. Consumption of two exotic zooplankton by alewife (<i>Alosa pseudoharengus</i>) and rainbow smelt (<i>Osmerus mordax</i>) in three Laurentian Great Lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 64, n. 10, p. 1314-1328, 2007. | <i>Cercopagis pengoi</i> | <i>Alosa pseudoharengus</i> | 469 | 0,05 | | não informado | massa | crustáceo | 0,97 |

| | | | | | | | | | |
|--|--------------------------------|-----------------------------------|------|------|------|---------------|--------|-----------|------|
| STORCH, Adam J. et al. Consumption of two exotic zooplankton by alewife (<i>Alosa pseudoharengus</i>) and rainbow smelt (<i>Osmerus mordax</i>) in three Laurentian Great Lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 64, n. 10, p. 1314-1328, 2007. | <i>Cercopagis pengoi</i> | <i>Osmerus mordax</i> | 194 | 0,02 | | não informado | massa | crustáceo | 0,97 |
| PAOLUCCI, Esteban M. et al. Larvae of the invasive species <i>Limnoperna fortunei</i> (Bivalvia) in the diet of fish larvae in the Paraná River, Argentina. Hydrobiologia, v. 589, n. 1, p. 219-233, 2007. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Prochilodus lineatus</i> | 272 | 0,58 | 0,61 | larva | peso | bivalve | 0,96 |
| PAOLUCCI, Esteban M. et al. Larvae of the invasive species <i>Limnoperna fortunei</i> (Bivalvia) in the diet of fish larvae in the Paraná River, Argentina. Hydrobiologia, v. 589, n. 1, p. 219-233, 2007. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Iheringichthys labrosus</i> | 22 | 0,12 | 0,68 | larva | peso | bivalve | 0,93 |
| PAOLUCCI, Esteban M. et al. Larvae of the invasive species <i>Limnoperna fortunei</i> (Bivalvia) in the diet of fish larvae in the Paraná River, Argentina. Hydrobiologia, v. 589, n. 1, p. 219-233, 2007. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Parapimelodus valenciennis</i> | 34 | 0,12 | 0,47 | larva | peso | bivalve | 0,88 |
| PAOLUCCI, Esteban M. et al. Larvae of the invasive species <i>Limnoperna fortunei</i> (Bivalvia) in the diet of fish larvae in the Paraná River, Argentina. Hydrobiologia, v. 589, n. 1, p. 219-233, 2007. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Luciopimelodus pati</i> | 1 | 0,52 | 1,00 | larva | peso | bivalve | 0,97 |
| PAOLUCCI, Esteban M. et al. Larvae of the invasive species <i>Limnoperna fortunei</i> (Bivalvia) in the diet of fish larvae in the Paraná River, Argentina. Hydrobiologia, v. 589, n. 1, p. 219-233, 2007. | <i>Limnoperna fortunei</i> | <i>Sorubim lima</i> | 14 | 0,44 | 0,43 | larva | peso | bivalve | 0,94 |
| TRUEMPER, Holly A. et al. Response of yellow perch diet to a changing forage base in southern Lake Michigan, 1984-2002. Journal of Great Lakes Research, v. 32, n. 4, p. 806-816, 2006. | <i>Bythotrephes longimanus</i> | <i>Perca flavescens</i> | 433 | 0,00 | | juvenil | volume | crustáceo | 0,97 |
| TRUEMPER, Holly A. et al. Response of yellow perch diet to a changing forage base in southern Lake Michigan, 1984-2002. Journal of Great Lakes Research, v. 32, n. 4, p. 806-816, 2006. | <i>Bythotrephes longimanus</i> | <i>Perca flavescens</i> | 294 | 0,03 | | adulto | volume | crustáceo | 0,97 |
| TRUEMPER, Holly A. et al. Response of yellow perch diet to a changing forage base in southern Lake Michigan, 1984-2002. Journal of Great Lakes Research, v. 32, n. 4, p. 806-816, 2006. | <i>Bythotrephes longimanus</i> | <i>Perca flavescens</i> | 217 | 0,04 | | adulto | volume | crustáceo | 0,97 |
| TRUEMPER, Holly A. et al. Response of yellow perch diet to a changing forage base in southern Lake Michigan, 1984-2002. Journal of Great Lakes Research, v. 32, n. 4, p. 806-816, 2006. | <i>Bythotrephes longimanus</i> | <i>Perca flavescens</i> | 585 | 0,01 | | adulto | volume | crustáceo | 0,97 |
| TRUEMPER, Holly A. et al. Response of yellow perch diet to a changing forage base in southern Lake Michigan, 1984-2002. Journal of Great Lakes Research, v. 32, n. 4, p. 806-816, 2006. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Perca flavescens</i> | 365 | 0,05 | | juvenil | volume | peixe | 0,40 |
| TRUEMPER, Holly A. et al. Response of yellow perch diet to a changing forage base in southern Lake Michigan, 1984-2002. Journal of Great Lakes Research, v. 32, n. 4, p. 806-816, 2006. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Perca flavescens</i> | 127 | 0,17 | | adulto | volume | peixe | 0,40 |
| TRUEMPER, Holly A. et al. Response of yellow perch diet to a changing forage base in southern Lake Michigan, 1984-2002. Journal of Great Lakes Research, v. 32, n. 4, p. 806-816, 2006. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Perca flavescens</i> | 9 | 0,35 | | adulto | volume | peixe | 0,40 |
| TRUEMPER, Holly A. et al. Response of yellow perch diet to a changing forage base in southern Lake Michigan, 1984-2002. Journal of Great Lakes Research, v. 32, n. 4, p. 806-816, 2006. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Perca flavescens</i> | 184 | 0,19 | | adulto | volume | peixe | 0,40 |
| TRUEMPER, Holly A. et al. Response of yellow perch diet to a changing forage base in southern Lake Michigan, 1984-2002. Journal of Great Lakes Research, v. 32, n. 4, p. 806-816, 2006. | <i>Alosa pseudoharengus</i> | <i>Perca flavescens</i> | 798 | 0,00 | | juvenil | volume | peixe | 0,20 |
| TRUEMPER, Holly A. et al. Response of yellow perch diet to a changing forage base in southern Lake Michigan, 1984-2002. Journal of Great Lakes Research, v. 32, n. 4, p. 806-816, 2006. | <i>Alosa pseudoharengus</i> | <i>Perca flavescens</i> | 421 | 0,02 | | adulto | volume | peixe | 0,20 |
| TRUEMPER, Holly A. et al. Response of yellow perch diet to a changing forage base in southern Lake Michigan, 1984-2002. Journal of Great Lakes Research, v. 32, n. 4, p. 806-816, 2006. | <i>Alosa pseudoharengus</i> | <i>Perca flavescens</i> | 226 | 0,12 | | adulto | volume | peixe | 0,20 |
| TRUEMPER, Holly A. et al. Response of yellow perch diet to a changing forage base in southern Lake Michigan, 1984-2002. Journal of Great Lakes Research, v. 32, n. 4, p. 806-816, 2006. | <i>Alosa pseudoharengus</i> | <i>Perca flavescens</i> | 590 | 0,47 | | adulto | volume | peixe | 0,20 |
| STETTER, SL Parker et al. Energetic consequences of diet shifts in Lake Erie rainbow smelt (<i>Osmerus mordax</i>). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 62, n. 1, p. 145-152, 2005. | <i>Bythotrephes longimanus</i> | <i>Osmerus mordax</i> | 294 | 0,07 | | juvenil | volume | crustáceo | 0,96 |
| STETTER, SL Parker et al. Energetic consequences of diet shifts in Lake Erie rainbow smelt (<i>Osmerus mordax</i>). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 62, n. 1, p. 145-152, 2005. | <i>Bythotrephes longimanus</i> | <i>Osmerus mordax</i> | 240 | 0,10 | | juvenil | volume | crustáceo | 0,96 |
| KELLY, David W.; DICK, Jaimie TA. Introduction of the non-indigenous amphipod <i>Gammarus pulex</i> alters population dynamics and diet of juvenile trout <i>Salmo trutta</i> . Freshwater Biology, v. 50, n. 1, p. 127-140, 2005. | <i>Gammarus pulex</i> | <i>Salmo trutta</i> | | 0,33 | | juvenil | número | crustáceo | 0,99 |
| JOHNSON, Timothy B.; BUNNELL, David B.; KNIGHT, Carey T. A potential new energy pathway in central Lake Erie: the round goby connection. Journal of Great Lakes Research, v. 31, p. 238-251, 2005. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Sander vitreus</i> | 2312 | 0,06 | | não informado | peso | peixe | 0,72 |

| | | | | | | | | | |
|--|----------------------------------|-------------------------------|------|------|------|---------------|--------|-----------|------|
| JOHNSON, Timothy B.; BUNNELL, David B.; KNIGHT, Carey T. A potential new energy pathway in central Lake Erie: the round goby connection. Journal of Great Lakes Research, v. 31, p. 238-251, 2005. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Micropterus dolomieu</i> | 710 | 0,35 | | não informado | peso | peixe | 0,57 |
| JOHNSON, Timothy B.; BUNNELL, David B.; KNIGHT, Carey T. A potential new energy pathway in central Lake Erie: the round goby connection. Journal of Great Lakes Research, v. 31, p. 238-251, 2005. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Lota lota</i> | 190 | 0,39 | | não informado | peso | peixe | 0,80 |
| JOHNSON, Timothy B.; BUNNELL, David B.; KNIGHT, Carey T. A potential new energy pathway in central Lake Erie: the round goby connection. Journal of Great Lakes Research, v. 31, p. 238-251, 2005. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Perca flavescens</i> | 1433 | 0,19 | | não informado | peso | peixe | 0,40 |
| JOHNSON, Timothy B.; BUNNELL, David B.; KNIGHT, Carey T. A potential new energy pathway in central Lake Erie: the round goby connection. Journal of Great Lakes Research, v. 31, p. 238-251, 2005. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Morone chrysops</i> | 2604 | 0,04 | | não informado | peso | peixe | 0,33 |
| COMPTON, Justin A.; KERFOOT, W. Charles. Colonizing inland lakes: Consequences of YOY fish ingesting the spiny cladoceran (<i>Bythotrephes cederstroemi</i>). Journal of Great Lakes Research, v. 30, p. 315-326, 2004. | <i>Bythotrephes cederstroemi</i> | <i>Perca flavescens</i> | 86 | | 0,01 | não informado | | crustáceo | 0,97 |
| COMPTON, Justin A.; KERFOOT, W. Charles. Colonizing inland lakes: Consequences of YOY fish ingesting the spiny cladoceran (<i>Bythotrephes cederstroemi</i>). Journal of Great Lakes Research, v. 30, p. 315-326, 2004. | <i>Bythotrephes cederstroemi</i> | <i>Notropis hudsonius</i> | 140 | | 0,31 | não informado | | crustáceo | 0,90 |
| STEINHART, Geoffrey B.; STEIN, Roy A.; MARSCHALL, Elizabeth A. High growth rate of young-of-the-year smallmouth bass in Lake Erie: a result of the round goby invasion?. Journal of Great Lakes Research, v. 30, n. 3, p. 381-389, 2004. | <i>Neogobius melanostomus</i> | <i>Micropterus dolomieu</i> | 253 | 0,42 | | juvenil | peso | peixe | 0,57 |
| LEMKE, A. M.; STOECKEL, J. A.; PEGG, M. A. Utilization of the exotic cladoceran <i>Daphnia lumholzi</i> by juvenile fishes in an Illinois River floodplain lake. Journal of Fish Biology, v. 62, n. 4, p. 938-954, 2003. | <i>Daphnia lumholzi</i> | <i>Dorosoma cepedianum</i> | 9 | | 0,03 | não informado | número | crustáceo | 0,99 |
| LEMKE, A. M.; STOECKEL, J. A.; PEGG, M. A. Utilization of the exotic cladoceran <i>Daphnia lumholzi</i> by juvenile fishes in an Illinois River floodplain lake. Journal of Fish Biology, v. 62, n. 4, p. 938-954, 2003. | <i>Daphnia lumholzi</i> | <i>Notropis atherinoides</i> | 21 | 0,03 | 0,02 | não informado | número | crustáceo | 0,97 |
| LEMKE, A. M.; STOECKEL, J. A.; PEGG, M. A. Utilization of the exotic cladoceran <i>Daphnia lumholzi</i> by juvenile fishes in an Illinois River floodplain lake. Journal of Fish Biology, v. 62, n. 4, p. 938-954, 2003. | <i>Daphnia lumholzi</i> | <i>Lepomis macrochirus</i> | 50 | 0,12 | 0,13 | não informado | número | crustáceo | 0,99 |
| LEMKE, A. M.; STOECKEL, J. A.; PEGG, M. A. Utilization of the exotic cladoceran <i>Daphnia lumholzi</i> by juvenile fishes in an Illinois River floodplain lake. Journal of Fish Biology, v. 62, n. 4, p. 938-954, 2003. | <i>Daphnia lumholzi</i> | <i>Pomoxis annularis</i> | 57 | 0,19 | 0,19 | não informado | número | crustáceo | 0,99 |
| LEMKE, A. M.; STOECKEL, J. A.; PEGG, M. A. Utilization of the exotic cladoceran <i>Daphnia lumholzi</i> by juvenile fishes in an Illinois River floodplain lake. Journal of Fish Biology, v. 62, n. 4, p. 938-954, 2003. | <i>Daphnia lumholzi</i> | <i>Pomoxis nigromaculatus</i> | 21 | 0,26 | 0,24 | não informado | número | crustáceo | 0,99 |
| LEMKE, A. M.; STOECKEL, J. A.; PEGG, M. A. Utilization of the exotic cladoceran <i>Daphnia lumholzi</i> by juvenile fishes in an Illinois River floodplain lake. Journal of Fish Biology, v. 62, n. 4, p. 938-954, 2003. | <i>Daphnia lumholzi</i> | <i>Morone chrysops</i> | 20 | 0,15 | 0,20 | não informado | número | crustáceo | 0,99 |
| LEMKE, A. M.; STOECKEL, J. A.; PEGG, M. A. Utilization of the exotic cladoceran <i>Daphnia lumholzi</i> by juvenile fishes in an Illinois River floodplain lake. Journal of Fish Biology, v. 62, n. 4, p. 938-954, 2003. | <i>Daphnia lumholzi</i> | <i>Aplodinotus grunniens</i> | 18 | 0,04 | 0,06 | não informado | número | crustáceo | 1,00 |
| MUSETH, J. et al. Predation by brown trout: a major mortality factor for sexually mature European minnows. Journal of Fish Biology, v. 62, n. 3, p. 692-705, 2003. | <i>Phoxinus phoxinus</i> | <i>Salmo trutta</i> | 1026 | | 0,01 | não informado | | peixe | 0,90 |
| MAGOULICK, Daniel D.; LEWIS, Lindsey C. Predation on exotic zebra mussels by native fishes: effects on predator and prey. Freshwater Biology, v. 47, n. 10, p. 1908-1918, 2002. | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Ictalurus furcatus</i> | 843 | | 0,27 | não informado | | bivalve | 0,97 |
| MAGOULICK, Daniel D.; LEWIS, Lindsey C. Predation on exotic zebra mussels by native fishes: effects on predator and prey. Freshwater Biology, v. 47, n. 10, p. 1908-1918, 2002. | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Aplodinotus grunniens</i> | 340 | | 0,00 | juvenil | | bivalve | 0,95 |
| MAGOULICK, Daniel D.; LEWIS, Lindsey C. Predation on exotic zebra mussels by native fishes: effects on predator and prey. Freshwater Biology, v. 47, n. 10, p. 1908-1918, 2002. | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Aplodinotus grunniens</i> | 164 | | 0,48 | adulto | | bivalve | 0,95 |
| MAGOULICK, Daniel D.; LEWIS, Lindsey C. Predation on exotic zebra mussels by native fishes: effects on predator and prey. Freshwater Biology, v. 47, n. 10, p. 1908-1918, 2002. | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Lepomis microlophus</i> | 236 | | 1,00 | não informado | | bivalve | 0,88 |
| HAERTEL, Susanne S.; BAADE, Ulrich; ECKMANN, Reiner. No general percid dominance at mesotrophic lake conditions: insights from the quantification of predator-prey interactions. Limnologia, v. 32, n. 1, p. 1-13, 2002. | <i>Orconectes limosus</i> | <i>Perca fluviatilis</i> | | 0,19 | | adulto | número | crustáceo | 0,80 |

| | | | | | | | | | |
|--|----------------------------------|------------------------------|-----|------|------|---------------|--------|-----------|------|
| HAERTEL, Susanne S.; BAADE, Ulrich; ECKMANN, Reiner. No general percoid dominance at mesotrophic lake conditions: insights from the quantification of predator-prey interactions. <i>Limnologia</i> , v. 32, n. 1, p. 1-13, 2002. | <i>Orconectes limosus</i> | <i>Esox lucius</i> | | 0,25 | | não informado | número | crustáceo | 0,91 |
| COULAS, Robert A.; MACISAAC, Hugh J.; DUNLOP, Warren. Selective predation on an introduced zooplankton (<i>Bythotrephes cederstroemi</i>) by lake herring (<i>Coregonus artedii</i>) in Harp Lake, Ontario. <i>Freshwater Biology</i> , v. 40, n. 2, p. 343-355, 1998. | <i>Bythotrephes cederstroemi</i> | <i>Coregonus artedii</i> | 64 | 0,14 | | não informado | massa | crustáceo | 0,97 |
| FRENCH III, John RP; BUR, Michael T. The effect of zebra mussel consumption on growth of freshwater drum in Lake Erie. <i>Journal of Freshwater Ecology</i> , v. 11, n. 3, p. 283-289, 1996. | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Aplodinotus grunniens</i> | 511 | 0,30 | 0,16 | adulto | volume | bivalve | 0,95 |
| BRANSTRATOR, Donn K.; LEHMAN, John T. Evidence for predation by young-of-the-year alewife and bloater chub on <i>Bythotrephes cederstroemi</i> in Lake Michigan. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 22, n. 4, p. 917-924, 1996. | <i>Bythotrephes cederstroemi</i> | <i>Alosa pseudoharengus</i> | 25 | | 0,76 | juvenil | | crustáceo | 0,96 |
| BRANSTRATOR, Donn K.; LEHMAN, John T. Evidence for predation by young-of-the-year alewife and bloater chub on <i>Bythotrephes cederstroemi</i> in Lake Michigan. <i>Journal of Great Lakes Research</i> , v. 22, n. 4, p. 917-924, 1996. | <i>Bythotrephes cederstroemi</i> | <i>Coregonus hoyi</i> | 84 | | 0,40 | juvenil | | crustáceo | 0,96 |