



PEIXES NÃO-NATIVOS EM RIACHOS NO BRASIL: ESTADO DA ARTE, LACUNAS DE CONHECIMENTO E PERSPECTIVAS

Diego Azevedo Zoccal Garcia^{1}, Fernando Mayer Pelicice², Marcelo Fulgêncio Guedes de Brito³, Mário Luís Orsi¹ & André Lincoln Barroso Magalhães⁴*

¹ Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Laboratório de Ecologia de Peixe e Invasões Biológicas, Rodovia Celso Garcia Cid, s/n, PR-445, Km 380, CEP 86057-970. Londrina, PR, Brasil.

² Universidade Federal do Tocantins, Núcleo de Estudos Ambientais, Rua 3, Quadra 17, Jardim dos Ipês, CEP 77500-000. Porto Nacional, TO, Brasil.

³ Universidade Federal de Sergipe, Departamento de Biologia, Laboratório de Ictiologia, Avenida Marechal Rondon, s/n, CEP 49100-0000. São Cristóvão, SE, Brasil.

⁴ Rua Professor Arduíno Bolívar, 80, Santo Antônio, CEP 30350-140. Belo Horizonte, MG, Brasil.

E-mails: diegoazgarcia@hotmail.com (*autor correspondente); fmpelicice@gmail.com; marcelictio@gmail.com; orsi@uel.br; andrebiomagalhaes@gmail.com

Resumo: Invasões biológicas estão entre as principais causas de perda de biodiversidade no planeta. Essas perdas acentuam-se em riachos, que são sensíveis aos impactos humanos, visto que apresentam fauna especializada e elevado grau de endemismo. Apesar disso, estudos sobre invasões por peixes não-nativos em riachos são incipientes no Brasil. Nessa revisão, apresentamos uma introdução sobre o processo (*i.e.*, etapas) da invasão biológica, os fatores ambientais que influenciam o estabelecimento e os impactos de espécies não-nativas em riachos. Um passo-a-passo metodológico também é apresentado como forma de orientar a condução de estudos sobre espécies não-nativas em riachos brasileiros. Ainda, são apresentadas medidas de gerenciamento para se prevenir novos casos de introduções e sugestões de estudos sobre invasões em riachos. Evitar a pressão de propágulos e educação ambiental, bem como aspectos legais da legislação brasileira, são ações que podem prevenir novas introduções. Por fim, lacunas de conhecimento e perspectivas são levantadas como estímulo para que interessados ingressem no assunto e desenvolvam novos estudos sobre peixes não-nativos em riachos brasileiros.

Palavras-chave: dispersão; estabelecimento; impacto; invasibilidade; invasividade.

NON-NATIVE FISHES IN BRAZILIAN STREAMS: STATE OF THE ART, GAP OF KNOWLEDGE AND PERSPECTIVES: Biological invasions are among the main causes of biodiversity loss on planet. Losses are accentuated in streams, which are sensitive to human impacts, since they have specialized fauna and higher degree of endemism. Despite this, studies on invasions by non-native fishes in streams are incipient in Brazil. In this review, we present an introduction on the process (*i.e.*, stages) of biological invasion, the environmental factors that influence the establishment and the impacts of non-native species in streams. A methodological step-by-step is also presented as a way to guide the conduct of studies on non-native species in Brazilian streams. In addition, management actions measures are presented to prevent new cases of introductions and suggestions for studies on invasions in streams. Avoiding propagule pressure

and environmental education, as well as legal aspects of Brazilian legislation, are management actions that can prevent new introductions. Finally, gaps in knowledge and perspectives are raised as an incentive for interested parties to enter the subject and develop new studies on non-native fishes in Brazilian streams.

Keywords: dispersion; establishment; impact; invasibility; invasiveness.

INTRODUÇÃO

A fauna de peixes em riachos brasileiros é formada geralmente por espécies de pequeno porte (≤ 20 cm) e alto grau de endemismo (Castro & Polaz 2020, ver Vaz-dos-Santos & Silveira 2021), sendo comum o comportamento reofílico e migratório (Nathan 2008, Mazzoni *et al.* 2018, ver Mazzoni & Barros 2021). Esses peixes são relativamente pouco conhecidos e muito ameaçados por ações antrópicas como represamentos, poluição, desmatamento, expansão das fronteiras agrícolas, mineração, assoreamento e invasão de espécies não-nativas (Abell *et al.* 2007, Casatti *et al.* 2009, Pelicice *et al.* 2017, ICMBio 2018, Magalhães *et al.* 2019, Borges *et al.* 2020). Apesar da introdução de espécies de peixes ser um fenômeno comum nas bacias brasileiras (*e.g.*, Garcia *et al.* 2018a), trabalhos envolvendo peixes não-nativos em riachos são ainda incipientes (Bizerril & Lima 2001, Casatti *et al.* 2009, Pelicice *et al.* 2017, Magalhães *et al.* 2019, 2020a).

As invasões biológicas estão entre as principais causas de perda da biodiversidade em escala planetária (Maxwell *et al.* 2016, Reid *et al.* 2019), e o número de espécies introduzidas ao redor do mundo tem crescido rapidamente, principalmente pela globalização das atividades econômicas, comércio e transporte (Gozlan 2008, Leprieur *et al.* 2008, Seebens *et al.* 2017, Reid *et al.* 2019). Podemos definir espécie não-nativa como qualquer espécie introduzida em uma localidade situada além de sua distribuição natural. O termo 'espécie não-nativa' é o mais adequado dentre todos utilizados em estudos sobre invasões biológicas (*e.g.*, 'espécie exótica', 'espécie introduzida', 'espécie alienígena'), pois facilita o entendimento por profissionais não-especialistas, tomadores de decisão e leigos. Assim, 'espécie não-nativa' é um termo que abrange todas as espécies introduzidas fora da sua área de distribuição natural, sem levar em consideração as etapas da invasão biológica ou seus efeitos no ambiente.

Após passar por algumas etapas no processo de invasão, as espécies introduzidas podem se tornar invasoras. Quando isso acontece, são capazes de alterar a estrutura das comunidades, a funcionalidade dos ecossistemas e interferir nas relações ecológicas, como predação, competição, parasitismo e mutualismo (Vitule 2009, Gallardo *et al.* 2016). Além disso, podem hibridizar com espécies nativas, transmitir parasitos ou doenças e gerar impactos socioeconômicos (Pimentel *et al.* 2005, Gozlan *et al.* 2010, Simberloff *et al.* 2013, Blackburn *et al.* 2014, Pelicice *et al.* 2017).

Os problemas relacionados às espécies não-nativas são acentuados em ecossistemas de riacho, pois são ambientes de pequenas dimensões e extremamente sensíveis às intervenções humanas (Magalhães *et al.* 2020a). Esses ambientes são representados por corpos de água com pequena extensão e área, chegando até a terceira ordem da hierarquia fluvial (Strahler 1957, Allan & Castillo 2007). As características ambientais dos riachos são relacionadas com a região onde se encontram e com o seu entorno, o qual influencia no tipo de substrato (*e.g.*, rochas, cascalho, areia, lama), no fluxo de água (*e.g.*, lântico: correnteza fraca, lótico: correnteza forte), na luminosidade (*e.g.*, muito iluminado: sem vegetação ripária nas margens, pouco iluminado: com vegetação ripária nas margens), no pH (*e.g.*, águas ácidas, águas neutras, ou alcalinas), na temperatura (*e.g.*, águas frias ou quentes), e na fonte de recursos alimentares (*e.g.*, autóctones (provenientes do próprio riacho)) ou alóctones (provenientes do entorno do riacho)) para a fauna aquática. É comum que exista uma dependência da importação de material alóctone originado da vegetação ripária para a comunidade aquática, já que cursos de água pequenos são predominantemente heterotróficos e circundados por vegetação (Vannote *et al.* 1980). Riachos da Mata Atlântica, por exemplo, caracterizam-se por menor riqueza e densidade de espécies, porém elevado grau de endemismo (Abilhoa *et*

al. 2011, ver Buckup 2021), quando comparados a outros ambientes aquáticos como lagoas e rios (Magalhães *et al.* 2020a). De acordo com a teoria da resistência biótica, o baixo número de espécies os fazem ambientes permissivos, ou seja, suscetíveis à invasão por espécies não-nativas (Davis *et al.* 2005, Magalhães & Jacobi 2017).

Os riachos estão entre os ambientes aquáticos mais ameaçados do planeta (Abell *et al.* 2007, Abilhoa *et al.* 2011, Magalhães *et al.* 2019, 2020a). Riachos com siltação (*i.e.*, partículas finas de terra em suspensão na água), assoreados, desmatados (*i.e.*, ausência de vegetação ripária) e dominados por gramíneas, como a braquiária *Urochloa* spp. (Poales, Poaceae) de origem africana, favorecem a invasão de peixes não-nativos. Tais condições são comumente encontradas no interior dos estados de Minas Gerais, São Paulo e Paraná, onde riachos possuem riqueza/diversidade de peixes nativos empobrecida e alta dominância do guppy *Poecilia reticulata* (Cyprinodontiformes, Poeciliidae), uma espécie invasora generalista e vivípara (Casatti *et al.* 2006, 2009, Magalhães *et al.* 2011). *Poecilia reticulata* é uma espécie comumente encontrada em riachos urbanos (Cruz & Pompeu 2020, ver Marques & Cunico 2021, neste volume), sendo beneficiada pela sua habilidade em consumir esgoto doméstico (Carvalho *et al.* 2019a). Portanto, alterações ambientais nos riachos, como a supressão da vegetação circundante, em especial vegetação ripária em Áreas de Preservação Permanente (denominadas APPs) favorecem a invasão e o subsequente estabelecimento de peixes não-nativos (Magalhães *et al.* 2011, 2020a). Atividades como criação de pasto para gado, habitações, lavouras e canalização são alguns dos principais impactos responsáveis pela deterioração da qualidade ambiental dos riachos brasileiros.

Entre os fatores que aumentam as chances de sucesso na invasão estão a semelhança entre a área de origem e a invadida, o alto grau de perturbação humana, e a menor riqueza de espécies nativas (Elton 1958, Johnson *et al.* 2008, Magalhães *et al.* 2020a). A quantidade, a qualidade e a frequência com que indivíduos são introduzidos, seja de forma acidental ou intencional, também influenciam no sucesso do estabelecimento da espécie introduzida (*i.e.*, pressão de propágulo; Lockwood *et al.* 2005). A menor riqueza e

abundância de espécies em ambientes de riacho deve conferir menor resistência à invasão, especialmente quando o invasor tem pré-adaptações a esse tipo de ambiente e é capaz de aproveitar recursos alimentares não utilizados (*i.e.*, detritos), tornando estes ambientes vulneráveis ou “permissivos” a certos grupos de espécies (Magalhães & Jacobi 2017, Magalhães *et al.* 2019). Por outro lado, a existência de características ambientais muito particulares, como baixa temperatura e profundidade, regime hidrológico imprevisível, restrições hidráulicas e baixa produtividade (*i.e.*, quantidade de matéria orgânica produzida), devem representar restrições importantes ao estabelecimento de outras espécies (Olinger *et al.* 2016, Magalhães *et al.* 2020a). Nesses casos, o invasor precisa ter atributos ecológicos específicos para suportar as condições ambientais; caso da truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss* – Salmoniformes, Salmonidae), que conseguiu se estabelecer em riachos serranos de águas frias e oligotróficas (*e.g.*, Magalhães *et al.* 2002a, Lazzarotto & Caramaschi 2009).

Impactos das introduções de peixes em riachos

Os impactos podem ocorrer em diferentes níveis biológicos, desde genes até ecossistemas, e usualmente ocorrem antes da percepção humana ou constatação científica (Lockwood *et al.* 2007). Os impactos dos peixes introduzidos podem variar de baixo a alto de acordo com as características biológicas do invasor, do ambiente invadido e da comunidade receptora (Lockwood *et al.* 2007, Blackburn *et al.* 2014). Dentre os impactos ocasionados por espécies invasoras estão a hibridização com espécies aparentadas, a competição, a predação, a transmissão de doenças e de parasitos para espécies nativas (Gabrielli & Orsi 2000, Magalhães 2006), a mudança em padrões de diversidade, como a homogeneização ou diferenciação biótica (Vitule *et al.* 2012, Brito *et al.* 2020, Magalhães *et al.* 2020a), e na estrutura das comunidades nativas (Mazzoni *et al.* 2015, Magalhães *et al.* 2020a). Vale destacar que, no Brasil, embora amplamente invadido por peixes não-nativos de diferentes origens, existe pouca informação ecológica e biológica sobre as espécies não-nativas que permitam classificar seu tipo

de impacto, sendo este um grande desafio para estudos futuros, como por exemplo, aqueles sobre Avaliações de Risco de Invasão (*i.e.*, processo que ajuda a identificar o risco de uma espécie não-nativa invadir determinado ecossistema). Apesar de básicos, estudos ecológicos e biológicos das espécies não-nativas são imprescindíveis para se caracterizar o comportamento e as consequências da espécie no novo ambiente.

A seguir, são apresentadas informações sobre os principais impactos causados por espécies de peixes não-nativos em riachos:

Hibridização

Ocorre quando uma espécie invasora se reproduz com espécies nativas proximamente relacionadas. A hibridização em peixes pode gerar híbridos vigorosos e férteis (Arthington 1991), e sua ocorrência tem sido reportada em riachos brasileiros, como por exemplo entre a nativa *Poecilia vivipara* (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) e a não-nativa *Xiphophorus variatus* (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) na bacia do rio Paraíba do Sul no estado de Minas Gerais (A. L. B. Magalhães, dados não publicados). Os híbridos gerados reduzem a capacidade da população nativa em se manter, resultando na substituição ou extirpação (*i.e.*, extinção local) de espécies nativas (Blackburn *et al.* 2014, Sales *et al.* 2017).

Competição

A competição acontece quando o invasor utiliza os mesmos recursos que os representantes da fauna nativa, e a oferta desses recursos é limitada no ambiente. Embora seja muito difícil constatar competição no ambiente natural, essa interação ecológica tem sido reportada entre os nativos lambaris *Astyanax altiparanae*, *Bryconamericus iheringii* (ambos Characiformes, Characidae) e o não-nativo *P. reticulata* em um riacho localizado na bacia do Alto rio Paraná, estado do Paraná (Vieira & Shibatta 2007). Do mesmo modo, competição tem sido registrada entre o barrigudinho nativo *Phalloceros caudimaculatus* (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) e o não-nativo *P. reticulata* em riachos da bacia do rio Uberabinha, bacia do Alto rio Paraná, estado de Minas Gerais (Gomes-Silva *et al.* 2020). Essa interação afeta o nicho trófico e pode induzir alterações demográficas, reduzindo populações

nativas, sendo a exclusão competitiva o resultado mais extremo (Moyle & García-Berthou 2011). Góis *et al.* (2015) reportaram fortes alterações demográficas em uma espécie nativa de ciclídeo após a introdução de um competidor na planície do Alto rio Paraná, embora estudos como esse ainda sejam bastante escassos em riachos.

Predação

É um mecanismo de impacto direto, pois envolve a remoção de organismos da comunidade invadida, um processo intensificado quando o predador não-nativo apresenta comportamentos e estratégias diferentes dos predadores nativos (Cox & Lima 2006, Moyle & García-Berthou 2011). Embora os efeitos da predação tenham sido bem registrados em outros ambientes (Latini & Petrere Jr. 2004, Pelicice & Agostinho 2009), nos riachos as evidências ainda são escassas. Por exemplo, existem indícios de que o bagre-africano *Clarias gariepinus* (Siluriformes, Clariidae) está afetando negativamente populações nativas em riachos na bacia do rio Ivinhema, Alto rio Paraná, estado do Mato Grosso do Sul (Lemke & Suárez 2013). Da mesma forma, a presença do tucunaré *Cichla cf. piquiti* (Cichliformes, Cichlidae) está ameaçando via predação as espécies nativas lambari *Astyanax lacustris* (Characiformes, Characidae), lambari-bocarra *Oligosarcus pintoii* (Characiformes, Characidae) e o endêmico acará *Cichlasoma paranaense* (Cichliformes, Cichlidae) em um riacho tributário do ribeirão Frutal, bacia do Alto rio Paraná, estado de Minas Gerais (Azevedo-Santos *et al.* 2018). A predação pode induzir efeitos demográficos e comportamentais rápidos, especialmente se o predador é voraz e eficiente. Atividades de aquarofilia e pesca esportiva usualmente funcionam como vetores de introdução de espécies predadoras.

Doenças e parasitos

No Brasil, esta interação ainda é pouco estudada entre peixes nativos e não-nativos, porém existem evidências da introdução de uma série de parasitos como o íctio *Ichthyophthirius multifiliis* (Ciliophora, Oligohymenophorea) e vermes *Dadayiis* sp. (Digenea, Cladorchiidae), *Spinoxyuris* sp. (Nematoda, Pharyngodonidae) a partir de peixes invasores (Magalhães 2006, Almeida-Berto *et al.* 2018). A introdução do

crustáceo “verme-âncora”, *Lernaea cyprinacea* (Copepoda, Lernaeidae), deu-se a partir da introdução de carpas-comuns, *Cyprinus carpio* (Cypriniformes, Cyprinidae) que foram importadas para o Brasil (Fortes *et al.* 1998). O “verme-âncora”, originário da Ásia, atualmente encontra-se em quase todos os estados brasileiros, principalmente em pisciculturas, causando grande prejuízo aos piscicultores (Gabrielli & Orsi 2000). A comercialização de peixes ornamentais parasitados também pode levar à outra via de introdução, visto que o descarte da água dos aquários sem tratamento adequado pode levar as formas livres diretamente aos corpos de água, incluindo riachos (Assis *et al.* 2014). Dentre os principais danos aos peixes nativos estão hemorragias e necroses nas brânquias, e consequente diminuição da eficiência respiratória (Eiras 1994). Algumas espécies de lerneídeos podem causar profundas lesões na pele, nos olhos e nos órgãos internos, além de possibilitar a entrada de agentes patogênicos (Gabrielli & Orsi 2000). Há relatos de peixes nativos de riacho parasitados por *L. cyprinacea*, como o lambari *Deuterodon janeiroensis* (Characiformes, Characidae) (Magalhães 2006), além do lambari-bocarra *Oligosarcus hepsetus* (Characiformes, Characidae) e o caborja *Callichthys callichthys* (Siluriformes, Callichthyidae) (A. L. B. Magalhães, comunicação pessoal) em riachos na bacia do rio Paraíba do Sul, no estado de Minas Gerais. Moreira *et al.* (2014) mostraram que o não-nativo *P. reticulata* é hospedeiro intermediário do parasito *Sebekia oxycephala* (Crustacea, Pentastomida) e hospedeiro definitivo de um verme da ordem Pseudophyllidea em riachos afluentes do rio Pirapó, bacia do Alto rio Paraná, estado do Paraná. A chegada até o ambiente natural pode ser decorrente de escape de peixes parasitados de pisciculturas, passagem das formas livres pelo sistema hidráulico da piscicultura, ou até mesmo durante grandes enchentes e rompimento de tanques (Casimiro *et al.* 2018). O bagre-africano *Clarias gariepinus* trouxe o verme parasito *Contracaecum* sp. (Nematoda, Anisakidae) para o Brasil (Ribeiro *et al.* 2017) e a tilápia-do-Nilo, *Oreochromis niloticus* (Cichliformes, Cichlidae), espécie muito popular em programas de aquicultura, trouxe da África pelo menos sete espécies de parasitos branquiais,

sendo seis monogenoídeos (Platyhelminthes) e um crustáceo, *Lamproglena monodi* (Copepoda, Lernaeidae) (Garcia *et al.* 2019b), representando mais uma ameaça à biodiversidade aquática.

Homogeneização/diferenciação biótica

A homogeneização representa fenômenos biológicos resultantes das alterações em ampla escala temporal e espacial nos padrões de diversidade, ocasionando um aumento na similaridade entre as comunidades nativas e assim provocando a diminuição de diversidade beta (*i.e.*, diferenças na composição das espécies nativas entre dois ou mais riachos ou localidades) (McKinney & Lockwood 1999). Já a diferenciação biótica é o fenômeno inverso da homogeneização, levando a um decréscimo na similaridade entre as comunidades nativas e assim provocando o aumento de diversidade beta (Magalhães *et al.* 2020a). Como resultado da homogeneização/diferenciação biótica, ocorre a simplificação ou empobrecimento das comunidades, principalmente pela eliminação de espécies nativas e a predominância de espécies não-nativas. Durante o processo, usualmente ocorre a substituição de peixes nativos, endêmicos e especialistas por peixes não-nativos, amplamente distribuídos e generalistas, ocasionando redução na riqueza de espécies nativas e perda de funções ecossistêmicas (Vitule *et al.* 2012, Brito *et al.* 2020, Magalhães *et al.* 2020a). Os fenômenos da homogeneização e diferenciação bióticas ocasionados por peixes não-nativos foram bem caracterizados em riachos localizados em três municípios do Polo de Piscicultura Ornamental de Muriaé, bacia do rio Paraíba do Sul, estado de Minas Gerais (Magalhães *et al.* 2020a). No entanto, sua constatação é difícil em termos metodológicos, pois requer dados em nível de comunidade, coletados em maiores extensões espaciais e temporais.

Engenharia de ecossistemas

É o processo pelo qual uma espécie invasora altera drasticamente o ecossistema que invade, promovendo alterações estruturais e ambientais, na distribuição de habitat, no acúmulo de biomassa e na produção primária (*i.e.*, produção de compostos orgânicos a partir da fotossíntese) (Karatayev *et al.* 2002). Os exemplos mais

conhecidos entre os peixes são da carpa-comum e das tilápias, que podem causar aumento de material em suspensão na coluna de água por suas atividades de alimentação bentônica e revolvimento do fundo (Moyle & García-Berthou 2011). Em riachos, isso pode causar redução na transparência da água e declínio de peixes que são predadores visualmente orientados (Moyle & García-Berthou 2011). Esse processo ocorreu com a tilápia-do-Nilo *Oreochromis niloticus* introduzida no riacho Cafezal, bacia do Alto rio Paraná, estado do Paraná (Orsi *et al.* 2016). Nesse sistema, a tilápia-do-Nilo revolveu o substrato causando mudança na transparência da água e prejudicando as espécies predadoras nativas visualmente orientadas, como a traíra *Hoplias malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) e o lambari-bocarra *Oligosarcus paranensis*. Impactos dessa natureza são intensos e capazes de mudar o funcionamento de todo o sistema, com efeitos sobre a diversidade de peixes.

Reconhecer os impactos da introdução de espécies não-nativas não é tarefa simples, e comparar a magnitude de seus efeitos é ainda mais difícil, especialmente em ambientes aquáticos (Lockwood *et al.* 2007, Vitule *et al.* 2009, Blackburn *et al.* 2014). Muitas introduções bem-sucedidas terão efeitos negativos imprevisíveis ou em longo prazo sobre os ecossistemas invadidos. Esses efeitos são inesperados, e refletem as habilidades ainda fracas de pesquisadores e especialistas em invasões biológicas aquáticas de fazer previsões sobre os impactos da invasão (Moyle & García-Berthou 2011). Portanto, o registro dos impactos das espécies invasoras em casos particulares é fundamental, pois permite acumular informações importantes para o entendimento das consequências das espécies não-nativas, além de facultar a condução de meta-análises com o objetivo de investigar padrões e processos gerais que abordam as invasões biológicas (Lockwood *et al.* 2007).

ASPECTOS METODOLÓGICOS

Ao estudante ou pesquisador que pretende realizar estudos sobre invasões biológicas, apresentamos, inicialmente, a porta de entrada para tais estudos. Trata-se do reconhecimento das diferentes etapas que caracterizam a invasão

biológica e dos conceitos centrais associados. Por fim, são apresentadas medidas para se prevenir novos casos de introduções e sugestões de estudos sobre peixes não-nativos em riachos.

Etapas da invasão biológica

Em qualquer ambiente do planeta, incluindo os riachos, a invasão biológica acontece como um processo gradual e constituído por etapas, representadas por uma série de filtros geográficos, biológicos e ambientais a serem superados pelo invasor. A superação desses filtros possibilita que a espécie não-nativa disperse, sobreviva, se estabeleça e se reproduza no novo ambiente, sendo capaz de produzir e manter novas gerações continuamente. As etapas da invasão biológica podem ser classificadas na seguinte sequência: *introdução, estabelecimento, dispersão e impacto* (adaptado de Lockwood *et al.* 2007), as quais podem ser aplicadas para explicar a invasão de peixes em ecossistemas de riacho.

Introdução

Essa etapa representa a superação de barreiras naturais que restringiam a espécie à sua distribuição original. Nisso, as espécies são retiradas de seu ambiente original (ou de um ambiente onde já se encontram introduzidas), transportadas e introduzidas no novo ambiente. As vias mais comuns de entrada dessas espécies são: 1) introdução intencional, quando alguém deliberadamente solta o organismo no ambiente (*e.g.*, descarte por aquaristas, combate a vetores de doenças (*i.e.*, malária), estocagem de peixes para pesca) (Figura 1A); e 2) acidental, quando o organismo escapa de um recinto para o ambiente (*e.g.*, fuga de pisciculturas devido aos transbordamentos de tanques ou pela liberação de efluentes, ou imperícia durante o manejo) (Figuras 1B e 1C).

Estabelecimento

Essa etapa representa o processo no qual uma população não-nativa imigrante consegue se manter no ambiente, tornando-se autossustentável pela reprodução. O estabelecimento depende das características biológicas e ecológicas da espécie, tais como tipo de dieta (*e.g.*, onívora, invertívora e detritívora),

dinâmica reprodutiva (e.g., ovulípara, vivípara) e de recrutamento de jovens (Figuras 1D e 1E) – processos descritos pelo conceito de *invasividade*, ou seja, características da espécie não-nativa que a tornam uma invasora eficiente (Ricciardi & Cohen 2007). O estabelecimento também depende das condições do ambiente, as quais podem oferecer resistência ou facilitar o estabelecimento do invasor. Esse processo é descrito pelo conceito de *invasibilidade*, que se refere à suscetibilidade do ambiente à invasão (Davis *et al.* 2005). No caso de riachos, a ausência de vegetação ripária e ambientes degradados afetam a *invasibilidade*, visto que ambientes desprotegidos de vegetação ripária, por exemplo, apresentam grande variação na temperatura da água devido à incidência direta da luz solar, criando oportunidades de estabelecimento por espécies oportunistas (Ruaro *et al.* 2018) (Figura 2). Do mesmo modo, a maioria dos riachos da região Sudeste/Sul caracteriza-se por uma menor riqueza e densidade de espécies nativas, afetando sua *invasibilidade*. Com uma resistência biótica natural baixa, esses ambientes tendem a apresentar vulnerabilidade alta à introdução e estabelecimento por peixes não-nativos (Abilhoa *et al.* 2011, Ruaro *et al.* 2018, Magalhães *et al.* 2020a).

Dispersão

Ocorre quando uma população introduzida expande sua área geográfica de distribuição além dos limites iniciais de introdução, variando de distâncias pequenas a grandes (Figuras 1F e 1G). A dispersão geográfica pode ocorrer a partir de um único ponto de introdução, e, no decorrer do tempo, a população expande sua área de ocorrência gradualmente a partir da colonização de localidades contíguas (Figura 1F). A dispersão pode acontecer também de maneira estratificada, quando há relação entre uma colônia primária e uma colônia satélite (Figura 1G). A dispersão é afetada pela presença de barreiras, condições ambientais e potencial de locomoção do invasor. Em riachos, a presença de barreiras físicas naturais, como cachoeiras, usualmente restringe a dispersão de peixes. O fluxo unidirecional, por outro lado, é um fator que pode contribuir com a maior dispersão de invasores para os trechos inferiores da bacia (Magalhães *et al.*

2002b), mas também há evidências de dispersão de algumas espécies de peixes não-nativos como o cascudinho *Parotocinclus maculicauda* (Siluriformes, Loricariidae) para trechos a montante (Mazzoni *et al.* 2015). Condições ambientais típicas de riachos de cabeceira, como baixa temperatura e profundidade, potencialmente devem atuar como entrave na dispersão de invasores de origem tropical e com maior tamanho corporal.

Impacto

São os efeitos que o invasor exerce sobre a biota e ambiente invadidos. Pode implicar em diferentes consequências, desde a ausência de efeitos até profundas modificações no sistema receptor. Conforme discutido na seção anterior, os impactos incluem a introdução de parasitos, alterações na produção primária, pressão de predação, mudança na estrutura das comunidades, homogeneização biótica com extirpação de espécies nativas (Magalhães, 2006, Magalhães *et al.* 2020a), e até mesmo extinção de espécies (Blackburn *et al.* 2014, Latini *et al.* 2016) (Figuras 1H–J). Vale lembrar que nem toda espécie introduzida (*i.e.*, não-nativa) se torna invasora. Ela deverá ser considerada invasora a partir do momento em que está completamente estabelecida no novo ambiente, dispersando propágulos para novas áreas e gerando impacto na comunidade nativa.

Por que algumas introduções falham e outras têm sucesso?

Para atingir as fases de *estabelecimento*, *dispersão* e *impacto*, a espécie deve passar por uma série de filtros (geográfico, sobrevivência, reprodução e dispersão), podendo falhar em qualquer uma destas etapas durante o processo (Blackburn *et al.* 2011). Os ambientes totalmente distintos daqueles naturais da espécie introduzida, ou cuja comunidade usa os recursos de forma eficiente, bem como a introdução de número insuficiente de indivíduos, podem contribuir para a falha na invasão (Davis *et al.* 2000, Britton & Gozlan 2013). No entanto, informações sobre sucesso e insucesso das introduções são difíceis de serem obtidas, pelo fato das introduções ocorrerem, em sua maioria, de maneira clandestina. Isso torna difícil obter informações fundamentais, como



Figura 2. Invasibilidade: a, b) riachos com siltação, assoreados, sem vegetação ripária e com presença do capim braquiária *Urochloa* spp. de origem africana na bacia do rio Turvo, afluente do rio Grande, em São Paulo, setembro de 2014 (Fotos: Paulino A. Z. Garcia); c, d) Riachos de Mata Atlântica canalizados, sem vegetação ripária e com capim braquiária *Urochloa* spp. em suas margens, na bacia do rio Paraíba do Sul, em Minas Gerais, março de 2018 (Fotos: André L. B. Magalhães).

Figure 2. Invasibility: a, b) silted streams, silted, without riparian vegetation and with the presence of *Urochloa* spp. of african origin in the Turvo River basin, a tributary of the Grande River, in the state of São Paulo, September 2014 (Photos: Paulino A. Z. Garcia); c, d) Streams of Atlantic Forest channeled, without riparian vegetation and with *Urochloa* spp. on its banks, in the Paraíba do Sul River basin, in the state of Minas Gerais, March 2018 (Photos: André L. B. Magalhães).

por exemplo, taxas de sucesso de invasão por espécie e por ambiente.

Tanto as características biológicas das espécies (*i.e.*, *invasividade*), quanto do ambiente (*i.e.*, *invasibilidade*), podem conferir vantagens no processo de invasão (Davis *et al.* 2000). Por exemplo, a capacidade da espécie de suportar variações de temperatura da água, menores concentrações de oxigênio dissolvido, fluxo variável e turbulento, possuir cuidado uni ou bi-parental, dieta generalista com tendência a invertivoria (*i.e.*, se alimenta de todo tipo de invertebrado), e a invasão de ambientes degradados ou com baixa riqueza de espécies nativas, são fatores que favorecem a invasão. No entanto, a maioria das espécies não-nativas não suporta tais condições ambientais, já que tendem a ser constrangidas pelas dimensões de seu nicho ecológico e atributos funcionais, e por isso, não conseguem invadir qualquer ambiente. Peixes com cuidado parental (por exemplo, os acarás da família Cichlidae), ou vivíparos (*Poecilia* spp. e *Xiphophorus* spp. da família Poeciliidae), têm vantagem no começo do processo de invasão devido a essa proteção da prole nas fases iniciais de desenvolvimento (acarás mantêm ovos, larvas e juvenis em ninhos; *Poecilia* spp. e *Xiphophorus* spp. mantêm embriões internamente no corpo da fêmea), aumentando a chance de sobrevivência dos filhotes (Garcia *et al.* 2019a). Por outro lado, as espécies que apresentam alta fecundidade e liberam seus gametas diretamente na água, como as carpas e *Carassius auratus* (Cypriniformes, Cyprinidae), levam vantagem por produzir uma prole numerosa, desde que o ambiente seja propício ao seu desenvolvimento (Moyle & García-Berthou 2011, Magalhães & Jacobi 2013). A dieta generalista também é um fator importante, uma vez que qualquer recurso de origem vegetal, animal ou detrito disponível no ambiente pode servir de alimento (Garcia *et al.* 2018b, Magalhães *et al.* 2020a).

Delineamento e condução de estudos

Nesta seção apresentamos uma sugestão de como conduzir estudos básicos sobre espécies não-nativas de peixes em riachos no Brasil. Com a finalidade de caracterizar a invasão, propomos levantar informações relativas aos seguintes tópicos: (i) quais são as espécies não-nativas

nestes ambientes; (ii) quais são os vetores de introdução destas espécies; (iii) quais são as bacias hidrográficas mais invadidas; e (iv) quais são as etapas do processo de invasão que as espécies não-nativas se encontram. Portanto, é apresentado um passo-a-passo metodológico para orientar estudantes, pesquisadores, ambientalistas e naturalistas sobre como proceder para reunir informações em estudos sobre peixes não-nativos em riachos.

O inventário de peixes não-nativos pode ser realizado utilizando as técnicas de amostragem já preconizadas para estudos em riachos (Uieda & Castro 1999, ver Alves *et al.* 2021, neste volume). Ao se capturar uma espécie supostamente não-nativa, o pesquisador não deve liberá-la novamente no riacho, visto que é crime introduzir espécime animal de acordo com o Art. 31 da Lei 9.605/1998. Portanto, o espécime deve ser anestesiado de acordo com as recomendações dos órgãos competentes (*e.g.*, superexposição ao gelo ou Eugenol) e em seguida sacrificado e fixado em solução de formalina 10%. Após 48 horas, deve ser transferido para o álcool 70%. O material deve então ser avaliado por especialista para a confirmação da identidade e do *status* (nativo ou não-nativo), sendo assim, importante a colaboração com especialistas em taxonomia e biogeografia. Por fim, deve ser depositado em coleção zoológica reconhecida de uma universidade ou centro de pesquisa. Para isso, os peixes devem ser enviados acompanhados de uma ficha indicando o número de indivíduos da espécie, o coletor, o especialista que identificou a espécie, o local de coleta com coordenadas geográficas (longitude e latitude), a data da coleta, a bacia hidrográfica, o município e estado da federação. Na confirmação do *status* não-nativo, recomendamos que seja redigida uma comunicação científica sobre a ocorrência desta espécie não-nativa em uma revista científica nacional ou internacional para o conhecimento de toda a comunidade científica.

A elaboração de uma lista de espécies não-nativas para uma região já inventariada a partir de estudos publicados é importante para obter um panorama acerca das introduções (*e.g.*, Garcia *et al.* 2018a). O material consultado deve incluir livros, capítulos de livros, artigos publicados em revistas científicas, inventários de espécies de peixes não-

nativos, estudos ecológicos e registros de espécies não-nativas. A revisão deve fornecer uma lista de espécies de peixes introduzidas em riachos, cuja classificação taxonômica deve seguir fontes bibliográficas recentes e atualizadas (*e.g.*, Fricke *et al.* 2020), e a atualização dos nomes válidos deve ser realizada quando necessário. Devem ser consideradas espécies não-nativas todas aquelas oriundas de outras regiões geográficas do Brasil e de outros países, distintas da região delimitada para o estudo (Alves *et al.* 2007, Magalhães *et al.* 2020a).

A determinação dos vetores de introdução de cada espécie de peixe não-nativo deve ser realizada para que se entendam os caminhos das invasões, e se busquem medidas que evitem ou controlem novos casos de introduções. O vetor de cada espécie deve ser determinado a partir da informação coletada em campo, contida na bibliografia e, quando a informação não estiver disponível (Britton & Orsi 2012, Ortega *et al.* 2015, Garcia *et al.* 2018a), o conhecimento dos autores sobre o assunto deve ser utilizado. De acordo com a literatura atual, os vetores possíveis são: (i) estocagem para pesca; (ii) isca-viva utilizada para pesca; (iii) escape de piscicultura; (iv) controle biológico; (v) destruição de barragens; (vi) alterações ambientais subsequentes à eventos naturais ou antrópicos; e (vii) comércio de peixes ornamentais. Quando as informações sobre a origem das espécies não-nativas não estiverem disponíveis, então devem ser consultadas fontes bibliográficas que permitam identificá-las (*e.g.*, Reis *et al.* 2003, Britski *et al.* 2007 e Fricke *et al.* 2020).

É importante também classificar as espécies de acordo com suas características biológicas e ecológicas para se compreender as interações com o sistema invadido e determinar os possíveis impactos que podem causar. Como exemplo, as espécies podem ser classificadas quanto ao tipo de preferência alimentar (algívora, detritívora, invertívora, insetívora, piscívora, lepidófaga e onívora) e mecanismo reprodutivo (ovulíparas (*i.e.*, liberam os gametas na água com fecundação externa) e vivípara (*i.e.*, fecundação interna com desenvolvimento interno dos embriões), de acordo com Froese & Pauly (2019)). Quando as informações sobre hábito alimentar e mecanismo reprodutivo não estiverem presentes, deve-

se consultar fontes bibliográficas de estudos realizados na região delimitada para o estudo. Se não houver, deve-se buscar essas informações sobre os gêneros e famílias correlatos aos detectados no levantamento.

Quando possível, sugerimos a classificação das espécies quanto às etapas da invasão biológica, visto que esta informação pode não estar disponível na literatura e é muito importante para traçar o histórico da espécie na área. Devem ser consideradas como *introduzidas* aquelas espécies registradas apenas em estudos sobre ocorrência e levantamento de espécies. Espécies consideradas como *estabelecidas* devem ser aquelas cujas populações apresentam indivíduos adultos e em reprodução, além da presença obrigatória de juvenis ou alevinos no ambiente, o que caracteriza o processo de recrutamento de uma nova geração da espécie não-nativa (*e.g.*, Magalhães & Jacobi 2017). Nessa linha, é importante frisar que a simples constatação do organismo não é evidência suficiente de que tenha estabelecido populações autossustentáveis, sendo necessário obter informações sobre recrutamento. Por fim, as espécies devem ser classificadas em *dispersão* quando novos registros sucessivos forem detectados em diferentes localidades na bacia hidrográfica (região de estudo), enquanto que a promoção de *impacto* deve ser atribuída quando houver evidência de que o invasor alterou atributos da diversidade ou do ambiente invadido. Informações sobre impacto são mais difíceis de se obter, mas devem ser baseadas em dados de literatura, incluindo estudos conduzidos em outras localidades que permitam comparações e generalizações.

Medidas para prevenir novas introduções

No Brasil, disseminar doença, praga ou espécies (*i.e.*, espécie não-nativa) que possam causar dano à agricultura, à pecuária, à fauna, à flora ou aos ecossistemas, é considerado crime ambiental, segundo a Lei de Crimes Ambientais. A pena para este crime pode ser de reclusão, de um a quatro anos, e multa (Art. 61, Lei 9.605/1998 e Art. 25, Decreto Nº 6.514/2008). Apesar disso, algumas iniciativas da sociedade, decisões e políticas públicas têm estimulado o uso de espécies de peixes não-nativos para diferentes finalidades, colocando em risco a biodiversidade

brasileira (Azevedo-Santos *et al.* 2017). A alteração no Código Florestal (Magalhães *et al.* 2011), o incentivo e regulamentação do cultivo de espécies não-nativas como carpas e tilápias (Pelicice *et al.* 2014, Padial *et al.* 2017, Brito *et al.* 2018), a liberação de espécies não-nativas e híbridas para cultivo (Boletim Informativo da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo 2016), o uso corriqueiro de peixes não-nativos no controle biológico (Azevedo-Santos *et al.* 2016), a falta de fiscalização no comércio ornamental *on-line* (Magalhães *et al.* 2017) e a comercialização de peixes não-nativos ornamentais transgênicos (Magalhães *et al.* 2020b) exemplificam como os tomadores de decisão estão distantes das informações científicas sobre o assunto.

A prevenção ainda é a mais barata e melhor ação para se evitar novos casos de introduções, visto que a erradicação após a invasão é uma ação cara e muitas vezes impossível (Blackburn *et al.* 2011). Portanto, a educação e a informação são as melhores medidas para se prevenir atividades que possam introduzir peixes não-nativos para fora de sua área de ocorrência natural (Azevedo-Santos *et al.* 2015, Garcia *et al.* 2017). Deste modo, é importante que as autoridades invistam permanentemente em programas de educação ambiental que informem gestores, tomadores de decisões (*i.e.*, políticos), pescadores (profissionais e amadores), piscicultores, donos de lojas de aquário, aquaristas, comunidades ribeirinhas e estudantes de todos os níveis de escolaridade sobre os riscos das invasões biológicas. Paralelamente, órgãos ambientais como o IBAMA e Secretarias de Meio Ambiente dos estados devem aperfeiçoar sistemas de monitoramento e fiscalização, de modo a coibir novas introduções e detectar invasões ainda nas etapas iniciais, quando ações de erradicação são mais efetivas. Um interessante sistema de monitoramento e fiscalização que esses órgãos ambientais podem adotar é o YouTube®, pois esta rede social permite identificar espécies de peixes não-nativos, chegar até os infratores (*i.e.*, pessoas que estão liberando peixes não-nativos) via canais pessoais e rastrear a dinâmica das fases das invasões biológicas em tempo quase real (Ferraz *et al.* 2019, Magalhães *et al.* 2021).

A aquicultura comercial e ornamental brasileira tem crescido nas últimas décadas (Nobile *et al.*

2019, Magalhães *et al.* 2019, 2020b), e introduções de novas espécies não-nativas em riachos brasileiros têm acompanhado esse ritmo (Magalhães *et al.* 2020a). Neste cenário, as atividades de aquicultura representam vetor relevante (Naylor *et al.* 2000, Ortega *et al.* 2015, Magalhães *et al.* 2020a, b) e devem receber atenção especial, principalmente porque instalações de piscicultura são instaladas próximas aos riachos. As fugas de peixes não-nativos das estações de piscicultura representam alta pressão de propágulo em bacias que já são invadidas por outras espécies (Britton & Orsi 2012, Pelicice *et al.* 2018, Forneck *et al.* 2020, Magalhães *et al.* 2020a). As agências de controle ambiental, como o IBAMA, devem trabalhar com piscicultores, produtores de alevinos, associações de aquicultura, proprietários de pesque-e-pagues, e conservacionistas para encontrar as melhores soluções para atingir uma “aquicultura sustentável” (Casimiro *et al.* 2018, Magalhães *et al.* 2020a). Segundo esses autores, as soluções podem conter: (i) a aplicação do princípio da precaução ou princípio do ‘poluidor-pagador’, como meio de minimizar o risco de fugas de peixes; (ii) o aumento da altura do aterro dos tanques de piscicultura e lagoas para impedir o escape de peixes durante as enchentes dos riachos (Figura 3A); (iii) a instalação de estruturas de contenção como telas de *nylon* que evita a fuga de espécies não-nativas de tanques (Figura 3B); (iv) controle rígido na despesca dos tanques; (v) quarentena das novas matrizes e controle sanitário frequente do plantel de peixes. Com essas medidas, é possível reduzir os casos de introduções, como o transgênico não-nativo paulistinha *Danio rerio* na bacia do rio Paraíba do Sul, em Minas Gerais (Figura 3C).

Invasão de peixes em riachos no Brasil

Grande parte dos estudos com peixes não-nativos em riachos no Brasil concentra-se nas bacias dos rios Paraíba do Sul e Alto Paraná (Paranaíba, Grande, Tietê e Paranapanema) (Castro 1999, Bizerril & Lima 2001, Alves *et al.* 2007, Langeani *et al.* 2007, Magalhães & Carvalho, 2007, Magalhães & Jacobi 2013, 2016, 2017, Pelicice *et al.* 2017, Ota *et al.* 2018, Magalhães *et al.* 2002b, 2011, 2019, 2020a). Essa constatação coincide com as regiões mais densamente povoadas do Brasil (Latini *et al.* 2016, Pelicice *et al.* 2017), que apresentam



Figura 3. (a) Aumento da altura do aterro dos tanques de piscicultura ornamental (esquerda e direita) para impedir o escape de peixes durante as enchentes dos riachos; (b) estrutura de contenção (tela de nylon) para evitar as fugas de espécies não-nativas dos tanques; (c) novas introduções estão ocorrendo em riachos brasileiros, como o transgênico não-nativo paulistinha *Danio rerio* variedade Starfire Red® em riachos na bacia do rio Paraíba do Sul, em Minas Gerais. (Fotos: André L. B. Magalhães).

Figure 3. (a) Increasing the height of the landfill in ornamental fish farming tanks (left and right) to prevent fish escaping during the floods of streams; (b) containment structure (nylon mesh) to prevent escapes of non-native species from the tanks; (c) new introductions are taking place in Brazilian streams, such as the non-native transgenic ‘GloFish®’ *Danio rerio* variety Starfire Red® in streams in the Paraíba do Sul River basin, in the state of Minas Gerais. (Photos: André L. B. Magalhães).

maior número de instituições de ensino/pesquisa envolvidas e, conseqüentemente, maior esforço de pesquisa e em maior área inventariada.

Os registros de introdução para riachos dessas bacias apontam 85 espécies de peixes não-nativos no intervalo entre 1993-2017. A bacia do Paraíba do Sul, com 65 espécies, supera em muito as introduções na bacia do Alto rio Paraná (31 espécies), e o principal motivo está associado ao comércio de peixes ornamentais (Referências no Material Suplementar, Tabela S1). Na bacia do rio Paraíba do Sul, existem mais de 350 piscicultores e cerca de 4.500 tanques de terra e alvenaria (Magalhães & Jacobi 2016), onde são constantes os escapes acidentais de peixes ornamentais dos tanques de piscicultura para

os riachos (36.000 eventos de liberação por ano), os transbordamentos dos tanques e as solturas deliberadas (Magalhães & Carvalho, 2007, Magalhães & Jacobi, 2013, 2016, 2017, Magalhães et al. 2002b, 2011, 2019, 2020a). Na bacia do Alto rio Paraná, o comércio de peixes ornamentais também apresentou um relevante papel nas introduções, bem como o reservatório de Itaipu que inundou a barreira geográfica dos Saltos de Sete Quedas, e os escapes de pisciculturas (Referências no Material Suplementar, Tabela S1).

As principais espécies registradas em riachos de ambas as bacias foram o guppy *P. reticulata*, e as tilápias *Coptodon redalli* (Cichliformes, Cichlidae) e *O. niloticus*, com destaque para o mato-grosso *Hyphessobrycon*

eques (Characiformes, Characidae) em riachos do Alto rio Paraná. Essas espécies apresentam grande plasticidade em seus atributos biológicos possibilitando a invasão do novo ambiente. Em alguns casos podem ser registradas até mesmo em áreas urbanas altamente antropizadas (Carvalho *et al.* 2019a, ver Marques & Cunico 2021, neste volume). Apesar do grande esforço dos pesquisadores nessas áreas, mais estudos precisam ser direcionados para categorizar as etapas da invasão biológica. Na bacia do Alto Paraná, os registros apontam um maior número de espécies na etapa de impacto, enquanto que na bacia do Paraíba do Sul mais espécies estão na etapa introduzida.

CONCLUSÕES

Perspectivas sobre estudos da invasão em riachos

Os ecossistemas de água doce estão entre os mais invadidos no mundo (Leprieur *et al.* 2008), e os peixes entre os grupos animais mais introduzidos (Seebens *et al.* 2017). Essa disseminação global de espécies mudou os padrões de biodiversidade, mas pouco se sabe sobre as mudanças ocasionadas na diversidade funcional (*i.e.*, medida relacionada às funções desempenhadas pelas espécies de acordo com suas características) (Toussaint *et al.* 2008). Também há poucos estudos sobre os impactos em regiões onde as introduções são mais prevalentes (Leprieur *et al.* 2009). Nesse cenário, os riachos brasileiros oferecem uma boa oportunidade para estudos sobre os impactos de peixes invasores. Um estudo mostrou que existem menos de 2% de pesquisas relacionadas aos efeitos ou impactos de peixes invasores em riachos no Brasil (Dias *et al.* 2016). Embora possam afetar diferentes sistemas de organização, desde indivíduos até ecossistemas, são raras as análises que examinam estes níveis simultaneamente (Simon & Townsend 2003, Dias *et al.* 2016). Estudos básicos, como alimentação e reprodução, proporcionam dados de grande importância referentes aos atributos da biologia da espécie (*i.e.*, *invasividade*) no novo ambiente. As análises que levam em consideração as características funcionais e biológicas (*e.g.*, alimentares, reprodutivas, estrutura populacional), também são essenciais para compreender o processo

de invasão. Ainda, avaliar os impactos a partir de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio (ver Albrecht *et al.* 2021, neste volume) tem sido importante para avaliar se a presença de espécies não-nativas pode alterar o nicho trófico ou alimentar de espécies nativas, o fluxo de energia e a dinâmica trófica dos ambientes aquáticos (Carvalho *et al.* 2019b, Alves *et al.* 2020, Garcia *et al.* 2020). Portanto, os estudos sobre impactos de espécies não-nativas e padrões de diversidade em maiores escalas espaço-temporais (*e.g.*, homogeneização/diferenciação bióticas) também devem ser incentivados (Magalhães *et al.* 2020a), pois fornecem informações que devem ser consideradas em medidas de manejo (Figura 4). Igualmente importante é a pesquisa sobre iEcologia (*i.e.*, Ecologia da *Internet*, Ferraz *et al.* 2019, Jarić *et al.* 2020, Magalhães *et al.* 2021) através de redes sociais como o YouTube®, pois permite: i) identificar novas espécies de peixes não-nativos introduzidos em riachos em vários locais do Brasil; ii) detectar novos pontos



Figura 4. Modelo para avaliação de espécies não-nativas de peixes em riachos.

Figure 4. Model for assessing non-native fish species in streams.

de introdução de uma espécie em uma bacia hidrográfica; iii) descobrir espécies não-nativas introduzidas em locais incomuns; e iv) analisar as fases das invasões biológicas, sem necessidade de deslocamento para locais de difícil acesso ou longínquos (Figura 5).

O levantamento de espécies não-nativas de

peixes em riachos pode ser realizado em campo, por meio de bibliografia, ou ambos, sempre registrando as espécies, o vetor de introdução, sua distribuição, e seus impactos. A partir destas informações, podem ser recomendadas medidas de manejo de acordo com cada situação. Destacamos as dificuldades na obtenção de

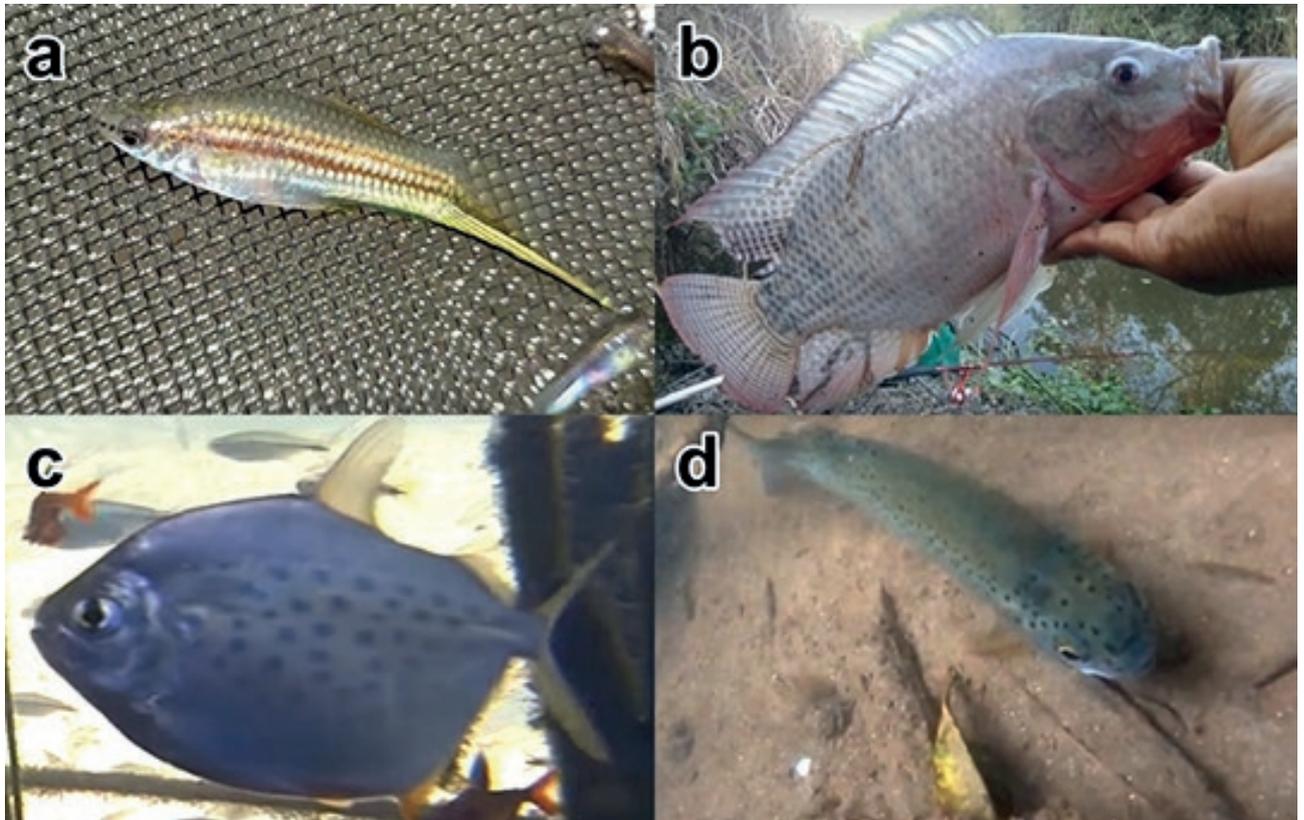


Figura 5. (a) Vídeo do YouTube® detectando o não-nativo *Xiphophorus hellerii* em um riacho dentro da área do município de Paty dos Alferes (RJ), bacia do rio Paraíba do Sul. Esse vídeo é uma evidência de um ponto de introdução inédito para a espécie nessa bacia hidrográfica; (b) Vídeo do YouTube® mostrando a tilápia-do-Nilo *Oreochromis niloticus* introduzida em um riacho no município de Mairiporã (SP), bacia do rio Paraíba do Sul; (c) Vídeo do YouTube® indicando a presença do pacu-cd *Metynnis lippincottianus* em um riacho nos limites do município de São Simão (SP), bacia do Alto rio Paraná; (d) Vídeo do YouTube® caracterizando a presença da truta-arco-íris *Oncorhynchus mykiss* em um riacho de altitude no município de Campos do Jordão (SP), bacia do Alto rio Paraná. Nós seguimos as diretrizes apresentadas por Sbragaglia *et al.* (2019) sobre a ética do uso das redes sociais na pesquisa ictiológica, e deixamos anônimos todos os dados pessoais dos donos dos quatro canais (identificação dos links dos vídeos, identificação dos vídeos/canais, título dos vídeos/canais, duração dos vídeos). Capturas de tela realizada por André L. B. Magalhães.

Figure 5. (a) YouTube™ video detecting the non-native *Xiphophorus hellerii* in a stream within the area of the municipality of Paty dos Alferes (RJ), Paraíba do Sul River basin. This video is evidence of an unprecedented introduction point for the species in this hydrographic basin; (b) YouTube™ video showing the Nile tilapia *Oreochromis niloticus* introduced in a stream in the municipality of Mairiporã (SP), Paraíba do Sul River basin; (c) YouTube™ video indicating the presence of the pacu-cd *Metynnis lippincottianus* in a stream on the border of the municipality of São Simão (SP), in the Upper Paraná River basin; (d) YouTube™ video featuring the presence of the rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* in an altitude stream in the municipality of Campos do Jordão (SP), in the Upper Paraná River basin. We follow the guidelines presented by Sbragaglia *et al.* (2019) on the ethics of using social networks in ichthyological research, and we anonymize all personal data of the owners of the four channels (identification of the video links, identification of the videos/channels, title of the videos/channels, length of the videos). Screenshots taken by André L. B. Magalhães.

informações sobre a grande quantidade de espécies não-nativas de peixes introduzidas em extensas bacias hidrográficas brasileiras e áreas não inventariadas. Em nosso exemplo, contabilizamos 85 espécies não-nativas de peixes em riachos de duas importantes bacias, introduzidas principalmente pelo comércio de peixes ornamentais e escapes de pisciculturas. A maioria das espécies registradas são onívoras, e predominantemente ovulíparas, sendo que na bacia do Paraíba do Sul ainda estão na etapa de *introdução*, e na bacia do Alto rio Paraná estão em *impacto*.

Os levantamentos de peixes não-nativos aqui apresentados para os riachos do Alto Paraná e Paraíba do Sul servem como incentivo para estudos em outras bacias brasileiras, principalmente em riachos de outras regiões do país, como, por exemplo, da Amazônia, do Pantanal, da Caatinga, do Cerrado, de restingas/regiões litorâneas. Também merecem ser estudados os riachos urbanos pelo Brasil – um ambiente altamente suscetível às invasões biológicas (Ruaro *et al.* 2018, ver Marques & Cunico 2021). Os dados ecológicos de uma população introduzida podem permitir a comparação com dados de sua área de ocorrência natural (*i.e.*, padrão de distribuição e abundância de organismos em grandes escalas espaciais (ver Brejão *et al.* 2021)), bem como analisar quais são as principais características da espécie e do ambiente para o estabelecimento associadas à *invasividade*. Diante disso, essas informações serão úteis para a padronização no desenvolvimento de guias de avaliação de risco de invasão, e possível previsão de quais as chances de sucesso de uma espécie não-nativa.

Quanto maior for o número de espécies introduzidas, maiores serão as chances de estabelecimento no processo de invasão (Ruesink 2003, Ricciardi & Kipp 2008). As estratégias para prevenir novas introduções devem ser consideradas em Planos de Manejo para Conservação da Biodiversidade de Água Doce (Ricciardi & MacIsaac 2011, Azevedo-Santos *et al.* 2015) e também em Avaliações de Integridade Biótica (Ruaro *et al.* 2020). Para isso, planos de âmbito nacional devem ter prioridade, como a ‘Estratégia Nacional de Avaliação de Espécies Invasoras’ do Governo Federal, que poderá apresentar um plano nacional de avaliação de

risco de espécies não-nativas e ordenamento fiscalizatório. Além disso, a conscientização da sociedade em geral, e principalmente dos setores diretamente relacionados às introduções (piscicultores, proprietários de pesque-e-pagues, lojas de aquários e aquaristas), é imprescindível para o controle e prevenção de novas introduções.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos editores deste volume da *Oecologia Australis* pelo convite e sugestões no manuscrito, e aos revisores pelas sugestões. Diego A. Z. Garcia agradece à CTG Brasil pelo apoio na pesquisa de pós-doutorado na UEL. Fernando M. Pelicice (306869/2017-9) e Marcelo F. G. Brito (306851/2018-0) receberam bolsa de pesquisa do CNPq.

REFERÊNCIAS

- Abell, R., Allan, J. D., & Lehner, B. 2007. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation*, 134(1), 48–63.
- Abilhoa, V., Braga, R. R., Bornatowski, H., & Vitule, J. R. S. 2011. Fishes of the Atlantic rain forest streams: ecological patterns and conservation. In: O. Grillo & G. Venora (Eds.), *Changing diversity in changing environment*. pp 259–282. Rijeka: InTech.
- Albrecht, M. P., Reis, A. S., Neres-Lima, V., & Zandonà, E. 2021. Isótopos estáveis e outras ferramentas em estudos tróficos de peixes em riachos tropicais. *Oecologia Australis*, 25(2), 283–300. DOI: 10.4257/oeco.2021.2502.05
- Allan, J. D., & Castillo, M. M. 2007. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Springer Science & Business Media: p. 436.
- Almeida-Berto, M. F. C., Monteiro, C. M., & Brasil-Sato, M. C. 2018. Parasitic helminths of the non-native serrasalmid fish *Metynnis lippincottianus* from the Três Marias Reservoir, Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, 27(3), 289–294. DOI: 10.1590/s1984-296120180040
- Alves, C. B. M., Vieira, F., Magalhães, A. L. B., & Brito, M. F. G. 2007. Impacts of nonnative fish species in Minas Gerais, Brazil: present situation and prospects. In: T. M. Bert (Ed.), *Ecological and genetic implications of*

- aquaculture activities. pp. 291–314. Dordrecht: Springer Press.
- Alves, G. H. Z., Cionek, V. M., Manetta, G. I., Pazianoto, L. H. R., & Benedito, E. 2020. Stable isotopes reveal niche segregation between native and non-native *Hoplias* in a Neotropical floodplain. *Ecology of Freshwater Fish*, 29(4), 602–610. DOI: 10.1111/eff.12536
- Alves, C. B. M., Pompeu, P. S., Mazzoni, R., & Brito M. F. G. 2021. Avanços em métodos para estudos de ecologia de peixes em riachos tropicais. *Oecologia Australis*, 25(2), 247–265. DOI: 10.4257/oeco.2021.2502.03
- Arthington, A. H. 1991. Ecological and genetic of introduced and translocated freshwater fishes in Australia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48, 33–43.
- Assis, D. A. S., Cavalcante, S. S., & Brito, M. F. G. 2014. Aquarium trade as a potential disseminator of non-native invertebrates in Northeastern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 9(2), 115–119. DOI: 10.4013/nbc.2014.92.06
- Azevedo-Santos, V. M., Pelicice, F. M., Lima Jr, D. P., Magalhães, A. L. B., Orsi, M. L., Vitule, J. R. S., & Agostinho, A. A. 2015. How to avoid fish introductions in Brazil: education and information as alternatives. *Natureza & Conservação*, 13, 123–132. DOI: 10.1016/j.ncon.2015.06.002
- Azevedo-Santos, V. M., Vitule, J. R. S., García-Berthou, E., Pelicice, F. M., & Simberloff, D. 2016. Misguided strategy for mosquito control. *Science*, 351, 675. DOI: 10.1126/science.351.6274.675
- Azevedo-Santos, V. M., Fearnside, P. M., Oliveira, C. S., Padial, A. A., Pelicice, F. M., Lima Jr, D. P., Simberloff, D., Lovejoy, T. E., Magalhães, A. L. B., Orsi, M. L., Agostinho, A. A., Esteves, F. A., Pompeu, P. S., Lawrence, W. F., Petrer Jr, M., Mormul, R. P., & Vitule, J. R. S. 2017. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 26, 1745–1752. DOI: 10.1007/s10531-017-1316-x
- Azevedo-Santos, V. M., Coelho, P. N., & Deprá, G. C. 2018. Ichthyofauna of the Ribeirão Frutal and tributaries, upper Rio Paraná basin, Minas Gerais, Southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 18(3), e20180517. DOI: 10.1590/1676-0611-BN-2018-0517
- Blackburn, T. M., Pysek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarosík, V., Wilson, J. R. U., & Richardson, D. M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(7), 333–339. DOI: 10.1016/j.tree.2011.03.023
- Blackburn, T. M., Essl, F., Evans, T. Hulme, P., Jeschke, J. M., Kühn, I., Kumschick S., Marková, Z., Mrugala, A., Nentwig, W., Pergl, J., Pysek, P., Rabitsch, W., Ricciardi, A., Richardson, D. M., Sendek, A., Vilà, M., Wilson, J. R. U., Winter, M., Genovesi, P., & Bacher, S. 2014. A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *Plos Biology*, 12(5), e1001850. DOI: 10.1371/journal.pbio.1001850
- Bizerril, C. R. S. F., & Lima, N. R. W. 2001. Espécies de peixes introduzidos nos ecossistemas aquáticos continentais do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia, Série Zoologia*, 14(1): 43–59.
- Boletim Informativo da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo. 2016. Integração e cooperação marcam a construção do novo Decreto da Aquicultura em São Paulo. Retrieved on July 04, 2020, from <http://www.agricultura.sp.gov.br/noticias/integracao-e-cooperacao-marcam-a-construcao-do-novo-decreto-da-aquicultura-em-sao-paulo/>
- Borges, P. P., Dias, M. S., Carvalho, F. R., Casatti, L., Pompeu, P. S., Cetra, M., Tejerina-Garro, F. L., Suárez, Y. R., Nabout, J. C., & Teresa, F. B. 2020. Stream fish metacommunity organization across a Neotropical ecoregion: The role of environment, anthropogenic impact and dispersal-based processes. *Plos One*, 1–18. DOI: 10.1371/journal.pone.0233733
- Brejão, G. L., Leal, C. G. & Gerhard, P. 2021. A ecologia de peixes de riachos sob a perspectiva da ecologia de paisagens. *Oecologia Australis*, 25(2), 477–495. DOI: 10.4257/oeco.2021.2502.16
- Brito, M. F. G., Magalhães, A. L. B., Lima-Junior, D. P., Pelicice, F. M., Azevedo-Santos, V. M., Garcia, D. A. Z., Cunico, A. M. C., & Vitule, J. R. S. 2018. Brazil naturalizes non-native species. *Science*, 361 (6398), 139. DOI: 10.1126/science.aau3368
- Brito, M. F. G., Daga, V. S., & Vitule, J. R. S. 2020. Fisheries and biotic homogenization of freshwater fish in the Brazilian semiarid

- region. *Hydrobiologia*, 847, 1–19. DOI: 10.1007/s10750-020-04236-8
- Britton, J. R., & Gozlan, R. E. 2013. How many founders for a biological invasion? Predicting introduction outcomes from propagule pressure. *Ecology*, 94(11), 2558–2566. DOI: 10.1890/13-0527.1
- Britton, J. R., & Orsi, M. L. 2012. Non-native fish in aquaculture and sport fishing in Brazil: economic benefits versus risks to fish diversity in the upper River Paraná basin. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 22, 555–565. DOI: 10.1007/s11160-012-9254-x
- Britski, H. A., Silimon, K. Z. S., & Lopes, B. S. 2007. Peixes do Pantanal: manual de identificação. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica: p. 227.
- Buckup, P. A. 2021. Taxonomia e filogenia de peixes de riachos brasileiros. *Oecologia Australis*, 25(2), 197–230. DOI: 10.4257/oeco.2021.2502.01
- Carvalho, D. R., Flecker, A. S., Alves, C. B. M., Sparks, J. P., & Pompeu, P. S. 2019a. Trophic responses to aquatic pollution of native and exotic livebearer fishes. *Science of the Total Environment*, 681, 503–515. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.092
- Carvalho, D. R., Castro, D. M. P., Callisto, M., Chaves, A. J. M., Moreira, M. Z., & Pompeu, P. S. 2019b. Stable isotopes and stomach content analyses indicate omnivorous habits and opportunistic feeding behavior of an invasive fish. *Aquatic Ecology*, 53, 365–381. DOI: 10.1007/s10452-019-09695-3
- Casatti, L., Langeani, F., & Ferreira, C. P. 2006. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental Management*, 38, 974–982. DOI 10.1007/s00267-005-0212-4
- Casatti, L., Ferreira, C. P., Carvalho, F. R. 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia*, 632(1), 273–83.
- Casimiro, A. C. R., Garcia, D. A. Z., Vidotto-Magnoni, A. P., Britton, J. R., Agostinho, A. A., Almeida, F. S., & Orsi, M. L. 2018. Escapes of non-native fish from flooded aquaculture facilities: the case of Paranapanema River, southern Brazil. *Zoologia*, 35, 1–6. DOI: 10.3897/zoologia.35.e14638
- Castro, R. M. C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: E. P. Caramaschi, R. Mazzoni, & P. R. Peres-Neto (Eds.), *Ecologia de Peixes de Riachos*. pp. 139–155. Rio de Janeiro: Série Oecologia Brasiliensis, vol VI. PPGE-UFRJ.
- Castro, R. M. C., & Polaz, C. N. M. 2020. Peixes de pequeno porte: a porção maior e mais ameaçada da fauna megadiversa de peixes de água doce neotropicais. *Biota Neotropica*, 20, e20180683. DOI: 10.1590/1676-0611-bn-2018-0683
- Cox, J. G., & Lima, S. L. 2006. Naiveté and an aquatic-terrestrial dichotomy in the effects of introduced predators. *Trends in Ecology and Evolution*, 21, 674–680. DOI: 10.1016/j.tree.2006.07.011
- Cruz, L. C., & Pompeu, P. S. 2020. Drivers of fish assemblage structures in a Neotropical urban watershed. *Urban Ecosystems*, 23, 819–829. DOI: 10.1007/s11252-020-00968-6
- Davis, M. A., Grime, J. P., & Thompson, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88, 528–534.
- Davis, M. A., Thompson, K., & Grime, J. P. 2005. Invasibility: the local mechanism driving community assembly and species diversity. *Ecography*, 28, 696-704.
- Dias, S. M., Zuanon, J., Couto, T. B. A., Carvalho, M., Carvalho, L. N., Espírito-Santo, H. M. V., Frederico, R., Leitão, R. P., Mortati, A. F., Pires, T. H. S., Torrente-Vilara, G., Vale, J., Anjos, M. B., Mendonça, F. P., & Tedesco, P. A. 2016. Trends in studies of Brazilian stream fish assemblages. *Natureza & Conservação*, 14(2), 106–111. DOI: 10.1016/j.ncon.2016.06.003
- Eiras, J. C. 1994. Elementos de Ictioparasitologia. Fundação Eng. Antônio de Almeida, Porto: p. 339.
- Elton, C. S. 1958. *The Ecology of Invasions of Plants and Animals*. Methuen, London: p. 196.
- Ferraz, J. D., Garcia, D. A. Z., Casimiro, A. C. R., Yabu, M. H. S., Geller, I. V., Magalhães, A. L. B., Vidotto-Magnoni, A. P., & Orsi, M. L. 2019. Descarte de peixes ornamentais em águas continentais brasileiras registrados no Youtube™: ausência de informação ou crime ambiental deliberado? *Revista Brasileira de*

- Zoociências, 20, 1–20. DOI: 10.34019/2596-3325.2019.v20.26202
- Forneck, S. C., Dutra, F. M., Camargo, M. P., Vitule, J. R. S., & Cunico, A. M. 2020. Aquaculture facilities drive the introduction and establishment of non-native *Oreochromis niloticus* populations in Neotropical streams. *Hydrobiologia*, 1–12. DOI: 10.1007/s10750-020-04430-8
- Fortes, E., Hoffmann, R. P., & Scariot, J. 1998. *Lernaea cyprinacea* (Linnaeus, 1758) (Crustacea, Copepoda) parasitando peixes de água doce da Grande Porto Alegre, RS, Brasil. *Revista Brasileira de Medicina Veterinária*, 20, 64–65.
- Fricke, R., Eschmeyer, W. N., & Van de Laan, R. 2020. Eschmeyer's Catalog of fishes: genera, species, references. Retrieved on April 13, 2020, from <http://www.researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>
- Froese, R., & Pauly, D. 2019. FishBase. World Wide Web electronic publication, version (12/2019). Retrieved on April 13, 2020, from www.fishbase.org
- Gabrielli, M. A., & Orsi, M. L. 2000. Dispersão de *Lernaea cyprinacea* (Linnaeus) (Crustácea, Copepoda) na região norte do estado do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17(2), 395–399. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0101-81752000000200010>
- Gallardo, B., Clavero, M., Sanches, M. I., & Vilà, M. 2016. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology*, 22(1), 151–163. DOI: 10.1111/gcb.13004
- Garcia, D. A. Z., Costa, A. D. A., Casimiro, A. C. R., Yabu, M. H. S., & Orsi, M. L. 2017. Educação ambiental no controle de invasões biológicas: melhor prevenir do que remediar. *Boletim da Sociedade Brasileira Ictiologia*, 121(1), 16–19.
- Garcia, D. A. Z., Britton, J. R., Vidotto-Magnoni, A. P., & Orsi, M. L. 2018a. Introductions of non-native fishes into a heavily modified river: rates, patterns and management issues in the Paranapanema River (Upper Paraná ecoregion, Brazil). *Biological Invasions*, 20(5), 1229–1241. DOI: 10.1007/s10530-017-1623-x
- Garcia, D. A. Z., Vidotto-Magnoni, A. P., & Orsi, M. L. 2018b. Diet and feeding ecology of non-native fishes in lentic and lotic freshwater habitats. *Aquatic Invasions*, 13(4), 565–573. DOI: 10.3391/ai.2018.13.4.13
- Garcia, D. A. Z., Vidotto-Magnoni, A. P., & Orsi, M. L. 2019a. Características reprodutivas de peixes invasores no rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, sul do Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, 14(4), 511–528. DOI: 10.3897/neotropical.14.e49079
- Garcia, D. A. Z., Orsi, M. L., & Silva-Souza, Â. T. 2019b. From Africa to Brazil: detection of African *Oreochromis niloticus* parasites in Brazilian fish farms. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 31, 1–9. DOI: 10.1590/s2179-975x6218
- Garcia, D. A. Z., Tonella, L. H., Alves, G. H. Z., Vidotto-Magnoni, A. P., Benedito, E., Britton, J. R., & Orsi, M. L. 2020. Seasonal and habitat variations in diet of the invasive driftwood catfish *Trachelyopterus galeatus* in a Neotropical river basin, Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 36(3), 326–336. DOI: 10.1111/jai.14035
- Gois, K. S., Pelicice, F., Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. 2015. Invasion of an Amazonian cichlid in the Upper Paraná River: facilitation by dams and decline of a phylogenetically related species. *Hydrobiologia*, 746, 401–413.
- Gomes-Silva, G., Pereira, B. B., Liu K., Chen B., Santos, V. S. V., Menezes, G. H. T., Pires, L. P., Santos, B. M. T., Oliveira, D. M., Machado, P. H. A., Oliveira Júnior, R. J., Oliveira, A. M. M., & Plath, M. 2020. Using native and invasive livebearing fishes (Poeciliidae, Teleostei) for the integrated biological assessment of pollution in urban streams. *Science of The Total Environment*, 698, 1–11. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134336
- Gozlan, R. E. 2008. Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries*, 9(1), 106–115. DOI: 10.1111/j.1467-2979.2007.00267.x
- Gozlan, R. E., Britton, J. R., Cowx, I., & Copp, G. H. 2010. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology*, 76(4), 751–786. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2010.02566.x
- ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI – Peixes. 1st ed. Brasília, DF: ICMBio/

- MMA: p. 492.
- Jarić, I., Correia, R. A., Brook, B. W., Buettel, J. C., Courchamp, F., Di Minin, E., Firth, J. A., Gaston, K. J., Jepson, P., Kalinkat, G., Ladle, R., Soriano-Redondo, A., Souza, A. T., & Roll, U. 2020. iEcology: harnessing large online resources to generate ecological insights. *Trends in Ecology and Evolution*, 35, 630–639. DOI: 10.1016/j.tree.2020.03.003.
- Johnson, P. T. J., Olden, J. D., & Vander Zanden, M. J. 2008. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6, 357–363. DOI: 10.1890/070156
- Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., & Padilla, D. K. 2002. Impacts of zebra mussels on aquatic communities and their role as ecosystem engineers. In: E. Leppakoski, S. Gollasch, & S. Olenin (Eds.), *Invasive aquatic species of Europe*. pp. 433–446. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Langeani, F., Castro, R. M. C., Oyakawa, O. T., Shibatta, O. A., Pavanelli, C. S., & Casatti, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, 7(3), 181–197. DOI: 10.1590/S1676-06032007000300020
- Latini, A. O., & Petrere Jr., M. 2004. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology*, 11(2): 71–79. DOI: 10.1046/j.1365-2400.2003.00372.x
- Latini, A. O., Oporto, L. T., Lima-Junior, D. P., Resende, D. C., & Latini, R. O. 2016. Peixes. In: A. O. Latini, D. C. Resende, V. B. Pombo, & L. Coradin (Ed.), *Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil*. pp. 295–649. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Lazzarotto, H., & Caramaschi, E. P. 2009. Introdução da truta no Brasil e na bacia do rio Macaé, estado do Rio de Janeiro: histórico, legislação e perspectivas. *Oecologia Brasiliensis*, 13(4), 649–659. DOI: 10.4257/oeco.2009.1304.08
- Lemke, A. P., & Suárez, Y. R. 2013. Influence of local and landscape characteristics on the distribution and diversity of fish assemblages of streams in the Ivinhema River basin, Upper Paraná River. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 25(4), 451–462. DOI: 10.1590/S2179-975X2013000400010
- 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 Biology*, 6, Pe322. DOI: 10.1371/journal.pbio.0060028
- Leprieur, F., Brosse, S., García-Berthou, Oberdorff, T., Olden, J. D., & Townsend, C. R. 2009. Scientific uncertainty and the assessment of risks posed by non-native freshwater fishes. *Fish and Fisheries*, 10, 88–97. DOI: 10.1111/j.1467-2979.2008.00314.x
- Lockwood, J. L., Cassey, P., & Blackburn, T. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 223–228.
- Lockwood, J. L., Hoopes, M. F., & Marchetti, M. P. 2007. *Invasion Ecology*. Oxford: Blackwell Publishing: p. 304.
- Magalhães, A. L. B., Andrade, R. F., Ratton, F. T., & M. F. G. Brito. 2002a. Ocorrência de truta arco-íris *Oncorhynchus mykiss* (Walbaun, 1792) (Pisces: Salmonidae) no Alto rio Aiuruoca e tributários, bacia do rio Grande, Minas Gerais, Brasil. *Boletim Museu Mello Leitão*, 14, 33-40.
- Magalhães, A. L. B., Amaral, I. B., Ratton, T. F., & Brito, M. F. G. 2002b. Ornamental exotic fishes in the Glória Reservoir and Boa Vista Stream, Paraíba do Sul River basin, State of Minas Gerais, Southeastern Brazil. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia, Série Zoologia*, 15(2), 265–278.
- Magalhães, A. L. B. 2006. First record of lernaeciosis in a native fish species from a natural environment in Minas Gerais state, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 1(8), 1–10.
- Magalhães, A. L. B., & Carvalho, P. A. 2007. Occurrence of exotic ornamental fish in streams in the states of Minas Gerais and Rio de Janeiro, Brazil. *Natureza & Conservação*, 5(2), 124–129.
- Magalhães, A. L. B., Casatti, L. & Vitule, J. R. S. 2011. Alterações no Código Florestal Brasileiro favorecerão espécies não-nativas de peixes de água doce. *Natureza & Conservação*, 9(1), 121–124. DOI: 10.4322/natcon.2011.017
- Magalhães, A. L. B., & Jacobi, C. M. 2013. Invasion risks posed by ornamental freshwater fish

- trade to southeastern Brazilian rivers. *Neotropical Ichthyology*, 11, 433–441.
- Magalhães, A. L. B., & Jacobi, C. M. 2016. Polo de piscicultura ornamental de Muriaé, Minas Gerais: importante fonte de peixes introduzidos no Brasil. In: A. O. Latini, D. C. Resende, V. B. Pombo, & L. Coradin (Eds.), *Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil*. pp. 600–618. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Magalhães, A. L. B. & C. M. Jacobi, 2017. Colorful invasion in permissive Neotropical ecosystems: Establishment of ornamental non-native poeciliids of the genera *Poecilia/Xiphophorus* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) and management alternatives. *Neotropical Ichthyology*, 15, e160094.
- Magalhães, A. L. B., Orsi, M. L., Pelicice, F. M., Azevedo-Santos, V. M., Vitule, J. R. S., Lima-Junior, D. P., & Brito, M. F. G. 2017. Small size today, aquarium dumping tomorrow: sales of juvenile non-native large fish as an important threat in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 15(4), e170033. DOI: 10.1590/1982-0224-20170033
- Magalhães, A. L. B., Brito, M. F. G. & B. Sarrouh, 2019. An inconvenient routine: introduction, establishment and spread of new non-native fishes in the Paraíba do Sul River basin, state of Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 14, 329–338.
- Magalhães, A. L. B., Daga, V. S., Bezerra, L. A. V., Vitule, J. R. S., Jacobi, C. M., & Silva, L. G. M. 2020a. All the colors of the world: biotic homogenization-differentiation dynamics of freshwater fish communities on demand of the Brazilian aquarium trade. *Hydrobiologia*, 847, 3897–3915. DOI: 10.1007/s10750-020-04307-w
- Magalhães, A. L. B., Lima-Junior, D. P., Brito, M. F. G., Vitule, J. R. S., Azevedo-Santos, V. M., Pelicice, F. M., & Orsi, M. L. 2020b. Peixe ilegal ainda à venda no Brasil: o exemplo do “carismático” não-nativo paulistinha transgênico (*Danio rerio*) e os riscos de sua provável introdução. *Boletim da Sociedade Brasileira de Ictiologia*, 132, 39–52.
- Magalhães, A. L. B., Azevedo-Santos, V. M., & Pelicice, F. M. 2021. Caught in the act: Youtube™ reveals invisible fish invasion pathways in Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 37(1), 125–128. DOI: 10.1111/jai.14159
- Marques, P. S., & Cunico, A. M. 2021. Ecologia de peixes em riachos urbanos. *Oecologia Australis*, 25(2), 588–604. DOI: 10.4257/oeco.2021.2502.22
- Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., & Watson, J. E. M. 2016. Biodiversity: the ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536(7615), 143–145. DOI: 10.1038/536143a
- Mazzoni, R., Silva, R. C., Pinto, M. P. 2015. Invasion and colonisation of a tropical stream by an exotic loricariid fish: indices of gradual displacement of the native common pleco (*Hypostomus punctatus*) by the red fin dwarf pleco (*Parotocinclus maculicauda*) over fifteen years. *PLoS ONE*, 10(10), e0139968. DOI: 10.1371/journal.pone.0139968
- Mazzoni, R., Pinto, M. P., Iglesias-Rios, R., & Costa, R. 2018. Fish movement in an Atlantic Forest stream. *Neotropical Ichthyology*, 16(1), e170065. DOI: 10.1590/1982-0224-20170065.
- Mazzoni, R., & Barros, T. F. 2021. Migração de peixes de riacho. *Oecologia Australis*, 25(2), 382–398. DOI: 10.4257/oeco.2021.2502.10
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, 14(11), 450–453. DOI: 10.1016/S0169-5347(99)01679-1
- Moreira, L. H. A., Takemoto, R. M., Pagotto, J. P. A., & Pavanelli, G. C. 2014. Endoparasite community structure of three fish species in tributary streams of the River Pirapó, Paraná state, Brazil. *Neotropical Helminthology*, 8(1), 97–109.
- Moyle, P., & E. García-Berthou, 2011. Fishes. In: D. Simberloff, & M. Rejmánek (Eds.), *Encyclopedia of Biological Invasions*. pp. 229–234. Davis: University of California Press.
- Nathan, R. 2008. An emerging movement ecology paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 105, 1950–1951. DOI:10.1073/pnas.0808918105
- Naylor, R. L., Goldburg, R. J., Primavera, J. H., Kautsky, N., Beveridge, M. C., Clay, J., Folke, C., Lubchenco, J., Mooney, H., & Troell, M. 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature*, 405(6790), 1017–1024. DOI: 10.1038/35016500
- Nobile, A. B., Cunico, A. M., Vitule, J. R. S., Queiroz, J., Vidotto-Magnoni, A. P., Garcia, D. A. Z., Orsi, M. L., Lima, F. P., Acosta, A. A., Silva, R. J., Prado, F. D., Porto-Foresti, F., Brandão, H., Oliveira, C., & Ramos, I. P. 2019. Status and

- recommendations for sustainable freshwater aquaculture in Brazil. *Reviews in Aquaculture*, 12(3), 1495–1517. DOI: 10.1111/raq.12393
- Olinger, C. T., Peoples, B. K., & Frimpong, E. A. 2016. Reproductive life history of *Heterandria bimaculata* (Heckel, 1848) (Poeciliinae: Poeciliidae) in the Honduran interior highlands: trait variation along an elevational gradient. *Neotropical Ichthyology*, 14, e150050. DOI: 10.1590/1982-0224-20150050
- Orsi, M. L., Casimiro, A. C. R., Ashikaga, F. Y., Kurchevski, G., & Almeida, F. S. 2016. Influência da introdução de *Oreochromis niloticus* (Hassel-Quist, 1757), na estrutura de populações de peixes de um riacho da bacia do rio Tibagi. In: A. O. Latini, D. C. Resende, V. B. Pombo, & L. Coradin (Eds.), *Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil*. pp. 582–599. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Ortega, J. C. G., Júlio Jr, H. F., Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. 2015. Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia*, 746, 147–158. DOI: 10.1007/s10750-014-2025-z
- Ota, R. R., Deprá, G. D. C., Graça, W. J., & Pavanelli, C. S. 2018. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotropical Ichthyology* 16(2), 1–111. DOI: 10.1590/1982-0224-20170094
- Padial, A. A., Agostinho, A. A., Azevedo-Santos, V. M., Frehse, F. A., Lima Junior, D. P., Magalhães, A. L. B., Mormul, R. P., Pelicice, F. M., Bezerra, L. A. V., Orsi, M. L., Pretere Junior, M., & Vitule, J. R. S. 2016. The “Tilapia Law” encouraging non-native fishes threatens Amazonian River basins. *Biodiversity and Conservation*, 25, 1–4. DOI: 10.1007/s10531-016-1229-0
- Pelicice, F. M., & Agostinho, A. A. 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*, 11, 1789–1801. DOI: 10.1007/s10530-008-9358-3
- Pelicice, F. M., Vitule, J. R. S., Lima Júnior, D., Orsi, M. L., & Agostinho, A. A. 2014. A serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: the naturalization of nonnative fish by decree. *Conservation Letters*, 7, 55–60. DOI: 10.1111/conl.12029
- Pelicice, F.M., V.M. Azevedo-Santos, J.R.S. Vitule, M.L. Orsi, D.P. Lima-Junior, A.L.B. Magalhães, P.S. Pompeu, M. Petrere-Júnior, & Agostinho, A. A. 2017. Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. *Fish and Fisheries*, 18(6), 1119–1133.
- Pelicice, F. M., Azevedo-Santos, V. M., Esguícero, A. L. H., Agostinho, A. A. & Arcifa, M. S. 2018. Fish diversity in the cascade of reservoirs along the Paranapanema River, southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 16(2), e170150.
- Pimentel, D., Zuniga, R., & Morrison, D. 2005. Update on the environmental and economic cost associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52(3), 273–288. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2004.10.002
- Reid, A. J., A. K. Carlson, I. F. Creed, E. J. Eliason, P. A. Gell, P. T. J. Johnson, K. A. Kidd, T. J. MacCormack, J. D. Olden, S. J. Ormerod, J. P. Smol, W. W. Taylor, K. Tockner, J. C. Vermaire, D. Dudgeon, & S. J. Cooke. 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94, 849–873.
- Reis, R. E., Kullander, S. O., & Ferraris Jr, C. J. 2003. Check list of freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: Edipucrs: p. 742.
- Ribeiro, J. S., Oliveira, F. C. R., & Ederli, N. B. 2017. First report of nematodes parasitizing *Clarias gariepinus* (Pisces, Siluriformes) in the Americas. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 12, 343–349.
- Ricciardi, A., & Cohen, J. 2007. The invasiveness of an introduced species does not predict its impact. *Biological Invasions*, 9, 309–315. DOI: 10.1007/s10530-006-9034-4
- Ricciardi, A., & Kipp, R. 2008. Predicting the number of ecologically harmful exotic species in an aquatic system. *Diversity and Distributions*, 14, 374–380.
- Ricciardi, A., & MacIsaac, H. J. 2011. Impacts of biological invasions on freshwater ecosystems. In: D. M. Richardson (Ed.), *Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton*. pp: 211–224.
- Ruaro, R., Mormul, R. P., Gubiani, É. A., Piana, P. Cunico, A. M., & Graça, W. J. 2018. Non-native fish species are related to the loss of ecological integrity in Neotropical streams: a multimetric approach. *Hydrobiologia*, 817(1), 413–430. DOI: 10.1007/s10750-018-3542-y

- Ruaro, R., Gubiani, É. A., Thomaz, S. M., & Mormul, R. P. 2020. Nonnative invasive species are overlooked in biological integrity assessments. *Biological Invasions*, 23(16), 83–94. DOI: 10.1007/s10530-020-02357-8
- Ruesink, J. L. 2003. One fish, two fish, old fish, new fish: which invasions matter? In: P. Kareiva, & S. A. Levin (Eds.), *The importance of species – perspectives on expendability and triage*. pp. 161–178. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.
- Sales, N. G., Pessali, T. C., Neto, F. R. A., & Carvalho, D. C. 2017. Introgression from non-native species unveils a hidden threat to the migratory Neotropical fish *Prochilodus hartii*. *Biological Invasions*, 20, 555–566. DOI: 10.1007/s10530-017-1556-4
- Sbragaglia, V., Correia, R. A., Coco, S., & Arlinghaus, R. 2019. Data mining on YouTube reveals fisher group-specific harvesting patterns and social engagement in recreational anglers and spearfishers. *ICES Journal of Marine Science*, 77(6), 2234–2244. DOI: 10.1093/icesjms/fsz100
- Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., *et al.* 2017. No saturation in the accumulation of alien species in the worldwide. *Nature Communications*, 8(14435). DOI: 10.1038/ncomms14435
- Simberloff, D.; Martin, J. L., & Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aroson, J., Courchamp, F., Gail, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pysek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., & Vilà, M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*, 28(1), 58–66. DOI: 10.1016/j.tree.2012.07.013
- Simon, K. S., & Townsend, C. R. 2003. Impacts of freshwater invaders at different levels of ecological organization, with emphasis on salmonids and ecosystem consequences. *Freshwater Biology*, 48, 982–994.
- Strahler, A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions of the American Geophysical Union*, 38: 913–920.
- Toussaint, A., Charpin, N., Beauchard, O., Grenouillet, G., Oberdorff, T., Tedesco, P. A., Brosse, S., & Villéger, S. 2018. Non-native species led to marked shifts in functional diversity of the world freshwater fish faunas. *Ecology Letters*, 21(11), 1649–1659. DOI: 10.1111/ele.13141
- Uieda, V. S. & Castro, R. M. C. 1999. Coleta e fixação de peixes de riachos. In: E. P. Caramaschi, R. Mazzoni, & P. R. Peres-Neto (Eds.), *Ecologia de Peixes de Riachos*. pp. 1–22. Rio de Janeiro: Série Oecologia Brasiliensis, vol VI. PPGE-UFRJ.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130–137.
- Vaz-dos-Santos, A. M., & Silveira, E. L. 2021. Idade e crescimento de peixes de riachos: métodos e desafios para a obtenção de estimativas robustas. *Oecologia Australis*, 25(2), 345–367, DOI: 10.4257/oeco.2021.2502.08
- Vieira, D. B., & Shibatta, O. A. 2007. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 7(1), 57–65. DOI: 10.1590/S1676-06032007000100008
- Vitule, J. R. S. 2009. Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. *Neotropical Biology and Conservation*, 4(2), 111–122.
- Vitule, J. R. S., Skóra, F., & Abilhoa, V. 2012. Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions*, 18(2), 111–120. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2011.008

Material Suplementar

Tabela S1. Lista de estudos utilizados a partir de levantamento em literatura.

Table S1. List of studies used from the literature survey.

Submitted: 31 July 2020

Accepted: 24 March 2021

*Associate Editors: Érica Pellegrini Caramaschi,
Rosana Mazzoni
e Rafael Pereira Leitão*