



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

LÍVIA HELENA TONELLA

**Predizendo impactos sobre espécies de peixes ameaçadas de extinção do
Brasil**

Maringá
2021

LÍVIA HELENA TONELLA

**Predizendo impactos sobre espécies de peixes ameaçadas de extinção do
Brasil**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Ecologia e Limnologia.

Área de concentração: Ecologia e Limnologia.

Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho
Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Dayani Bailly

Maringá
2021

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

T664p

Tonella, Livia Helena, 1988-

Predizendo impactos sobre espécies de peixes ameaçadas de extinção do Brasil /
Livia Helena Tonella. -- Maringá, 2021.
148 f. : il. (algumas color.).

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade
Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2021.

Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho.

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Dayani Bailly.

1. Peixes de água doce - Espécies ameaçadas de extinção - Impactos ambientais -
Brasil. 2. Peixes de água doce - Comunidades, Ecologia de - Espécies ameaçadas de
extinção - Impactos ambientais - Brasil. I. Universidade Estadual de Maringá.
Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes
Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.1680981

LÍVIA HELENA TONELLA

Predizendo impactos sobre espécies de peixes ameaçadas de extinção do Brasil

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Ecologia e Limnologia e aprovada pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. José Hilário Delconte Ferreira
Universidade Tecnológica do Paraná (UTPr)

Prof. Dr. Raffael Tófoli
Instituto Federal de Santa Catarina (IFSC)

Prof.^a Dr.^a Anielly Galego de Oliveira
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof.^a Dr.^a Danielle Katharine Petsh
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovado em: 25 de junho de 2021.

Local de defesa: Realizado em *home office*, via acesso remoto por videoconferência pelo aplicativo Google Meet, no endereço eletrônico meet.google.com/zzq-pyir-gbr, devido a situação do Covid-19.

Dedico esta tese à minha família
pelo apoio e dedicação

AGRADECIMENTOS

Os quatro últimos anos passaram rápido, quase “voando”, mas foram intensos como era de se esperar. A jornada foi difícil, esforcei-me como nunca, principalmente no ano de 2020, na qual tive que conciliar o doutorado com minha vida pessoal, um emprego de professora, além de ter assumido o cargo de Diretora da Fundação de Meio Ambiente de Palmas-TO. No entanto foi extremamente gratificante. Saio do doutorado melhor do que entrei, uma pesquisadora mais completo.

À minha família, especialmente, à minha mãe Celene Tonella, Renato Fernando Calonego, Lena Tonella, Vera Marra e Cibele Maria Tonella, Max, Josis e Shakira que muitas vezes se doaram e renunciaram aos seus sonhos, para que eu pudesse realizar os meus. Quero dizer que essa conquista não é só minha, mas nossa. Tudo que consegui só foi possível graças ao amor, apoio e dedicação que vocês sempre tiveram por mim. Sempre me ensinaram agir com respeito, simplicidade, dignidade, honestidade e amor ao próximo.

Ao meu marido, Oscar Barroso Vitorino Jr, pela amizade, carinho e companheirismo de sempre; por estar sempre torcendo pelas minhas conquistas. Pelo apoio e incentivo incondicional. Obrigado! Te Amo.

Aos meus amigos, Luciana Carapunarla, Francislaine Buzo, Camila Bataglini, Tassia Canella, Gabriela Agostinho, Isadora Lima, Eliezer Oliveira, Ramiro Campos, Leidiane Dinis, Tatiane Mantovano, Jonathan Rosa, Joyce Andrea, Renata Ruaro, Cassiana e Jeferson, as amigas da Faculdade de Direito, aos meus amigos da Fundação do Meio Ambiente e Professores da Faculdade Serra do Carmo. Agradeço pelos conselhos, apoio e confiança. Obrigado por iluminarem minha vida com descontração e alegria. Agradeço pela paciência e compreensão com minha ausência durante essa longa jornada. Vocês sempre estarão em meu coração.

Agradecimento especial, à minha madrinha (Clarice Gravena), sogra (Magnalda Moreira Vitorino), meu priminho Enzo, família do Renato que sempre estiveram presentes nos bons e maus momentos.

Ao meu orientador, Angelo Antonio Agostinho, a oportunidade de tê-lo como orientador de Iniciação Científica, Mestrado e Doutorado. Tenho muito orgulho de citá-lo como um dos responsáveis pela minha formação profissional. Agradeço pela confiança, pela amizade, conselhos e paciência. O senhor é um exemplo de simplicidade, compreensão e competência. Todos que trabalham com o senhor admiram sua dedicação e amor ao trabalho. Muito Obrigada!

Agradeço também a Professora Dr.^a Dayani Bailly, pela co-orientação, Reginaldo Ré (professor UTFPR), Hilário Ferreira (professor UTFPR), Eliezer Oliveira, Tatiane Mantovano, Daniele Petsch, Luiz Ribas, Priscila Lemes e Anielly de Oliveira por toda ajuda durante esses 4 anos de doutorado.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pela oportunidade de relacionamento com profissionais tão capacitados.

Ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura, por toda a infraestrutura, em especial a todos os funcionários, por todo o incentivo nessa caminhada.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoa de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa durante o período de vigência do Doutorado;

Às demais pessoas que contribuíram direta ou indiretamente na elaboração deste trabalho ou participaram da minha vida, e que, por ventura, eu tenha me esquecido de agradecer.

“Nunca deixe que lhe digam que não vale a pena
Acreditar no sonho que se tem
Ou que seus planos nunca vão dar certo
Ou que você nunca vai ser alguém”

Renato Russo

Predizendo impactos sobre espécies de peixes ameaçadas de extinção do Brasil

RESUMO

Espécies vêm sendo extintas a taxas extremamente elevadas. Dentre os diversos estressores, pode-se destacar a destruição de *habitats*, introdução de espécies exóticas, sobreexploração de espécies, poluição e mudanças climáticas globais. Por conta desses diversos estressores, os ecossistemas de água doce são considerados os mais ameaçados do mundo, estudos que guiem ou subsidiem a tomada de decisão são essenciais para mitigar as ações antrópicas. Com o objetivo de encontrar padrões à nível de bacias hidrográficas, esse estudo buscou prever os efeitos dos diversos impactos antrópicos sobre a distribuição de espécies ameaçadas de peixes de água doce. Avaliou-se a vulnerabilidade das espécies de peixes de extinção frente às mudanças climáticas. Definiu-se também áreas prioridades para conservação das espécies de peixes ameaçadas de extinção e o terceiro estudo buscou identificar os principais impactos antrópicos sobre espécies de peixes ameaçadas de extinção no Brasil. Assim, identificar os principais impactos antrópicos a nível de bacia hidrográfica é o primeiro para que estratégias de conservação sejam adotadas.

Palavras-chave: Brasil. Água doce. Peixes. Espécies ameaçadas. Impactos antrópicos.

Predicting impacts on Brazil's endangered fish species

ABSTRACT

Species are becoming extinct at extremely high rates. Among the various stressors, we can highlight the destruction of *habitats*, introduction of exotic species, overexploitation of species, pollution and global climate change. Because of these various stressors, freshwater ecosystems are considered the most threatened in the world, studies that guide or support decision-making are essential to mitigate anthropogenic actions. In order to find patterns at the watershed level, this study sought to predict the effects of different anthropogenic impacts on the distribution of threatened species of freshwater fish. The first study assessed the vulnerability of endangered fish species to climate change. The second study defined priority areas for the conservation of endangered fish species and the third chapter sought to identify the main anthropogenic impacts on endangered fish species in Brazil. Thus, identifying the main anthropogenic impacts at the river basin level is the first for conservation strategies to be adopted.

Keywords: Brazil. Freshwater. Fish. Threatened species. Anthropogenic impacts.

Tese elaborada e formatada conforme as
normas da publicação científica
Conservation Biology. Disponível em:
<https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/journal/15231739>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	13
	REFERÊNCIAS.....	16
2	PREDIZENDO IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A DIVERSIDADE DE ESPÉCIES DE PEIXES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO NO BRASIL.....	21
2.1	Introdução.....	23
2.2	Materiais e métodos.....	25
2.2.1	Área de estudo.....	25
2.2.2	Dados de ocorrência das espécies	26
2.2.3	Variáveis preditoras climático-ambientais e hidrológicas.....	27
2.2.4	Modelos de distribuição e riqueza de espécies.....	29
2.2.5	Características ecológicas.....	31
2.3	Resultados.....	34
2.3.1	Características ecológicas.....	40
2.4	Discussão.....	42
2.5	Conclusão.....	48
	REFERÊNCIAS.....	49
3	MUDANÇAS CLIMÁTICAS E PRIORIZAÇÃO ESPACIAL PARA A CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES DE PEIXES AMEAÇADAS DO BRASIL.....	70
3.1	Introdução.....	72
3.2	Materiais e métodos.....	74
3.2.1	Área de estudo.....	74
3.2.2	Dados de ocorrência das espécies e modelos de distribuição.....	75
3.2.3	Definindo prioridades de conservação espacial para o presente e futuro (2050).....	76
3.2.4	Efetividade das áreas prioritárias para a conservação.....	78
3.3	Resultados.....	79
3.4	Discussão.....	85
3.5	Conclusão.....	88
	REFERÊNCIAS.....	88
4	USO E OCUPAÇÃO DO SOLO, REPRESAMENTOS E INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES AFETAM DIFERENTEMENTE PEIXES AMEAÇADOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS BRASILEIRAS.....	99
4.1	Introdução.....	101
4.2	Materiais e métodos.....	103
4.2.1	Área de estudo.....	103
4.2.2	Dados de ocorrência das espécies ameaçadas.....	104
4.2.3	Ameaças antrópicas.....	105
4.2.4	Análises estatísticas.....	106
4.3	Resultados.....	107
4.3.1	Riqueza de espécies ameaçadas.....	107
4.3.2	Impactos antrópicos.....	108
4.3.2.1	Área de UCHs e PCHs.....	108
4.3.2.2	Riqueza de espécies não ativas.....	109
4.3.2.3	Áreas de uso e ocupação do solo.....	110

4.3.3	Importância relativa das ameaças: represamentos, espécies não nativas e uso do solo.....	111
4.4	Discussão.....	114
	REFERÊNCIAS.....	120
	APÊNDICE A - S1: Espécies de peixes ameaçados do Brasil e suas respectivas bacias hidrográficas.....	140
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	146
	ANEXO A - Artigos de pesquisas publicados e aceitos durante o período dedesenvolvimento do doutorado que contribuíram para a execução desta tese	147

1 INTRODUÇÃO GERAL

Reconhecemos que a diversidade de vida na Terra, incluindo a diversidade genética, específica e ecossistêmica, é uma herança inestimável e insubstituível, além de crucial para o bem-estar humano e para o desenvolvimento sustentável (Loreau et al. 2006). Reconhecemos também que estamos diante de uma grande crise da biodiversidade e que esta vem sendo ameaçada em escala global (Lawton & May 1995). Espécies vêm sendo extintas a taxas extremamente elevadas (Lawton & May 1995). A diversidade, em suas distintas escalas, está em declínio acentuado e há um número imenso de populações e espécies que provavelmente serão extintas ainda este século (Loreau et al. 2006).

A IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) tem adotado algumas métricas para determinar o risco de uma espécie ser extinta, uma dessas métricas está relacionado ao declínio populacional ou extinção de uma espécie em um determinado período de tempo, apresentando maior risco de extinção (Fisher & Owens 2004). O risco de extinção de uma espécie muitas vezes está associado ao termo vulnerabilidade, que se refere como a unidade ou o sistema serão afetados por perturbações, estresses ou perigos (Turner et al. 2003).

Dentre os diversos estressores, pode-se destacar a destruição de *habitats* (Tilman et al. 1994; Agostinho et al. 2005; Chase et al. 2020; Goncalves-Souza et al. 2020), introdução de espécies exóticas (Vitule et al. 2012; Daga et al. 2015), sobreexploração de espécies (Castanho et al. 2020; Pereira et al. 2021), poluição (Esteves & Menezes 2011) e mudanças climáticas globais (Bellard, et al. 2012; Urban 2015; Leclerc et al. 2020), que hoje estão no centro das atenções, sendo as maiores ameaças à biodiversidade. Tudo isso advém do crescimento insustentável da população humana mundial associada à produção, consumo e mercado financeiro necessários à manutenção de tal população (Loreau et al., 2006).

Como resultado destes fatores, o número de espécies ameaçadas de extinção aumentou 75% no Brasil na última década (IUCN, 2007). Ademais, as mudanças climáticas são uma das maiores ameaças a biodiversidade no século XXI, sendo que seus efeitos devem colocar de 15 a 37% das espécies restantes à beira da extinção dentro dos próximos 50 anos (Thomas et al. 2004; Stork et al. 2010). Além do que, as mudanças climáticas são apontadas como um dos maiores transformadores dos ambientes de água doce (Woodward et al. 2010), sendo considerado o ecossistema mais ameaçado do planeta (Woodward et al. 2010; Herrera et al. 2020).

A perda de biodiversidade é, portanto, um fenômeno global que atua em diferentes escalas e que demanda ações de conservação (Cardillo et al. 2006), como no caso de análises voltadas para planejamento de conservação, na qual têm progredido em esforços centrados em espécies individuais (Ovando et al. 2019; Ruegg et al. 2020) ou locais específicos (Lemes et al. 2020) para avaliações sistemáticas de grupos taxonômicos inteiros (p.ex. vertebrados terrestres) (Nori et al. 2020) em escala regional ou global (Nori et al. 2018).

Durante a última década, diversas organizações não-governamentais (ONGs) internacionais desenvolveram exercícios para direcionar a priorização de áreas de conservação em escala regionais ou continentais e, especialmente, na escala global (p. ex., Olson & Dinerstein 2002; Mittermeier et al. 2004; McGowan et al. 2020) com o intuito de direcionar e priorizar a alocação de investimentos em conservação (McGowan et al. 2020). Tais exercícios resultam de análises de natureza essencialmente biogeográfica e vêm exercendo grande influência na organização e priorização dos esforços de conservação (Lehrer et al. 2020). Contudo, apesar de ser um grande avanço conseguido com a rede de reservas para a conservação de espécies, as atuais priorizações para a conservação são baseadas em espécies terrestres, ignorando o ecossistema de água doce (Frederico et al. 2016).

Portanto, dado que os ecossistemas de água doce são os mais ameaçados do mundo, estudos que guiem ou subsidiem a tomada de decisão são essenciais para mitigar as ações antrópicas. Com o objetivo de encontrar padrões à nível de bacias hidrográficas, este estudo buscou prever os efeitos dos diversos impactos antrópicos sobre a distribuição de espécies ameaçadas de peixes de água doce. O primeiro estudo avaliou a vulnerabilidade das espécies de peixes de extinção frente às mudanças climáticas. O segundo estudo definiu áreas prioridades para conservação das espécies de peixes ameaçadas de extinção e o terceiro estudo buscou identificar os principais impactos antrópicos sobre espécies de peixes ameaçadas de extinção no Brasil.

Por meio da técnica de modelagem de distribuição de espécies (ENMs), o primeiro estudo avaliou os efeitos das mudanças climáticas sobre a distribuição e características ecológicas de espécies de peixes de água doce ameaçados de extinção no Brasil. O segundo estudo, avaliou a eficiência da atual rede de unidades de conservação do Brasil sobre a conservação das espécies ameaçadas de peixes. Também desenvolvemos um esquema de priorização para conservação de espécies de peixes de água doce ameaçadas de extinção. Por ser considerado o ecossistema mais impactado do mundo. Por último, o terceiro estudo identificou as principais ameaças antrópicas (i.e., uso e ocupação do solo, represamento e introdução de espécies) sob espécies de peixes ameaçadas de extinção em diferentes bacias hidrográficas brasileiras.

REFERÊNCIAS

Agostinho AA, Thomaz SM, Gomes LC. 2005. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. *Conservation Biology* **19**:646–652 DOI: 10.1111/j.1523-1739.2005.00701.x

Bellard C, Bertelsmeier C, Leadley P, Thuiller W, Courchamp F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology letters* **15**(4): 365–377 DOI: 10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x.

Cardillo M, Mace GM, Gittleman JL, Purvis A. 2006. Latent extinction risk and the future battlegrounds of mammal conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **103**(11): 4157–4161 DOI: 10.1073/pnas.0510541103.

Castanho DG, de Deus CP, Zuanon J, Santorelli S, Leitão RP, Teresa, FB. 2020. Simulation of over-exploitation of ornamental fish and its consequences for the functional structure of assemblages of Amazonian streams. *Ecology of Freshwater Fish* **29**(4): 533–541.

Chase JM, Blowes SA, Knight TM, Gerstner K, May F. 2020. Ecosystem decay exacerbates biodiversity loss with habitat loss. *Nature* **584**(7820): 238–243 DOI: 10.1038/s41586-020-2531-2.

Daga VS, Skora F, Padial AA, Gubiani EA, Vitule JRS. 2015. Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. *Hydrobiologia* **746**: 327–347 DOI: 10.1007/s10750-014-2032-0.

Esteves FA, Menezes CFS. 2011. Papel da Água e da Limnologia na Sociedade Moderna. Pages 63–72 in Esteves FA, editor. Fundamentos de Limnologia. 3rd edition. Interciência, Rio de Janeiro.

Frederico R, Olden J, Zuanon J. 2016. Climate change sensitivity of threatened, and largely unprotected, Amazonian fishes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **26**(1): 91–102 DOI: 10.1002/aqc.2658.

Goncalves-Souza D, Verburg PH, Dobrovolski R. 2020. Habitat loss, extinction predictability and conservation efforts in the terrestrial ecoregions. *Biological Conservation* **246**: 1–8 DOI: 10.1016/j.biocon.2020.108579.

Herrera-R GA, Oberdorff T, Anderson EP, Brosse S, Carvajal-Vallejos FM, Frederico RG, Tedesco PA. 2020. The combined effects of climate change and river fragmentation on the distribution of Andean Amazon fishes. *Global Change Biology* **26**(10): 5509–5523 DOI: 10.1111/gcb.15285.

IUCN, 2016. IUCN Red Lista de Ameaçadas Espécies. Disponível em <http://www.redlist.org>. (acesso em 10 Maio 2017).

Leclerc C, Villéger S, Marino C, Bellard C. 2020. Global changes threaten functional and taxonomic diversity of insular species worldwide. *Diversity and Distributions* **26**(4): 402–414 DOI: 10.1111/ddi.13024.

Lehrer D, Becker N, Bar P. 2020. Managing nature conservation prioritization: a spatial conservation planning index approach. *Journal of Environmental Planning and Management*, 1-23. DOI: 10.1080/09640568.2020.1835617.

Lemes L, de Andrade AFA, Loyola R. 2020. Spatial priorities for agricultural development in the Brazilian Cerrado: may economy and conservation coexist? *Biodiversity and Conservation* **29**: 1683–1700 DOI: 10.1007/s10531-019-01719-6.

McGowan J, Weary R, Carriere L, Game ET, Smith JL, Garvey M, Possingham HP. 2020. Prioritizing debt conversion opportunities for marine conservation. *Conservation Biology* **34**(5): 1065–1075 DOI: 10.1111/cobi.13540.

Mittermeier RA, Turner WR, Larsen FW, Brooks TM, Gascon C. 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In *Biodiversity hotspots* (pp. 3-22). Springer, Berlin, Heidelberg.

Nori J, Loyola R, Villalobos F. 2020. Priority areas for conservation of and research focused on terrestrial vertebrates. *Conservation Biology* **34** DOI: 10.1111/cobi.13476.

Nori J, Villalobos F, Loyola R. 2018. Global priority areas for amphibian research. *Journal of Biogeography* **45**: 2588–2594 DOI: 10.1111/jbi.13435.

Olson DM, Dinerstein E. 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical garden* **89**(2): 199–224 DOI: 10.2307/3298564.

Ovando XMC, Miranda MJ, Loyola R, Cuezco MG. 2019. Identifying priority areas for invertebrate conservation using land snails as models. *Journal for Nature Conservation* **50** DOI: 10.1016/j.jnc.2019.04.004.

Pereira PHC, Ternes ML., Nunes JAC, Giglio VJ. 2021. Overexploitation and behavioral changes of the largest South Atlantic parrotfish (*Scarus trispinosus*): Evidence from fishers' knowledge. *Biological Conservation* **254** DOI: 10.1016/j.biocon.2020.108940.

Raup DM. 1995. Extinction rates (Vol. 11). Lawton JH, May RM (Eds.). Oxford: Oxford University Press.

Ruegg KC, Harrigan RJ, Saracco JF, Smith TB, Taylor CM. 2020. A genoscape-network model for conservation prioritization in a migratory bird. *Conservation Biology* **34**(6): 1482–1491 DOI: 10.1111/cobi.13536.

Stork NE. 2010. Re-assessing current extinction rates. *Biodiversity and Conservation* **19**(2): 357–371 DOI: 10.1007/s10531-009-9761-9.

Thomas CD, Cameron A, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, Williams SE. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* **427**(6970): 145–148 DOI: 10.1038/nature02121.

Tilman D, May RM, Lehman CL, Nowak MA. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* **371**(6492): 65–66 DOI: 10.1038/371065a0.

Urban MC. 2015. Accelerating extinction risk from climate change. *Science* **348**(6234): 571–573 DOI: 10.1126/science.aaa4984.

Vitule JRS, 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**: 111–120 DOI: 10.1111/j.1472-4642.2011.00821.x.

Woodward G, Perkins DM, Brown LE. 2010. Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **365**(1549): 2093–2106 DOI: 10.1098/rstb.2010.0055.

2 PREDIZENDO IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A DIVERSIDADE DE ESPÉCIES DE PEIXES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO NO BRASIL

RESUMO

Nos últimos séculos, as mudanças climáticas vêm provocando severas alterações em ecossistemas naturais, sendo considerado um dos mais fortes agentes de transformação dos ambientes de água doce. Objetivamos com esse trabalho utilizar os “ecological niche models” (ENM) para investigar o efeito das mudanças climáticas sobre espécies e comunidades de peixes de água doce. Para isso foram utilizadas variáveis climático-ambientais de temperatura, precipitação e disponibilidade hídrica para modelar a distribuição geográfica de 66 espécies de peixes ameaçados de extinção. Foi observada mudança acentuada na área de distribuição das espécies de peixes, idicando que diversas espécies podem perder até 100% das áreas que são climaticamente adequadas no cenário moderado (4.5) e pessimista (8.5) dos anos 2050 e 2080. As altas taxas de peixes ameaçados no Brasil estimulam demandas urgentes por um planejamento proativo para a conservação.

Palavras-chave: Mudanças Climáticas, Modelos de distribuição de espécies, Brasil, Peixes, Espécies ameaçadas.

2 PREDICTING CLIMATE CHANGE IMPACTS ON BRAZIL'S THREATENED FISH SPECIES DIVERSITY

ABSTRACT

In recent centuries, climate change has caused severe changes in natural ecosystems, being considered one of the strongest transformers of freshwater environments. This study aimed to use ecological niche models (ENM) to investigate the effect of climate change on freshwater fish species and communities. For this purpose, climatic-environmental variables of temperature, precipitation and water availability were used to model the geographic distribution of 66 endangered fish species. A marked change in the distribution area of fish species was observed, implying that several species can lose up to 100% of the areas that are climatically adequate in the moderate and pessimistic scenario of the years 2050 and 2080. The high rates of threatened fish in Brazil stimulate urgent demands for proactive planning for conservation.

Keywords: Climate Change, Models of distribution of species, Brazil, Fish, Endangered species.

2.1 Introdução

Nos últimos séculos, as mudanças climáticas vêm provocando severas alterações nos diferentes níveis de organização ecológica (Bellard et al. 2012), causando impactos diretos (de Oliveira et al. 2019) e indiretos sobre a biota (Sala et al. 2000) e aumentando o risco de extinção das espécies em todos os níveis tróficos (Pounds et al. 2006). A exposição das espécies às ameaças antrópicas é considerada a causa final das extinções, mas os fatores biológicos das espécies determinarão o quão bem elas estão adaptadas com as ameaças as quais estão expostas (Cardillo et al. 2004). As espécies respondem às ameaças antrópicas por apresentarem diferentes características biológicas, ecológicas e de história de vida (Bennett et al. 2005; de Oliveira et al. 2019).

Diversos grupos de organismos como plantas (Bascompte et al. 2019), mamíferos (Hannah et al. 2007), anfíbios (Lourenço-de-Moraes et al. 2019; Campos et al. 2020), répteis (Diele-Viegas et al. 2020), peixes (Ruaro et al. 2019) e insetos (Swaminathan 2019) já estão exibindo mudanças acentuadas em sua distribuição e fisiologia (*e.g.* Hughes, 2000; Parmesan & Yohe 2003), em decorrência das alterações antrópicas ligadas às mudanças nos gradientes climáticos.

As mudanças climáticas que ora ameaçam ecossistemas naturais e suas espécies, decorrem fundamentalmente do crescente aumento do CO₂ atmosférico e, em consequência, da temperatura, ocasionando profundas alterações em vários outros parâmetros climáticos (Parmesan 2006; IPCC 2014). Essas mudanças vêm ocorrendo em um ritmo sem precedentes, sendo apontadas como um dos mais fortes transformadores dos ambientes de água doce (Carpenter et al. 2011; Michener et al. 1997; Woodward et al. 2016). Por sua vez, esses ecossistemas têm sido considerados os mais vulneráveis às mudanças no clima (Dudgeon et al. 2006; Vörösmarty et al. 2010; Harrod 2016; Wiens 2016; Vilmiet et al. 2017; Markovic et al.

2017; Radinger et al. 2017) e, portanto, os mais ameaçados do planeta (Woodward et al. 2010). O fato de suas espécies possuírem capacidade limitada de se dispersar frente às mudanças ambientais, permanecendo confinadas aos limites das bacias hidrográficas, agrava a situação de conservação em ecossistemas de água doce (Heino et al. 2009). Ademais, esses ambientes tendem a ser pouco integrados aos programas de conservação da biodiversidade (Alahuhta 2018).

Estudos sobre os efeitos das mudanças climáticas nas espécies ameaçadas de água doce, ainda são escassos face a enorme demanda pelos órgãos conservacionistas (Comte et al. 2012). Espécies ameaçadas são assim classificadas principalmente por razões ligadas às atividades antrópicas, sendo a perspectiva de serem afetadas gravemente por mudanças climáticas justificam os esforços para a conservação dessas espécies através da preservação da integridade do ecossistema, com foco na manutenção dessas espécies.

Modelos de nicho ecológico (ENMs), também chamados de modelos de distribuição de espécies (Peterson & Soberón 2012) têm sido utilizados para prever como as espécies responderão aos distintos cenários de mudanças climáticas no tocante às alterações em suas áreas de distribuição, combinando dados de ocorrência com variáveis ambientais (Garcia et al. 2012; Loyola et al. 2012; Faleiro et al. 2013). Os modelos são essenciais para prever mudanças na composição das espécies, o que é fundamental para medir o impacto das alterações climáticas (Faleiro et al. 2013; Lemes & Loyola 2013) e prováveis riscos de extinção (Duca et al. 2009). Eles são bastante úteis para elaboração de planos de mitigação e priorização espacial de conservação (Cabeza & Moilanen 2001; Veloz et al. 2015).

No presente estudo, objetivamos utilizar os modelos de nicho ecológico (ENM) para investigar o efeito das mudanças climáticas sobre as comunidades de peixes de água doce

ameaçados de extinção do Brasil. De forma específica, objetivamos (i) investigar as mudanças na riqueza de espécies frente aos cenários de mudanças climáticas projetados para 2050 e 2080, considerando cenários moderado e pessimista de emissão de gases; (ii) avaliar a composição dos características ecológicas das espécies ameaçadas de peixes do Brasil, em cada um dos cenários, identificando as características mais vulneráveis às mudanças climáticas. Esperamos que esse estudo possa contribuir para uma melhor compreensão dos efeitos das mudanças climáticas sobre espécies de peixes de água doce, um conhecimento da resposta frente às mudanças ambientais ainda é limitado (Woodward et al. 2010).

2.2 Materiais e métodos

2.2.1 Área de estudo

Com uma rede hidrográfica de cerca de com 55.467 km² de extensão, o Brasil tem a mais extensa rede fluvial do mundo, abrigando 8% de toda a água doce do planeta (Gregório 2018). O estudo abrangeu as bacias que compõem o território brasileiro segundo a classificação da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO).

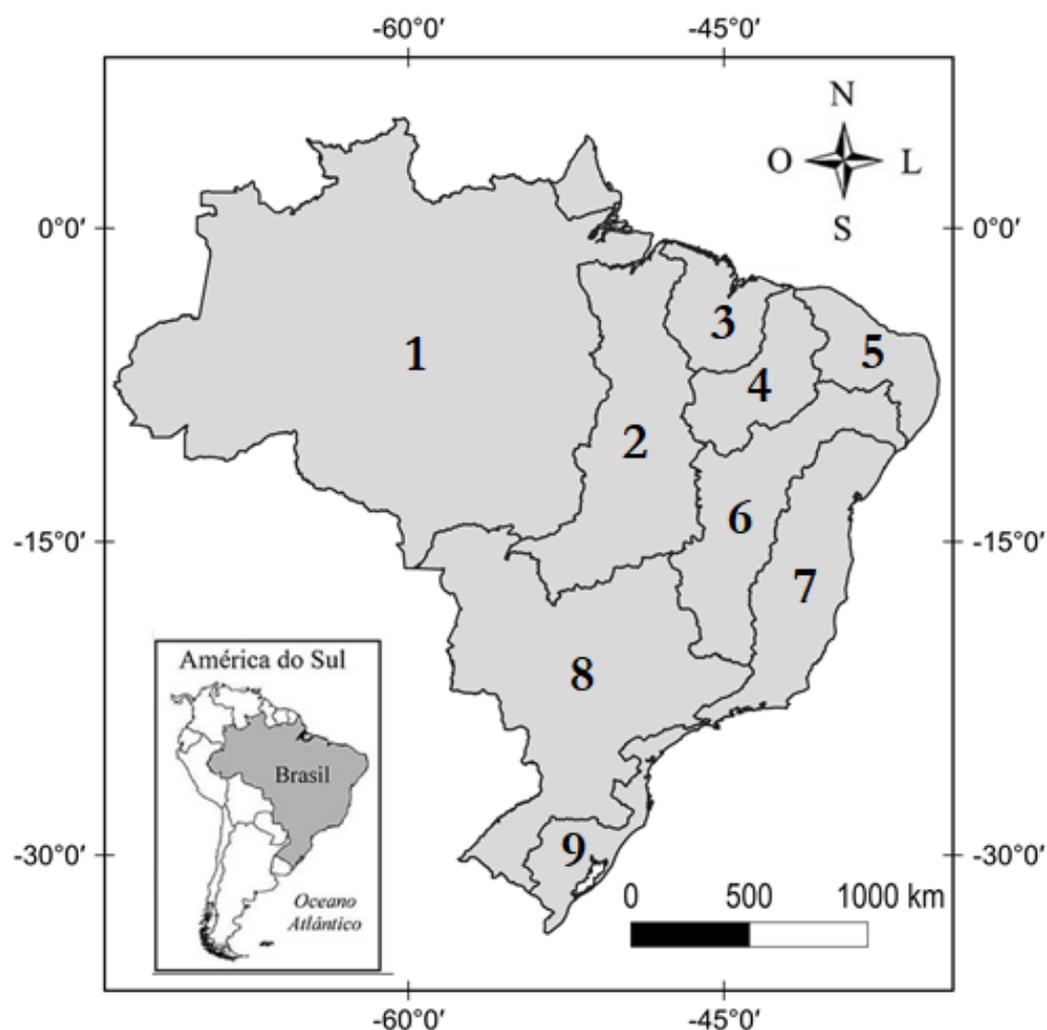


Figura 1. Bacias hidrográficas do Brasil. 1 – Bacia Amazônica; 2 - Bacia do Araguaia-Tocantins; 3 – Bacia do Atlântico Norte; 4 – Bacia da Parnaíba; 5 - Bacia do Atlântico Nordeste; 6 – Bacia do São Francisco; 7 – Bacia do Atlântico Leste; 8 – La Plata; 9 – Atlântico Sudeste. Fonte: geonetworks da FAO.

2.2.2 Dados de ocorrência das espécies

Utilizamos a Portaria 445/2014-MMA (Brasil 2014) para obtenção da lista de espécies de peixes ameaçadas do Brasil, sendo excluídas as espécies marinhas e de cavernas. Os Registros de ocorrência das espécies nas bacias foram obtidos por meio das bases de dados *online* FishNet2 (<http://www.fishnet2.net/>), SpeciesLink (smlink.cria.org.br) e Global

Biodiversity Information Facility (GBIF -www.gbif.org), que disponibilizam registros de ocorrência de exemplares depositados em museus de história natural do Brasil e do mundo. A busca por dados de ocorrência foi suplementada com artigos científicos obtidos através do Google Acadêmico (<http://www.google.com/scholar/>). Registros com ambiguidades ou informações duvidosas e sem coordenadas geográficas foram excluídos, bem como os que não possuíam o nome preciso da espécie (ex. espécies com as partículas sp., cf. e aff.). Problemas taxonômicos de sinonímias e mudanças de nome foram corrigidos e os nomes válidos seguiram a base de dados *Catalog of fishes* – CAS (Eschmeyer et al. 2022). Para todas as espécies, indicamos seu status de conservação de acordo com as categorias da IUCN (IUCN, 2016) como: DD (“Dados Deficientes”), LC (“Menos Preocupação”), NT (“Quase Ameaçada”), VU (“Vulnerável”), EN (“Em perigo”) e CR (“Criticamente em perigo”).

Os dados georreferenciados das espécies foram mapeados em uma malha geográfica (*grid*) de 10.658 células com resolução espacial 20 km e projeção SIRGAS 2000. Assim, para cada espécie foi construída uma matriz binária de presença (1) e pseudo-ausência (0), considerando todas as células da *grid*. Esta matriz foi o componente biótico no processo de modelagem de distribuição de espécies. Considerando que estudos demonstram maior precisão dos modelos a partir de um número razoável de pontos de ocorrência, bem como uma melhor precisão a partir do aumento do número destes pontos (Hernandez et al. 2006; Pearson et al. 2007), foram desconsiderados no processo de modelagem as espécies com ocorrência restrita a menos de quatro células, assim, 66 espécies de peixes ameaçadas do Brasil foram modeladas.

2.2.3 Variáveis preditoras climático-ambientais e hidrológicas

Como variáveis preditoras climático-ambientais, tanto para presente quanto para o futuro (2050 e 2080), foram utilizadas aquelas relacionadas à tolerância ambiental das

espécies: temperatura máxima no mês mais quente (TMAX; °C), temperatura mínima no mês mais frio (TMIN; °C), precipitação no mês mais úmido (PMAX; mm) e precipitação no mês mais seco (PMIN; mm). Medidas de temperatura e precipitação foram escolhidas pelo fato dessas variáveis se constituírem nos principais parâmetros bioclimáticos determinando a distribuição dos organismos na Terra (Barbet-Massin & Jetz 2015; Petitpierre et al. 2017). Como exemplo, a temperatura pode ser determinante na sobrevivência de indivíduos e da distribuição de espécies devido a seus efeitos na fisiologia e metabolismo. Já a precipitação determina as variações sazonais de secas e cheias, sincronizando eventos biológicos das espécies, como por exemplo migração, desova e crescimento. De fato, vários estudos relatam à influência da temperatura e precipitação sobre a distribuição e riqueza de peixes em ambientes de água doce (Trape 2009; Bailly et al. 2016; Comte & Olden 2017; Ruaro et al. 2019).

Foram também utilizadas as variáveis ‘ordem do corpo aquático’ como medida de disponibilidade de água em cada célula da grid, e a média dos valores de altitude do corpo aquático de cada célula (ALT; m) como variáveis preditoras. Essas variáveis foram obtidas a partir de um mapa de elevação digital com resolução de 90 m. Todas as variáveis foram reescaladas de acordo com o grid de 20 km de resolução para a construção dos *layers* climático-ambientais. Essas variáveis foram obtidas da base de dados geográfica HYDRO1K (consulte <https://www.usgs.gov/media/files/hydro-1kreadme>).

Os dados de TMAX, TMIN, PMAX e PMIN para os anos de 2050 e 2080 foram extraídos do modelo empírico do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas, Quinto relatório de avaliação (*Fifth Assessment Report – IPCC – AR5*, 2014). Foram utilizados os modelos de circulação geral AOGCMs (*Atmospheric-Ocean General Circulation Models*): CCSM4 – NCAR (*Community Climate System Model – National Center for Atmospheric Research*); CSIRO – MK3 (*Australia’s Commonwealth Scientific and Industrial Research’s*

General Organization – Mark 3); MIROC5 (*Model for Interdisciplinary Research on Climate*) e MRI (*Meteorological Research Institute*) (ver Hasumi & Emori 2004 para mais detalhes). A trajetória de concentração de gases de efeito estufa para cada AOGCM foi baseada na Via Representativa de Concentração (*Representative Concentration Pathways – RCP*), sendo considerados um cenário moderado de estabilização (RCP 4.5) e um cenário pessimista “*business-as-usual*” (RCP 8.5). Para a modelagem de distribuição de espécies para o futuro, foi assumida a estacionariedade temporal das variáveis ORTR e ALT.

2.2.4 Modelos de distribuição e riqueza de espécies

Considerando que os padrões de ocorrência de espécies na natureza são determinados pelas respostas às diversas condições ambientais (refletindo o componente Grinnellian do nicho ecológico, sensu Soberón 2007), usamos a modelagem de nicho ecológico (ENMs) para prever os efeitos das mudanças climáticas na distribuição das espécies ameaçadas de peixes.

Para avaliar as respostas das espécies ameaçadas de peixes frente às mudanças climáticas, considerando os diferentes tempos e cenários de emissão de gases, foram utilizados seis ENMs que diferem conceitualmente e estatisticamente. Os modelos selecionados foram: Bioclim (BIOC - Busby, 1991), Distância Euclidiana (EUCDIST – Carpenter et al., 1993), Distância de Gower (GOWD - Gower 1971), Análise de Fator de Nicho Ecológico (ENFA - Hirzel et al. 2002) Máxima Entropia (MAXENT – Phillips et al. 2006) e Algoritmo Genético para Produção de Conjunto de Regras (GARP – Stockwell & Peters 1999). Modelos de nicho ecológico, no geral, fornecem previsões distintas da área de distribuição das espécies gerando incertezas sobre qual é o mais adequado para representar a distribuição geográfica das espécies (Diniz-Filho et al. 2009). Nesse sentido, visando contornar esta incerteza e minimizar os erros,

foi empregada a abordagem de projeção combinada (*ensemble forecast approach*), que fornece um consenso entre os diferentes ENMs (Araújo & New 2007). Por meio da obtenção de um modelo de consenso, os erros que afetam, de maneira distinta cada ENMs tendem a ser minimizados, gerando previsões mais confiáveis (Terribile et al. 2010).

Para cada ENMs os dados de ocorrência foram divididos, aleatoriamente, em 75% para a calibração (dados treino) e 25% para a avaliação (dados teste). Este processo foi repetido 100 vezes pelo método validação cruzada. Para cada ENM, as previsões contínuas de adequação foram convertidas em um vetor binário de 1/0 (presença e ausência em cada célula), utilizando o limiar que maximiza os valores de sensibilidade e especificidade na “*Receiver Operating Characteristic curve*” ou curva ROC. A curva ROC é criada traçando a proporção de verdadeiros positivos (equivalente à sensibilidade ou ausência de erro de omissão) contra a proporção de falsos positivos (equivalente a 1 - especificidade ou erro de comissão), mostrando assim o quão bem um algoritmo responde às mudanças de limiar (Peterson et al 2008).

A área de distribuição de cada espécie de peixe foi estimada a partir de 600 previsões para o presente (6 ENMs x 100 randomizações) e 4800 previsões para o futuro (4 cenários x 2 RCPs X 6 ENMs x 100 randomizações). Este procedimento permitiu gerar uma frequência de projeções em conjunto, que foram ponderadas por True Skill Statistics (TSS - Allouche et al. 2006), com melhores modelos a terem mais peso nas nossas projeções de consenso. O TSS, que é descrito como Sensibilidade + Especificidade - 1, varia de -1 (resultado do modelo não melhor que uma previsão aleatória) a +1 (previsão ideal). Os modelos CONS foram gerados utilizando a regra do consenso majoritário (Diniz-Filho et al. 2009), que considera a presença da espécie apenas nas células onde pelo menos 50% dos ENMs predisseram a espécie como presente.

Uma vez que ENMs ignoram barreiras geográficas em suas predições, utilizamos informações referentes à distribuição das espécies ameaçadas do Brasil disponibilizadas pela base de dados Fish Base (<https://www.fishbase.se/search.php>). Assim, células preditas como portadoras de espécies em áreas externas às bacias de origem tiveram as presenças (1) substituídas por ausências (0) após a geração dos modelos.

Para determinar a riqueza de espécies empregamos a estratégia de modelagem em nível da comunidade (sensu Overton et al. 2002), em que os ranges de espécies individuais modelados em função dos preditores ambientais são sobrepostos um a um para obter o número de espécies em cada célula. O tamanho do range de cada espécie foi baseado na soma do número de células ocupadas pelas espécies na bacia hidrográfica e as variações temporais foram analisadas por meio da distribuição de frequência do número de células ocupadas. A riqueza de espécies e tamanho do range foram obtidos para o tempo atual, 2050 e 2080 e para os diferentes cenários (moderado e pessimista) de emissão de carbono, considerando os *outputs* de presença e ausência.

A modelagem de distribuição de espécies foi realizada na plataforma computacional BioEnsembles (Diniz-Filho et al. 2009). Os mapas foram confeccionados no QGIS 3.4 (QGIS Development Team 2019) em sistema de referência WGS84 EPGS4326.

2.2.5 Características ecológicas

Para a classificação das características ecológicas das espécies de peixes ameaçadas de extinção, utilizamos a dieta (níveis: detritívoros, invertívoros, insetívoros, piscívoros, onívoros, herbívoros), migração (migrador ou não migrador), tipo de fluxo d'água (níveis: lântico ou lótico), tipo de *habitat* (poço, cachoeira, lagoa, riacho e rio), fecundação (externa,

ou interna) e tamanho corporal (pequeno = 0 – 15; médio = 15 – 40; grande = 40 – 90) (Tab. 1).

Tabela 1: Características ecológicas das espécies. LT = tamanho corporal; AL= alimentação (INS= Insetívora; DET= Detritívora; INV=Invertívora; HER=Herbívora; ONI=Onívora; ALG= Algívora; PIS= Piscívora); MI= Migrador (N= não; S=sim); AM= Tipo de curso d'água (LOT= Lótico; LEN=Lêntico); TA= Tipo de *habitat* (LAG= Lagoa, CAC=Cachoeira; LAG=Lagoa; RIA=Riacho; POS=Poço); FE= Fecundação (FE=Fecundação externa; FI=Fecundação interna).

Espécie	LT	AL	MI	AM	TA	FE
<i>Apareiodon davisi</i>	5.9	INS	N	LOT	RIO	FE
<i>Apareiodon vladii</i>	11.3	INS	N	LOT	RIO	FE
<i>Prochilodus britskii</i>	23.8	DET	S	LOT	RIO	FE
<i>Prochilodus vimboides</i>	46.5	DET	S	LOT	RIO	FE
<i>Hypomasticus thayeri</i>	28	INV	N	LOT	RIO	FE
<i>Myleus tiete</i>	16.3	HER	S	LOT	RIO	FE
<i>Aphyocheirodon hemigrammus</i>	4.8	DET	N	LEN	LAG	FI
<i>Astyanax gymnogenys</i>	11.5	INS	N	LOT	RIO	FE
<i>Astyanax jordanensis</i>	7.6	INS	N	LOT	RIO	FE
<i>Brycon devillei</i>	14.3	ONI	N	LOT	RIO	FE
<i>Brycon gouldingi</i>	47.8	ONI	S	LOT	RIO	FE
<i>Brycon insignis</i>	36.9	ONI	N	LOT	RIO	FE
<i>Brycon nattereri</i>	29	ONI	N	LOT	RIO	FE
<i>Brycon orbignyanus</i>	79.5	ONI	S	LOT	RIO	FE
<i>Brycon opalinus</i>	26.3	ONI	N	LOT	RIO	FE
<i>Brycon vermelha</i>	39.5	ONI	S	LOT	RIO	FE
<i>Creagrutus variii</i>	4.2	INS	N	LOT	RIO	FE
<i>Glandulocauda caerulea</i>	4.4	INV	N	LOT	RIA	FE
<i>Henochilus wheatlandii</i>	41.3	HER	N	LOT	RIA	FE
<i>Kolpotocheirodon theloura</i>	3.0	INV	N	LOT	RIA	FE
<i>Mimagoniates sylvicola</i>	3.0	INS	N	LOT	RIA	FI
<i>Mylesinus paucisquamatus</i>	22	HER	S	LOT	CAC	FE
<i>Ossubtus xinguense</i>	25	HER	N	LOT	RIO	FE
<i>Rachoviscus graciliceps</i>	4.8	ONI	N	LOT	RIA	FE
<i>Rhinopetitia potamorhachia</i>	4.4	ONI	N	LOT	RIO	FE
<i>Spintherobolus leptoura</i>	2.8	ONI	N	LEN	LAG	FE
<i>Characidium grajaluensis</i>	8.8	INS	N	LOT	RIO	FE

<i>Characidium oiticicai</i>	6.8	INS	N	LOT	RIA	FE
<i>Melanocharacidium nigrum</i>	6.7	ONI	N	LOT	RIO	FE
<i>Potamarius grandoculis</i>	35.0	ONI	N	LOT	RIO	FE
<i>Kalyptodoras bahiensis</i>	24.5	INV	N	LOT	RIO	FE
<i>Rhynchodoras xingui</i>	6.3	ONI	N	LOT	RIO	FE
<i>Aguarunichthys tocantinsensis</i>	31.7	INS	S	LOT	RIO	FE
<i>Conorhynchos conirostris</i>	53.5	ONI	N	LOT	RIO	FE
<i>Pimelodus halisodous</i>	11.1	ONI	N	LOT	RIO	FE
<i>Pimelodus joannis</i>	7.7	ONI	N	LOT	RIO	FE
<i>Pimelodus stewarti</i>	6.6	ONI	N	LOT	RIO	FE
<i>Steindachneridion amblyurum</i>	29.1	PIS	S	LOT	RIO	FE
<i>Steindachneridion doceanum</i>	42.0	PIS	S	LOT	RIO	FE
<i>Steindachneridion melanodermatum</i>	53.2	PIS	S	LOT	RIO	FE
<i>Steindachneridion parahybae</i>	30.6	PIS	S	LEN	POC	FE
<i>Steindachneridion scriptum</i>	90.0	PIS	S	LOT	RIO	FE
<i>Lophiosilurus alexandri</i>	72	PIS	N	LEN	LAG	FE
<i>Chasmocranus brachynema</i>	13.1	DET	N	LOT	RIO	FE
<i>Taunayia bifasciata</i>	14	INV	N	LOT	RIA	FE
<i>Ancistrus minutus</i>	5.7	HER	N	LOT	RIA	FE
<i>Baryancistrus longipinnis</i>	20	ALG	N	LOT	RIO	FE
<i>Baryancistrus niveatus</i>	34	ALG	N	LOT	RIO	FE
<i>Hemiancistrus megalopteryx</i>	28.6	DET	N	LOT	RIO	FE
<i>Hoplancistrus tricornis</i>	10.4	DET	N	LOT	RIO	FE
<i>Hypancistrus zebra</i>	7	DET	N	LOT	RIO	FE
<i>Leporacanthicus joselimai</i>	9.8	DET	N	LOT	RIO	FE
<i>Lithoxus lithoides</i>	8.6	DET	N	LOT	RIO	FE
<i>Parancistrus nudiventris</i>	22	DET	N	LOT	RIO	FE
<i>Pareiorhaphis nasuta</i>	9.5	DET	N	LOT	RIA	FE
<i>Peckoltia compta</i>	6.2	DET	N	LOT	RIO	FE
<i>Peckoltia snethlageae</i>	22	DET	N	LOT	RIO	FE
<i>Pogonopoma obscurum</i>	24.9	DET	N	LOT	RIO	FE
<i>Pogonopoma parahybae</i>	26.3	DET	N	LOT	RIO	FE
<i>Scobinancistrus aureatus</i>	29	DET	N	LOT	RIO	FE
<i>Scobinancistrus pariolispos</i>	27	DET	N	LOT	RIO	FE
<i>Megadontognathus kaitukaensis</i>	16.0	DET	N	LOT	RIO	FE
<i>Austrolebias juanlangi</i>	33.7	INS	N	LEN	POS	FI
<i>Austrolebias periodicus</i>	5.0	INS	N	LEN	POS	FI
<i>Cynopoecilus intimus</i>	2.7	INS	N	LEN	POS	FI
<i>Jenynsia diphyes</i>	5.5	INS	N	LOT	RIA	FI

As características ecológicas das 66 espécies de peixes ameaçadas do Brasil foram compiladas para cada espécie a partir da literatura, sendo que, na ausência de informação para a espécie, considerou-se aquelas disponíveis para o nível de gênero.

Utilizamos o índice de espécies indicadoras (IndVal – Indicator Value Analysis) (Dufrene & Legendre 1997) para identificar a contribuição de cada traço na composição das comunidades no presente, 2050 e 2080, para os cenários moderado e pessimista. Utilizamos apenas a fidelidade (presença e ausência das espécies), na qual obtivemos uma matriz T (características X células) obtida no software R (R Development Core Team 2019), através do pacote SYNCSA com a função “matrix.t” (Pillar et al. 2009), sendo adotado o nível de significância de $\alpha = 0,05$. As análises do IndVal foram realizadas com nível de significância de $p < 0,05$, sendo conduzidas no software Statistica 7.1 (Statsoft Inc. 2005).

2.3 Resultados

As predições obtidas no modelo de consenso para o tempo presente evidenciaram que, as regiões de maior adequabilidade climático-ambiental, e conseqüentemente, de número de espécies ameaçadas do Brasil se encontram na bacia La Plata, seguida das bacias do Atlântico Leste, São Francisco, Amazônica e Tocantins-Araguaia. Em contrapartida, houve um baixo número de espécies ameaçadas nas bacias do Atlântico Nordeste, Atlântico Norte, Atlântico Sudeste, Parnaíba, e na porção oeste das bacias Amazônica e La Plata, estando ausente em boa parte desses territórios (Fig. 2).

As predições para 2050 e 2080 apontaram para a diminuição das áreas de distribuição de peixes ameaçados no futuro. Para o ano de 2050, tanto no cenário moderado (RCP 4.5) quanto pessimista (RCP 8.5) a área de distribuição das espécies diminuirá, ficando restrita essencialmente ao sudeste do Brasil, principalmente na porção sul das bacias do São

Francisco, Atlântico Sudeste e La Plata, de qualquer modo, bacias com maior número de espécies ameaçadas atualmente. Para o ano de 2080, o cenário moderado revelou maiores valores de riqueza apenas nas regiões leste da bacia do La Plata e região norte da bacia do Atlântico Sudeste (Fig. 2). Já o cenário pessimista (8.5) mostra que o número de espécies ameaçadas será de, no máximo, de 5 espécies por célula (Fig. 2).

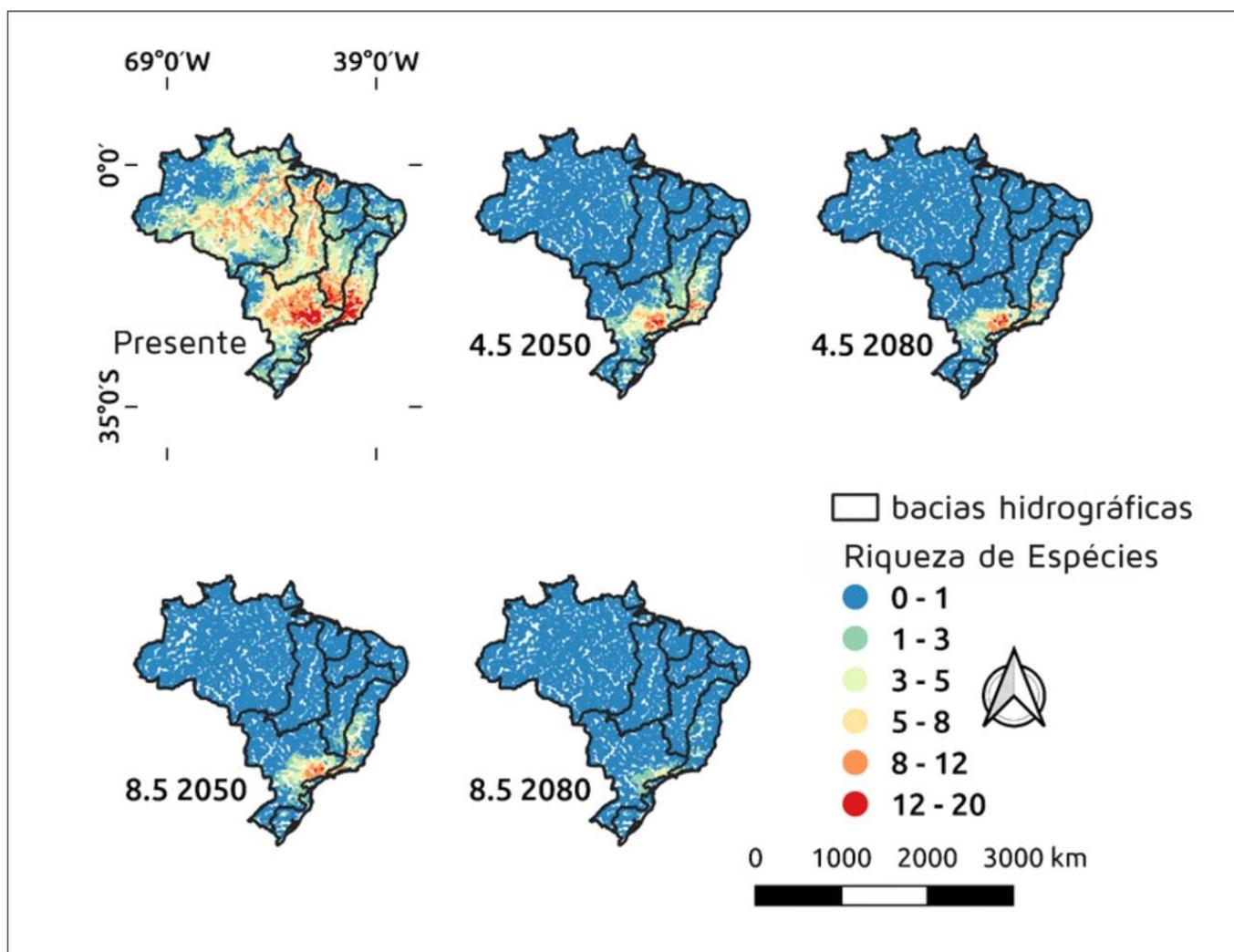


Figura 2: Mapas de riqueza de peixes de água doce ameaçados de extinção gerados pelo CONS para o tempo presente e futuro: 2050 e 2080 para diferentes RCPs (4.5 e 8.5).

Entre as 415 espécies de peixes que compõem a lista de espécies ameaçadas de extinção no Brasil, 66 apresentaram dados consistentes para análise nesse estudo (Tab. 2). As

projeções revelam perda de adequabilidade climático-ambiental para todas as espécies analisadas, levando a fenômenos agudos de contração de *range*. A maioria das espécies deverá perder por completo o conjunto de condições climático-ambientais favoráveis à sua ocorrência até o ano de 2080 para o cenário pessimista (8.5). Esse é o caso de vinte e duas espécies pertencentes à ordem Characiformes, vinte e nove à ordem Siluriformes e quatro à ordem Cyprinodontiformes, totalizando 55 espécies ou seja, 85% do conjunto das espécies analisadas. Vinte e sete dessas espécies merecem maior atenção tendo em vista que as predições apontam perda de 100% suas áreas de adequabilidade até 2050, no cenário moderado (Tab. 2).

Tabela 2: Número de células ocupadas da peixes ameaçados do Brasil, com base nas mudanças climáticas projetadas para o P=Presente, 2050 e 2080 (4.5: cenário moderado; 8.5: cenário pessimista). VU= vulnerável, EN= em perigo e CR= criticamente em perigo de extinção. (baseada em Portaria 445/2014 - MMA).

Espécies	Status	P	2050		2080		
			4.5	8.5	4.5	8.5	
Characiformes							
<i>Apareiodon davisii</i> (Fowler, 1941)	EN	4	0	0	0	0	
<i>Apareiodon vladii</i> (Pavanelli, 2006)	VU	4	0	0	0	0	
<i>Prochilodus britskii</i> (Castro & Vari, 2003)	EN	7	83	15	0	0	
<i>Prochilodus vimbooides</i> (Kner, 1859)	VU	44	471	301	11	42	
<i>Hypomasticus thayeri</i> (Borodin, 1929)	EN	8	174	129	2	44	
<i>Myleus tiete</i> (Eigenmann & Norris 1900)	EN	48	641	569	9	0	
<i>Aphyocheirodon hemigrammus</i> (Eigenmann, 1915)	VU	11	143	34	1	0	
<i>Astyanax gymnogynys</i> (Eigenmann, 1911)	EN	10	54	14	0	0	
<i>Astyanax jordanensis</i> (Vera Alcaraz, Pavanelli & Bertaco, 2009)	VU	6	0	0	0	0	
<i>Brycon devillei</i> (Castelnau, 1855)	EN	228	599	389	11	0	
<i>Brycon gouldingi</i> (Lima, 2004)	EN	29	35	1	0	0	
<i>Brycon insignis</i> (Steindachner, 1877)	EN	21	73	73	3	0	

<i>Brycon nattereri</i> (Günther, 1864)	VU	44	603	462	11	52
<i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes, 1850)	EN	42	732	610	4	336
<i>Brycon opalinus</i> (Cuvier, 1819)	VU	21	165	107	2	18
<i>Brycon vermelha</i> (Lima & Castro, 2000)	EN	7	205	212	0	0
<i>Creagrutus varii</i> (Ribeiro, Benine & Figueiredo, 2004)	VU	9	51	37	0	1
<i>Glandulocauda caerulea</i> (Menezes & Weitzman, 2009)	EN	4	0	0	0	0
<i>Henochilus wheatlandii</i> (Garman, 1890)	CR	7	57	99	1	0
<i>Kolpotocheiroidon theloura</i> (Malabarba & Weitzman, 2000)	VU	9	2	0	0	0
<i>Mimagoniates sylvicola</i> (Menezes & Weitzman, 1990)	EN	4	0	0	0	0
<i>Mylesinus paucisquamatus</i> (Jégu & Santos, 1988)	EN	35	5	0	0	0
<i>Ossubtus xinguense</i> (Jégu, 1992)	VU	10	0	0	0	0
<i>Rachoviscus graciliceps</i> (Weitzman & Cruz, 1981)	EN	5	22	5	0	0
<i>Rhinopetitia potamorhachia</i> (Netto-Ferreira, Birindelli, Sousa & Menezes, 2014)	EN	18	15	0	0	0
<i>Spintherobolus leptoura</i> (Weitzman & Malabarba, 1999)	EN	7	2	0	0	0
<i>Characidium grajahuensis</i> (Travassos, 1944)	CR	5	0	0	0	0
<i>Characidium oiticicai</i> (Travassos, 1967)	VU	6	131	53	0	13
<i>Melanocharacidium nigrum</i> (Buckup, 1993)	EN	9	25	1	0	0

Siluriformes

<i>Potamarius grandoculis</i> (Steindachner, 1877)	CR	7	5	2	0	0
<i>Kalyptodoras bahiensis</i> (Higuchi, Britski & Garavello, 1990)	EN	6	7	4	0	0
<i>Rhynchodoras xingui</i> (Klausewitz & Rösse, 1961)	EN	7	0	0	0	0
<i>Aguarunichthys tocantinsensis</i> (Zuanon, Rapp Py-Daniel & Jégu 1993)	EN	11	0	0	0	0
<i>Conorhynchos conirostris</i> (Valenciennes, 1840)	EN	7	578	335	0	42
<i>Pimelodus halisodous</i> (Ribeiro, Lucena & Lucinda, 2008)	VU	7	0	0	0	0
<i>Pimelodus joannis</i> (Ribeiro, Lucena & Lucinda, 2008)	VU	4	0	0	0	0
<i>Pimelodus stewarti</i> (Ribeiro, Lucena & Lucinda, 2008)	VU	4	0	0	0	0
<i>Steindachneridion amblyurum</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	CR	6	23	5	0	0
<i>Steindachneridion doceanum</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	CR	8	0	0	0	0
<i>Steindachneridion melanodermatum</i> (Garavello, 2005)	EN	8	1	2	0	0
<i>Steindachneridion parahybae</i> (Steindachner, 1877)	EN	10	0	0	0	0
<i>Steindachneridion scriptum</i> (Miranda Ribeiro, 1918)	EN	23	418	211	0	10
<i>Lophiosilurus alexandri</i> (Steindachner, 1876)	VU	6	571	270	0	46

<i>Chasmocranus brachynema</i> (Gomes & Schubart, 1958)	EN	6	43	26	1	0
<i>Taunayia bifasciata</i> (Eigenmann & Norris, 1900)	VU	6	23	16	0	0
<i>Ancistrus minutus</i> (Fisch-Muller, Mazzoni & Weber, 2001)	EN	12	0	0	0	0
<i>Baryancistrus longipinnis</i> (Kindle, 1895)	CR	26	23	0	0	0
<i>Baryancistrus niveatus</i> (Castelnau, 1855)	CR	40	23	0	0	0
<i>Hemiancistrus megalopteryx</i> (Cardoso, 2004)	EN	6	0	0	0	0
<i>Hopliancistrus tricornis</i> (Isbrücker & Nijssen, 1989)	EN	26	8	2	0	0
<i>Hypancistrus zebra</i> (Isbrücker & Nijssen, 1991)	CR	16	12	2	0	0
<i>Leporacanthicus joselimai</i> (Isbrücker & Nijssen, 1989)	VU	7	0	0	0	0
<i>Lithoxus lithoides</i> (Eigenmann, 1912)	VU	9	0	0	0	0
<i>Parancistrus nudiventris</i> (Rapp Py-Daniel & Zuanon, 2005)	VU	6	0	0	0	0
<i>Pareiorhaphis nasuta</i> (Pereira, Vieira & Reis, 2007)	CR	7	151	88	0	0
<i>Peckoltia compta</i> (de Oliveira, Zuanon, Rapp Py-Daniel & Rocha, 2010)	EN	8	0	0	0	0
<i>Peckoltia snethlageae</i> (Steindachner, 1911)	EN	15	0	0	0	0
<i>Pogonopoma obscurum</i> (Quevedo & Reis, 2002)	EN	17	57	20	0	0
<i>Pogonopoma parahybae</i> (Steindachner, 1877)	EN	15	0	0	0	0
<i>Scobinancistrus aureatus</i> (Burgess, 1994)	VU	27	0	0	0	0
<i>Scobinancistrus pariolispos</i> (Isbrücker & Nijssen, 1989)	VU	6	31	0	0	0
<i>Megadontognathus kaitukaensis</i> (Campos-da-Paz, 1999)	VU	6	0	0	0	0

Cyprinodontiformes

<i>Austrolebias juanlangi</i> (Costa, Cheffe, Salvia & Litz, 2006)	CR	6	9	3	0	0
<i>Austrolebias periodicus</i> (Costa, 1999)	VU	7	0	0	0	0
<i>Cynopoecilus intimus</i> (Costa, 2002)	CR	6	0	0	0	0
<i>Jenynsia diphyes</i> (Lucinda, Ghedotti & da Graça, 2006)	EN	6	0	0	0	0

Com relação a área de distribuição das espécies de peixes ameaçados de extinção do Brasil para o presente, foi verificado o predomínio daquelas com distribuição mais restrita (até 500 células) (Figura 3A). Para as projeções futuras, nota-se um aumento relevante do número

de espécies que sofrerão uma redução da área de distribuição, em direção ao cenário pessimista de 2080 (Figura 3 B, C, D e E).

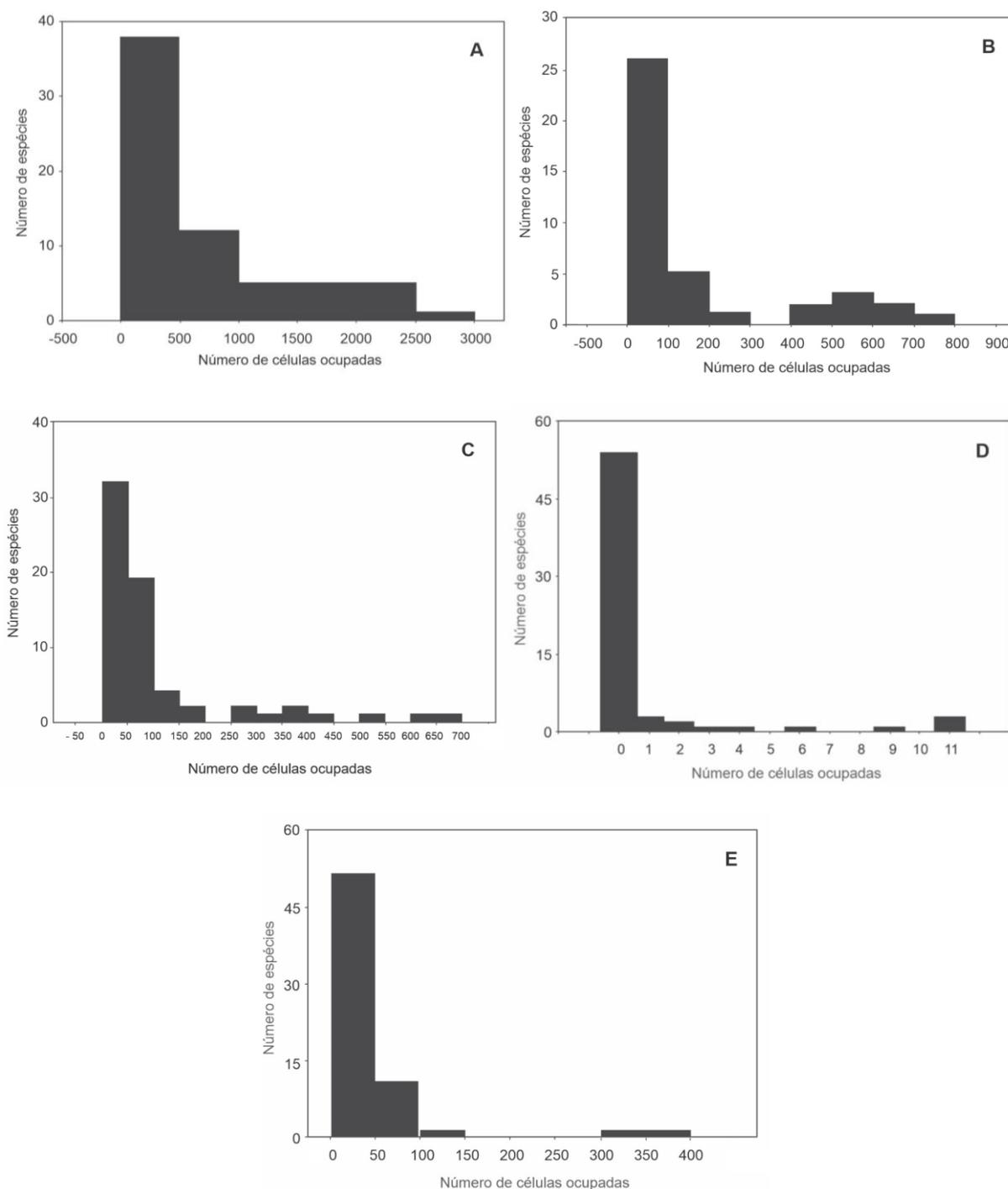
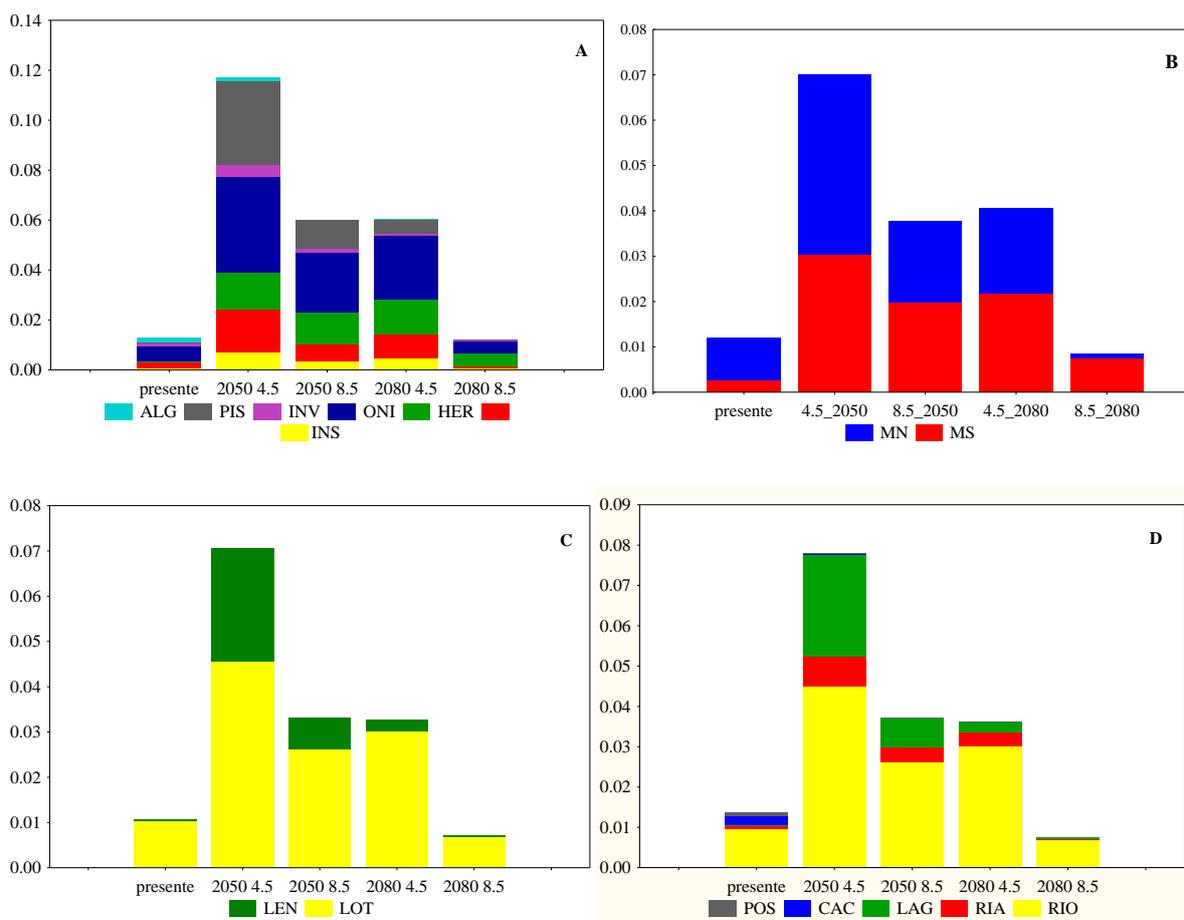


Figura 3. Mudanças projetadas no tamanho do range das espécies de peixes ameaçadas do Brasil, devido às mudanças climáticas futuras (A = presente, B = 4.5 2050, C = 8.5 2050, D = 4.5 2080, E= 8.5 2080). O tamanho da área de distribuição corresponde ao número de células ocupadas por cada uma das espécies.

2.3.1 Características ecológicas

Os resultados obtidos através do IndVal evidenciaram uma redução na contribuição de todos os características ecológicas nos tempos futuros (2050 e 2080) e cenários (4.5 e 8.5) em relação ao presente ($p < 0.05$) (Fig. 4, Tabela 2). As características mais afetados foram a dieta algívora (Fig. 4A, Tabela 2), *habitat* de poço e cachoeira (Fig. 4D, Tabela 2) e fecundação interna (Fig. 4E, Tabela 2). A dieta algívora é projetada para tornar-se ausente nos cenários pessimistas de 2050 e 2080. *Habitats* de poço e cachoeira estiveram presentes apenas no cenário atual. Já para fecundação interna, o traço teve uma abrupta redução no cenário pessimista de 2050 e desaparecimento em 2080.



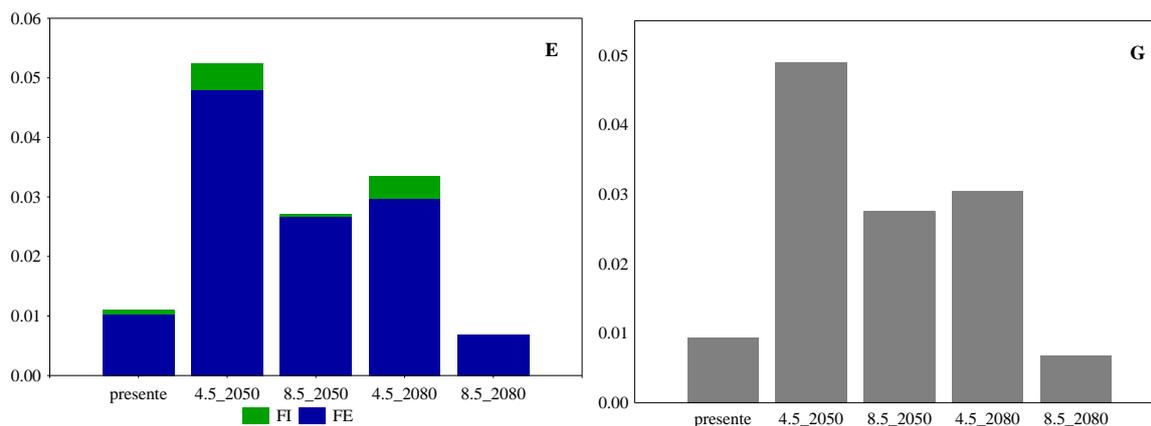


Figura 4. Índice de espécies indicadoras (IndVal) para características das espécies em diferentes anos (2050 e 2080) e cenários (4.5 e 8.5) para ao Brasil. A= Dieta (ALG=Algívoro, PIS=Piscívoro, INS = Insetívoro, ONI= Onívoro, HER= Hervívoro, DET= Detritívoro, INV=Invertívoro). B= Migração (MS=Migrador, MN= não migrador); C= Tipo de corpo aquático (LEN= Lêntico, LOT=Lótico); D=*habitat* (POS= poço, CAC= cachoeira, LAG= Lagoa, RIA= Riacho, RIO= Rio); E= Fecundação (FE= Fecundação externa, FI= Fecundação interna); G= Tamanho corporal

Tabela 2. Índice de espécies indicadoras (IndVal) para as características em diferentes cenários. Nível de significância adotado = $p < 0.05$. ALG=Algívoro, PIS=Piscívoro, INS = Insetívoro, ONI= Onívoro, HER= Hervívoro, DET= Detritívoro, INV=Invertívoro, MS=Migrador, MN= não migrador, LEN= Lêntico, LOT=Lótico, POS= poço, CAC= cachoeira, LAG= Lagoa, RIA= Riacho, RIO= Rio, FE= Fecundação externa, FI= Fecundação interna, G= Tamanho corporal

	Current	2050_45	2050_85	2080_45	2080_85	p-value
INS	0.00056	0.00669	0.00326	0.00426	0.00055	0.001
DET	0.00218	0.01740	0.00661	0.00989	0.00045	0.001
HER	0.00037	0.01451	0.01279	0.01392	0.00525	0.001
ONI	0.00612	0.03831	0.02397	0.02532	0.00503	0.001
INS	0.00106	0.00478	0.00158	0.00101	0.00014	0.001
PIS	0.00048	0.03393	0.01161	0.00560	0.00049	0.001
ALG	0.00187	0.00145	0.00001	0.00023	0.00000	0.001
MS	0.00257	0.03021	0.01967	0.02160	0.00725	0.001

MN	0.00945	0.03987	0.01802	0.01892	0.00124	0.001
LOT	0.01018	0.04549	0.02596	0.03006	0.00662	0.001
LEN	0.00046	0.02508	0.00708	0.00250	0.00045	0.001
RIO	0.00936	0.04481	0.02603	0.03005	0.00668	0.001
RIA	0.00081	0.00738	0.00374	0.00325	0.00021	0.001
LAG	0.00015	0.02525	0.00719	0.00267	0.00047	0.001
CAC	0.00232	0.00014	0.00000	0.00000	0.00000	0.001
POS	0.00095	0.00042	0.00004	0.00009	0.00000	0.002
N	0.00919	0.04681	0.02673	0.02931	0.00685	0.001
S	0.00302	0.00795	0.00172	0.00329	0.00009	0.001
FE	0.01023	0.04788	0.02656	0.02962	0.00677	0.001
FI	0.00077	0.00452	0.00049	0.00377	0.00000	0.001
LT	0.00936	0.04896	0.02751	0.03038	0.00679	0.001

2.4 Discussão

O clima tem sido o principal direcionador das mudanças na distribuição das espécies nos últimos 50 mil anos (Lorenzen et al. 2011). Nesse sentido, as predições dos modelos de nicho ecológico (ENMs) têm sido fundamental na avaliação dos impactos futuros sobre a biodiversidade (Loyola et al. 2012; Thuiller et al. 2011), incluindo organismos de água doce (Booth et al. 2011; Biswas et al. 2017; Lopes et al. 2017; de Oliveira et al. 2019; Ruaro et al. 2019).

Alguns estudos abordaram impactos de mudança climática sobre a biodiversidade global, desenvolvidos por meio de ENM, apontaram que, 15% a 37% das espécies da Terra estão potencialmente “comprometidas com a extinção” até 2050 (Thomas et al. 2004; Ferro et

al. 2014). Com essa mesma abordagem, os resultados desse estudo mostram que as mudanças climáticas limitarão a distribuição de espécies de peixes ameaçados do Brasil, através de retrações acentuadas do seu *range* no futuro, tanto em cenário moderado quanto pessimista. Esse resultado está alinhado com as mudanças para outros grupos biológicos não ameaçados, como no caso de mamíferos (Hidasi-Neto et al 2019), aves, anfíbios, répteis (Diniz-Filho et al. 2009; Lawler et al. 2009) e plantas (Simon et al. 2013; Zwiener et al. 2018).

Vulnerabilidade e diminuição do *range* das espécies frente às mudanças climáticas deve decorrer da inabilidade (adaptação) das espécies as novas condições climáticas, bem como do não atendimento de requerimentos ambientais específicos, determinadas pelas novas condições climáticas, que influenciam a efetividade de suas respostas adaptativas ao meio (Ficke et al. 2007; Heino et al. 2009; Pecl et al. 2017; Foden et al 2018). De acordo com de Oliveira and Goulart (2000), os requerimentos específicos geralmente estão relacionados aos próprios atributos do *habitat*, como por exemplo, disponibilidade de alimento e espaço e condições químicas e físicas do ambiente, principalmente a concentração de oxigênio dissolvido e temperatura. Quando as mudanças resultam em oscilações das condições ambientais fora dos limites de tolerância de uma dada espécie, uma área antes considerada ótima, passa a apresentar condições impróprias aos organismos dessa espécie, podendo levar a sua letalidade, penalizando principalmente aquelas que não conseguem realizar migrações (Ficke et al. 2007).

Além da retração do *range* de distribuição das espécies, os resultados evidenciaram a importância das bacias La Plata e Atlântico Leste para a manutenção das espécies de peixes ameaçadas de extinção do Brasil nos cenários futuros de alteração climática. Entretanto, a bacia do La Plata é a mais impactada da América Latina em termos de espécies invasoras (Gubiani et al. 2018) e de uso e ocupação do solo (de Vasconcelos et al 2014). Além do que,

esta bacia lidera o rank das usinas hidrelétricas em operação no Brasil (Agostinho et al. 2008; Britto & Carvalho 2013; Tófoli 2015), com inúmeras barragens fragmentando a paisagem fluvial e regulando o ciclo hidrológico do rio principal e de tributários. Ademais, o rio Tietê drena os maiores centros urbanos e industriais da América Latina e encontra-se tão seriamente contaminado por esgoto bruto e outros efluentes que em alguns trechos urbanos é considerado praticamente morto (Reis et al. 2016), apontando uma alta concentração de mercúrio em peixes da região (Furlan et al. 2018). Assim, este conjunto de impactos e degradações faz com que a capacidade da bacia do La Plata de abrigar um grande número de espécies ameaçadas em um contexto climático seja prejudicada. A mesma explicação pode ser aplicada à bacia do Atlântico Leste que também apresenta alto nível de degradação, visto que comporta também grandes centros urbanos e industriais.

Bailly (prelo) salienta a importância da Bacia La Plata, especialmente no Alto Rio Paraná como um importante refúgio climático para a conservação de espécies migradoras de peixes, especialmente nos rios Tietê, Paranapanema, Ivaí e Piquiri. Assim, considerando o alto impacto antropogênico nessa bacia, bem como a alta taxa de espécies ameaçadas de peixes, fica claro a importância de medidas efetivas de manejo para conservação no contexto de políticas públicas. Essas, no entanto, devem ter como foco a biota aquática, dado que na maioria das vezes elas são baseadas na biota terrestre (Fagundes et al. 2016; Frederico et al. 2018; Azevedo-Santos et al. 2019). Nesse contexto, enfatizamos a necessidade de criação de novas Unidades de Conservação, especialmente nas bacias do La Plata e do Atlântico Leste, face da possível perda de mais da metade das espécies de peixes ameaçados até 2080, em ambos os cenários (moderado e pessimista).

Destacamos também a importância das bacias Amazônica, Tocantins-Araguaia e São Francisco para a conservação da riqueza de espécies ameaçadas do Brasil. De fato, essas

bacias merecem uma atenção especial por parte dos tomadores de decisão, devido ao fato de que vêm sofrendo, nas últimas décadas, diversas ameaças antrópicas. A bacia Amazônica apresenta o maior e mais complexo sistema fluvial de água doce do mundo (Goulding et al. 2003), além de ser detentora da maior diversidade de peixes do planeta (Albert et al. 2011), com aproximadamente 2.416 espécies (Lévêque et al. 2007). No entanto, esta diversidade está severamente ameaçada, principalmente nos Estados do Pará e Mato Grosso, como no Alto Tapajós (Teles Pires) e Xingu, além de Rondônia, como o rio Madeira, em virtude da proliferação de reservatórios hidrelétricos (Winemiller et al, 2016) e do uso e ocupação do solo (Davidson et al. 2012) como importantes fontes de perturbação nestas bacias.

Não menos importante, a bacia do Tocantins-Araguaia apresenta uma alta incidência de reservatórios (Medeiros et al. 2014), gerando severos impactos para espécies ameaçadas, como o caso das espécies *Brycon goulding* e *Mylesinus paucisquamatus*, pelo fato dos reservatórios interrompem as rotas de migração, controlando o fluxo hídrico (Agostinho et al. 2004; Britton et al. 2010). Outra bacia seriamente impactada é a do São Francisco, na qual vem sofrendo diversas intervenções humanas, como o uso e ocupação do solo, represamento (Casado et al. 2002; Holanda et al. 2008) e introdução de espécies (Becker et al. 2016).

Os resultados revelam também que as condições climático-ambientais adequadas para 85% das espécies aqui analisadas tendem a se alterar até 2080, o que implica na perda da totalidade da área de distribuição dessas espécies. Dentre os peixes ameaçados para os quais se projeta a perda da totalidade do seu *range*, podemos destacar o gênero *Brycon*, por conta das alterações antrópicas, como represamentos, destruição das matas ciliares, além de serem utilizadas na pesca comercial. As espécies desse gênero estão entre as mais ameaçadas do Brasil, devido as alterações antrópicas, tornando-se raros em centros mais industrializados (Godoy 1975; Tonella et al. 2017)

Também merecem destaque algumas espécies do gênero *Apareiodon*, as quais tendem a perder 100% da adequabilidade ambiental para sua ocorrência já no cenário moderado de 2050. Dentre os Siluriformes, 51% das espécies terão 100% do seu range perdido, em todos os cenários de mudanças climáticas, podemos destacar três espécies de *Pimelodus* que apresentam áreas de distribuição mais restrita, como o caso de *P. halisodous*, *P. joanni*, *P. stewarti* por serem endêmicas da região do alto e médio rio Tocantins, com distribuição geográfica restrita. Estas têm apresentado, nos últimos anos declínio de suas populações, principalmente pelo represamento de rios da região (Machado et al. 2008), como por exemplo, represamentos do alto e médio rio Tocantins pelos reservatórios de Serra da Mesa, Canabrava, Lajeado, Estreito São Salvador e Peixe Angical.

Ainda, houve uma diminuição acentuada ou até mesmo perda de algumas características ecológicas pela perda de algumas espécies frente às mudanças climáticas, com destaque para a aquelas com hábito alimentar algívoro, fecundação interna e que vivem em águas lólicas de cachoeiras. Estes resultados corroboram com as descobertas mais recentes de que espécies com hábitos especialistas serão mais impactadas pelas mudanças climáticas (Buckley & Kingsolver 2011; Chevalier et al. 2018). Dessa forma, espécies mais especializadas e com baixas densidades populacionais como se espera das ameaçadas, apresentam um maior risco de extinção (Davies et al. 2004), quando comparadas às generalistas. Os onívoros, por exemplo apresentam elevada plasticidade alimentar, sendo mais aptos a alterar suas dietas de acordo com a disponibilidade local de recursos (Tonella et al. 2018), mostrando uma melhor performance para mudança do *range*, posto que, além da mudança da sua distribuição geográfica, podem requerer mudança também dos seus traços funcionais (Chevalier et al. 2018).

Se determinados características ecológicas são eliminados com as espécies frente às mudanças climáticas, então, não teremos apenas perda de espécies, mas mudanças no funcionamento dos ecossistemas (Lavorel & Garnier 2002; Larsen et al. 2005; Petchey & Gaston 2006). A perda de espécies especialistas, dependendo do nível trófico, pode influenciar processos ecossistêmicos, pois podem controlar populações de predadores ou presas e manter a integridade do ecossistema (Williams et al. 2010). Dessa forma, a avaliação dos efeitos das mudanças climáticas baseadas em traços pode ser usada para identificar perdas de funções ecossistêmicas (Comte & Olden, 2018).

Como evidenciado nos resultados, espécies sensíveis às mudanças climáticas nesse estudo foram caracterizadas por um menor tamanho corporal e uma menor capacidade de dispersão (espécies não migradoras). Essas características são bem reconhecidas como preditoras da suscetibilidade de peixes às mudanças climáticas (Radinger & Wolter 2014; Radinger et al. 2017), visto que, peixes que possuem pequeno tamanho corporal são suscetíveis às ações antrópicas (Castro & Polaz 2021) e estocasticidade ambiental Chevalier et al. 2018).

O fato de não ser dada a devida atenção a espécies ameaçadas, como o caso da Portaria 445/2014-MMA, a qual foi suspensa liminarmente por diversas vezes, correndo o risco de ser extinta pelo Ministro do Meio Ambiente. Assim, centenas de espécies de peixes ameaçados do Brasil podem perder o status de “ameaçadas”, que lhes confere proteção legal não só da pesca, mas de qualquer atividade potencialmente impactante à sua sobrevivência (Pelicice et al. 2017). Dessa forma, compreender a vulnerabilidade das espécies de peixes às mudanças climáticas é, portanto, de fundamental importância para uma correta avaliação da eficiência das legislações vigentes em garantir uma integridade ambiental mínima que viabilize a ocorrência de espécies ameaçadas, principalmente, em virtude dos efeitos antrópicos já

vigentes, como a expansão da urbanização, construção de hidrelétricas, esgotos domésticos, agricultura e pecuária.

2.5 Conclusão

Os resultados evidenciaram sérios impactos das mudanças climáticas futuras sobre as espécies ameaçadas de peixes do Brasil. Face a esses resultados, sugerimos o desenvolvimento de estratégias mais eficazes de conservação da biodiversidade, como por exemplo, (i) considerar como áreas prioritárias para conservação aquelas indicadas como de alta riqueza de espécies pelos modelos climático em cenários futuros, e (ii) aproximação entre os setores governamental e científico para que medidas mitigatórias com maior embasamento técnico e mais eficientes sejam adotadas. Estratégias eficazes para conservar as espécies de peixes ameaçadas são imprescindíveis, visto as previsões de perda da adequabilidade ambiental para mais da metade das espécies de peixes ameaçados já em 2050. Embora a diminuição da área de distribuição da espécie não implica necessariamente em extinção, é importante enfatizar que a perda severa de adequabilidade climático-ambiental leva as espécies a enfrentarem condições desfavoráveis continuamente. Embora haja evidências de que espécies podem se adaptar em algum grau às mudanças climáticas (Thuiller et al. 2013) destaca-se que, fora de seus limites de tolerância os custos metabólicos são altíssimos, gerando efeitos negativos na sua persistência (Mee et al. 2016) o que pode levar ao seu desaparecimento ao longo do tempo (Thomas et al. 2004; Ferro et al. 2014).

As altas taxas de peixes ameaçados estimulam demandas urgentes por um planejamento proativo para a conservação, tendo em vista que, o Brasil é signatário de diversos tratados internacionais para a redução da perda da biodiversidade, como a Convenção

sobre Diversidade Biológica (CDB) e os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Dessa forma, a abordagem apresentada neste estudo pode ser considerada como promissora, podendo ser utilizada como ferramenta para avaliar bacias hidrográficas, grupo de espécies, e traços mais suscetíveis às mudanças climáticas, sendo um grande progresso em direção às metas internacionais de conservação da biodiversidade.

REFERÊNCIAS

Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC. 2008. Dams and the fish fauna of the neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* **68**:1119–1132 DOI: 10.1590/S1519-69842008000500019.

Agostinho AA, Thomaz SM, Gomes LC. 2004. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrology & Hydrobiology* **4**: 255–256.

Alahuhta J, Erős T, Kärnä OM, Soininen J, Wang J, Heino J. 2018. Understanding environmental change through the lens of trait-based, functional and phylogenetic biodiversity in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews* **27**(2) DOI: 10.1139/er-2018-0071.

Albert JS, Reis R. 2011. *Historical biogeography of Neotropical freshwater fishes*. University of California Press, Berkeley.

Allouche O, Tsoar A, Kadmon R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43:1223–1232. DOI: 0.1111/j.1365-2664.2006.01214.x.

Araújo MB, New M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 43–47 DOI: 10.1016/j.tree.2006.09.010.

Azevedo-Santos VM, et al. 2019. Protected areas: a focus on Brazilian freshwater biodiversity. *Diversity and Distributions* 25(3): 442–448 DOI: 10.1111/ddi.12871.

Barbet-Massin M, Jetz W. 2015. The effect of range changes on the functional turnover, structure and diversity of bird assemblages under future climate scenarios. *Global Change Biology* 21: 2917–2928 DOI: doi.org/10.1111/gcb.12905.

Bascompte J, García MB, Ortega R, Rezende EL, Pironon S. 2019. Mutualistic interactions reshuffle the effects of climate change on plants across the tree of life. *Science advances* 5(5) DOI: 10.1126/sciadv.aav2539.

Bailly D, Batista-Silva V, Cassemiro F, Lemes P, Graça W, Oliveira A, Couto E, Ferreira J, Ré R, Rangel T, Agostinho AA. Human-induced climate change will threaten unprotected freshwater fishery resources. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.

Bailly D, Cassemiro FAS, Winemiller KO, Diniz-Filho JAF, Agostinho AA. 2016. Diversity gradients of Neotropical freshwater fish: evidence of multiple underlying factors in human-modified systems. *Journal of Biogeography* **43**(8):1679-689 DOI: 10.1111/jbi.12749.

Becker B, Galhardo BDOS, Macedo DR, Hughes RM, Callisto M, Santos GB. 2016. Influence of limnological zones on the spatial distribution of fish assemblages in three Brazilian reservoirs. *Journal of limnology* **75**(1) DOI: 10.4081/jlimnol.2015.1266.

Bellard C, Bertelsmeier C, Leadley P, Thuiller W, Courchamp F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters* **15**:365–377 DOI: 10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x.

Bennett PM, Owens IPF. 1997. Variation in extinction risk among birds: chance or evolutionary predisposition? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **264**:401–408.

Biswas SR, Vogt RJ, Sharma S. 2017. Projected compositional shifts and loss of ecosystem services in freshwater fish communities under climate change scenarios. *Hydrobiologia* **799**: 135–149 DOI: 10.1007/s10750-017-3208-1.

Booth DJ, Bond N, Macreadie P. 2011. Detecting range shifts among Australian fishes in response to climate change. *Marine and Freshwater Research* **62**(9): 1027–1042 DOI: 10.1071/MF10270.

Brasil. 2014. Portaria MMA Nº 445, de 17 de dezembro de 2014. Reconhece espécies de peixes e invertebrados aquáticos da fauna brasileira ameaçados de extinção. Ministério do Meio Ambiente 18 de dez. 2014. Seção 01. Disponível em http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2014/p_mma_445_2014_lista_peixes_amea%C3%A7ados_extin%C3%A7%C3%A3o.pdf (acesso em Fevereiro 2017).

Britto SGC, Carvalho ED. 2013. Reproductive migration of fish and movement in a series of reservoirs in the Upper Paraná River basin, Brazil. *Fisheries Management and Ecology* **20**(5): 426-433. DOI: 10.1111/fme.12030.

Britton JR, Cucherousset J, Davies GD, Godard MJ, Copp GH. 2010. Non-native fishes and climate change: predicting species responses to warming temperatures in a temperate region. *Freshwater Biology* **55**:1130–1141. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2010.02396.x.

Busby JR. 1991. BIOCLIM: a bioclimatic analysis and prediction system. Pages 64–68 in Margules CR, Austin MP, editors. *Conservation: cost effective biological surveys and data analysis*. CSIRO Publishing, Melbourne.

Cabeza M, Moilanen A. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in ecology & evolution* **16**(5): 242–248 DOI: 10.1016/S0169-5347(01)02125-5.

Campos FS, Lourenço-de-Moraes R, Ruas DS, Mira-Mendes CV, Franch M, Llorente GA, Cabral P. 2020. Searching for Networks: Ecological Connectivity for Amphibians Under

Climate Change. *Environmental Management* **65**(1): 46–61 DOI: 10.1007/s00267-019-01240-0.

Cardillo M, Purvis A, Sechrest W, et al. 2004. Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *PLoS Biology* **2**:909–914 DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0020197>

Carpenter G, Gillison AN, Winter J. 1993. Domain: a flexible modeling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity Conservation* **2**: 667–680 DOI: 10.1007/BF00051966.

Carpenter SR, Stanley EH, Vander Zanden MJ. 2011. Freshwater ecosystems of the state of the world: physical, chemical and biological changes. *Annual Review of Environment and Resources* **36**(1): 75–99 DOI: 10.1146/annurev-environ-021810-094524.

Casado APB, Holanda FSR, Araújo Filho FAG, Yagui P. 2002. Bank erosion evolution in São Francisco River. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* **26**: 231–239 DOI: 10.1590/S0100-06832002000100024.

Castro R, Polaz CN. 2020. Small-sized fish: the largest and most threatened portion of the megadiverse neotropical freshwater fish fauna. *Biota Neotropica* **20**(1). DOI: 10.1590/1676-0611-bn-2018-0683.

Chevalier M, Comte L, Laffaille P, Grenouillet G. 2018. Interactions between species attributes explain population dynamics in stream fishes under changing climate. *Ecosphere* 9(1) DOI: 10.1002/ecs2.2061.

Comte L, Olden JD. 2018. Evidence for dispersal syndromes in freshwater fishes. *Proceeding of the Royal Society B: Biological Sciences* **285**(1871) DOI: 10.1098/rspb.2017.2214.

Comte L, Olden JD. 2017. Evolutionary and environmental determinants of freshwater fish thermal tolerance and plasticity. *Global Change Biology* **23**: 728–736 DOI:10.1111/gcb.13427 PMID: 27406402.

Comte L, Buisson L, Daufresne M, Grenouillet G. 2012. Climate-induced changes in the distribution of freshwater fish: observed and predicted trends. *Freshwater Biology* **58**(4): 625–639 DOI: 10.1111/fwb.12081.

Davidson EA, et al. 2012. The Amazon basin in transition. *Nature* **481**(7381): 321–328.

Davies KF, Margules CR, Lawrence JF. 2004. A synergistic effect puts rare, specialized species at greater risk of extinction. *Ecology* **85**(1): 265-271. DOI: 10.1890/03-0110.

Dawson TP, Jackson ST, House JJ, Prentice IC, Mace GM. 2011. Beyond predictions: biodiversity conservation in a changing climate. *Science* **332**: 53–58 DOI: 10.1126/science.1200303.

Diele-Viegas LM, Figueroa RT, Vilela B, Rocha CFD. 2020. Are reptiles toast? A worldwide evaluation of Lepidosauria vulnerability to climate change. *Climatic Change* **159**(12): 1–19 DOI: 10.1007/s10584-020-02687-5.

Diniz-Filho JAF, Bini LM, Rangel TF, Loyola RD, Hof C, Nogués-Bravo D, Araújo MB. 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography* **32**(6): 897–906 DOI: 10.1111/j.1600-0587.2009.06196.x

Duca C, Yokomizo H, Marini M, Possingham H. 2009. Cost-efficient conservation for the white-banded tanager (*Neothraupis fasciata*) in the Cerrado, central Brazil. *Biological Conservation* **142**(3): 563–574 DOI: 10.1016/j.biocon.2008.11.010.

Dudgeon D, et al. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* **81**(2): 163–182 DOI: 10.1017/S1464793105006950.

Dufrêne M, Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67**(3): 345–366.

Eschmeyer WN, Fricke R, van der Laan R. 2018. Catalog of fishes: Genera, Species,

References. Disponível em:

<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. (acesso em Janeiro 2018).

Fagundes CK, Vogt RC, De Marco Jr. P. 2016. Testing the efficiency of protected areas in the Amazon for conserving freshwater turtles. *Diversity and Distributions* **22**: 123–135 DOI: 10.1111/ddi.12396.

Faleiro FV, Machado RB, Loyola RD. 2013. Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. *Biological Conservation* **158**: 248–257 DOI: 10.1016/j.biocon.2012.09.020.

Ferro VG, Lemes P, Melo AS, Loyola R. 2014. The reduced effectiveness of protected areas under climate change threatens Atlantic forest tiger moths. *Plos One* **9**: 1–10 DOI: 10.1371/journal.pone.0107792.

Ficke AD, Myrick CA, Hansen LJ. 2007. Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **17**(40): 581–613 DOI: 10.1007/s11160-007-9059-5.

Foden WB, Young BE, Akçakaya HR, Garcia RA, Hoffmann AA, Stein BA, Floeter SR, Bender MG, Siqueira AC, Cowman PF. 2018. Phylogenetic perspectives on reef fish functional traits. *Biological Reviews* **93**: 131–151 DOI: 10.1111/brv.12336.

Frederico RG, Zuanon J, De Marco Jr. P. 2018. Amazon protected areas and its ability to protect stream-dwelling fish fauna. *Biological Conservation* **219**: 12–19.

Furlan N, Quinágua GA, Esteves KE, Osti JAS, Lamparelli MC. 2018. Benthic fish blood as a biomarker for recent exposure to Mercury. *Limnetica* **37**(1): 129–143.

Garcia RA, Burgess ND, Cabeza M, Rahbek C, Araújo MB. 2012. Exploring consensus in 21st century projections of climatically suitable areas for African vertebrates. *Global Change Biology* **18**: 1253–1269 DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02605.x.

Godoy MP. 1975. Peixes do Brasil, subordem Characoidei: bacia do rio Mogí Guassú. 1st edition. Editora Franciscana, Piracicaba.

Goulding M, Barthem RB, Ferreira EJJ. 2003. The Smithsonian Atlas of the Amazon. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

Gower JC. 1971. A general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics*, **27**(4): 857–871.

Gregório RT. 2018. Estudo da Usina Hidrelétrica do Manso: programas de monitoramento. [Unpublished monography]. Universidade Federal de Mato Grosso.

Gubiani ÉA, Ruaro R, Ribeiro VR, Eichelberger ACA, Bogoni RF, Lira A, Cavalli D, Piana PA, da Graça WJ. 2018. Non-native fish species in Neotropical freshwaters: how did they arrive, and where did they come from? *Hydrobiologia* **817**(1): 57–6 DOI: 10.1007/s10750-018-3617-9.

Hannah L, Midgley G, Andelman S, Araújo M, Hughes G, Martinez-Meyer E, Pearson R, Williams P. 2007. Protected area needs in a changing climate. *Front Ecol Environ*, **5**(3): 131–138.

Harrod C. 2016. Climate change and freshwater fisheries. Pages 641–694 in Craig JF, editor. *Freshwater Fisheries Ecology*. John Wiley & Sons, Nova Iorque.

Hasumi H, Emori S. 2004. K-1 Coupled GCM (MIROC) Description, K-1 Technical Report No. 1, CCSR, NIES and FRCGC. Disponível em <http://www.ccsr.tokyo.ac.jp/kyosei/hasumi/MIROC/techrepo.pdf>] 34 p. (acesso em Maio 2018).

Heino J, Virkkala R, Toivone H. 2009. Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Reviews* **84**: 39–54 DOI: 10.1111/j.1469-185X.2008.00060.x.

Hernandez PA, Graham CH, Master LL, Albert DL. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* **29**: 773–785 DOI: 10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x.

Hidasi-Neto J, Joner DC, Resende F, de Macedo Monteiro L, Faleiro FV, Loyola RD, Cianciaruso MV. 2019. Climate change will drive mammal species loss and biotic homogenization in the Cerrado Biodiversity Hotspot. *Perspectives in Ecology and Conservation* **17**(2): 57–63 DOI: 10.1016/j.pecon.2019.02.001.

Hirzel AH, Hausser J, Chessel D, Perrin N. 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* **83**(7): 2027–2036 DOI: 10.1890/0012-9658(2002)083[2027:ENFAHT]2.0.CO;2.

Holanda FSR, Rocha IP, Oliveira VS. 2008. Estabilização de taludes marginais com técnicas de bioengenharia de solos no Baixo São Francisco. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* **12**: 570–575 DOI: 10.1590/S1415-43662008000600002.

Hughes L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology & Evolution* **15**(2): 56–61 DOI: 10.1016/S0169-5347(99)01764-4.

IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Pachauri RK, Meyer LA editores. IPCC, Geneva, Switzerland, 1–151.

IUCN, 2016. *IUCN Red Lista de Ameaçadas Espécies.* Disponível em <http://www.redlist.org>. (acesso em 10 Maio 2017).

Kalinkat G, Cabral JS, Darwall W, Ficetola GF, Fisher JL, Giling, DP, Jarić I 2017. Flagship umbrella species needed for the conservation of overlooked aquatic biodiversity. *Conservation Biology* **31**(2): 481-485. DOI: 10.1111/cobi.12813.

Larsen TH, Williams NM, Kremen C. 2005. Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. *Ecology Letters* **8**: 538–547 DOI: 10.1111/j.1461-0248.2005.00749.x.

Lavorel S, Garnier E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* **16**: 545–556 DOI: 10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x.

Lawler JJ, Shafer SL, White D, Kareiva P, Maurer EP, Blaustein AR, Bartlein PJ. 2009. Projected climate-induced faunal change in the Western Hemisphere. *Ecology* **90**(3): 588–597 DOI: 10.1890/08-0823.1.

Lemes P, Loyola RD. 2013. Accommodating Species Climate-Forced Dispersal and Uncertainties in Spatial Conservation Planning. *Plos One* **8**(1) DOI: 10.1371/journal.pone.0054323.

Levêque C, Oberdorff T, PAUGy D, Stiassny MLJ, Tedesco PA. 2007. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. In *Freshwater animal diversity assessment* (pp. 545-567). Springer, Dordrecht.

Lopes TM, Bailly D, Almeida BA, Santos NC, Gimenez BC, Landgraf GO, Diniz-Filho JA. 2017. Two sides of a coin: Effects of climate change on the native and non-native distribution of *Colossoma macropomum* in South America. *Plos One* **12**(6) DOI: 10.1371/journal.pone.0179684.

Loreau M, Oteng-Yeboah A, Arroyo MT, Babin D, Barbault R, Donoghue M, Ma K. 2006. Diversity without representation. *Nature* **442**(7100): 245 DOI: 10.1038/442245a.

Lorenzen ED, Nogués-Bravo D, Orlando L, Weinstock J, Binladen J, Marske KA, Ho SY. 2011. Species-specific responses of Late Quaternary megafauna to climate and humans. *Nature* **479**(7373): 359 DOI: 10.1038/nature10574.

Lourenço-de-Moraes R, Campos FS, Ferreira RB, Solé M, Beard KH, Bastos RP. 2019. Back to the future: conserving functional and phylogenetic diversity in amphibian-climate refuges. *Biodiversity and Conservation* **28**(5): 1049-1073. DOI: 10.1007/s10531-019-01706-x

Loyola RD, Lemes P, Faleiro FV, Trindade-Filho J, Machado RB. 2012. Severe Loss of Suitable Climatic Conditions for Marsupial Species in Brazil: Challenges and Opportunities for Conservation. *Plos One* **7** DOI: 10.1371/journal.pone.0046257.

Machado ABM, Drumond GM, Paglia AP. 2008. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Fundação Biodiversitas, Brasília.

Markovic D, Carrizo SF, Kärcher O, Walz A, David JNW. 2017. Vulnerability of European freshwater catchments to climate change. *Global Change Biology* **23**: 3567–3580 DOI: 10.1111/gcb.13657.

Medeiros ER, Pelicice FM, Agostinho CS, Marques EE. 2014. Short-term changes in energy allocation by Hemiodontidae fish after the construction of a large reservoir (Lajeado Dam, Tocantins River). *Neotropical Ichthyology* **12**(3): 649–658 DOI: 10.1590/1982-0224-20130186.

Mee JA, Robins GL, Post JR. 2016. Patterns of fish species distributions replicated across three parallel rivers suggest biotic zonation in response to a longitudinal temperature gradient. *Ecology of freshwater fish* **27**(1): 44–61 DOI: 10.1111/eff.12322.

Michener W, Blood E, Bildstein K, Brinson M, Gardner L. 1997. Climate change, hurricanes and tropical storms, and rising sea level in coastal wetlands. *Ecological Applications* **7**(3): 770–801 DOI: 10.1890/1051-0761(1997)007[0770:CCHATS]2.0.CO;2.

Oliveira EF, Goulart E. 2000. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. *Acta Scientiarum* **22**:445–453 DOI: 10.4025/actasciobiolsci.v22i0.2963.

de Oliveira AG, Bailly D, Cassemiro FA, Couto EV, Bond N, Gilligan D, Rangel TF, Agostinho AA, Kennard MJ. 2019. Coupling environment and physiology to predict effects of climate change on the taxonomic and functional diversity of fish assemblages in the Murray-Darling Basin, Australia. *Plos One* **14**(11) DOI: 10.1371/journal.pone.0225128.

Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) Acesso em junho de 2017> <http://www.fao.org/geonetwork/srv/en/main.home?uuid=d47ba28e-31be-470d-81cf-ad3d5594fafd>.

Overton JM, Stephens RTT, Leathwick JR, Lehmann A. 2002. Information pyramids for informed biodiversity conservation. *Biodiversity Conservation* **11**: 2093–2116 DOI: 10.1023/A:1021386426790.

Parmesan C, Yohe G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* **421**(2): 37–42 DOI: 10.1038/nature01286.

Parmesan C. 2006 Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **37**: 637–669 DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100.

Pearson RG, Raxworthy CJ, Nakamura M, Townsend PA. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* **34**: 102–117 DOI: 10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x.

Pecl GT, et al. 2017. Biodiversity redistribution under climate change: impacts on ecosystems and human well-being. *Science* **355** DOI: 10.1126/science.aai9214.

Pelicice FM, Azevedo-Santos VM, Vitule JRS, Orsi ML, Lima-Junior DP, Magalhães ALB, Pompeu PS, Petreire Jr. M, Agostinho AA. 2017. Neotropical freshwater fishes imperiled by unsustainable policies. *Fish and Fisheries* **18**:1119–1133 DOI: 10.1111/faf.12228.

Petchey OL, Gaston KJ. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* **9**: 741–758 DOI: 10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x.

Peterson AT, Soberón, J. 2012 Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. *Natureza & Conservação* **10**: 102–107 DOI: 10.4322/natcon.2012.019.

Peterson TC, Connolley WM, Fleck J. 2008. The myth of the 1970s global cooling scientific consensus. *Bulletin of the American Meteorological Society* **89**: 1325–1337. DOI: 10.1175/2008BAMS2370.1

Petitpierre B, Broennimann O, Kueffer C, Daehler C, Guisan A. 2017. Selecting predictors to maximize the transferability of species distribution models: lessons from cross-continental plant invasions. *Global Ecology and Biogeography* **26**: 275–287 DOI: 10.1111/geb.12530.

Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling* **190**: 231-259. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026.

Pillar VD, Duarte LS, Sosinski RR, Joner F. 2009. Discriminating traitconvergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. *Journal of Vegetation Science* **20**: 334–348. DOI: 10.1111/j.1654- 1103.2009.05666.x.

Pounds AJ, Bustamante MR, Coloma LA, Consuegra JA, Fogden MPL, Foster PN. 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature* **439**:161–167. DOI: 10.1038/nature04246.

QGIS Geographic Information System. 2019. Disponível em <http://qgis.osgeo.org> (acesso em 02 Fevereiro 2019).

R Development Core Team. 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Disponível em <http://www.r-project.org/>. (acesso em 10 Fevereiro 2019).

Radinger J, Essl F, Hölker F, Horký P, Slavík O, Wolter C. 2017. The future distribution of river fish: the complex interplay of climate and land use changes, species dispersal and movement barriers. *Global Change Biology* **23**: 4970–4986 DOI: 10.1111/gcb.13760.

Radinger J, Wolter C. 2014. Patterns and predictors of fish dispersal in rivers. *Fish and fisheries* **15**(3): 456-473. DOI: 10.1111/faf.12028.

Reis RE, Albert JS, Di Dario F, Mincarone MM, Petry P, Rocha LA. 2016. Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology* **89**:12-47, 2016. DOI: 10.1111/jfb.13016.

Ruaro R, Conceição EO, Silva JC, Cafofo EG, Angulo-Valencia MA, Mantovano T, Moresco GA. 2019 Climate change will decrease the range of a keystone fish species in La Plata River Basin, South America. *Hydrobiologia* **836**: 1–19 DOI: 10.1007/s10750-019-3904-0.

Sala OE. et al. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287**(5459): 1770– 1774 DOI: 10.1126/science.287.5459.1770.

Simon LM, Oliveira G, Barreto BS, Nabout JC, Rangel TFLVB, Diniz-Filho JAF. 2013. Effects of global climate changes on geographical distribution patterns of economically important plant species in Cerrado. *Revista Arvore* **37**: 267–274, DOI: 10.1590/S0100-67622013000200008.

Soberón J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters* **10**: 1115–1123 DOI: 10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x.

StatSoft, Inc. 2003. STATISTICA Version 6.1. Tulsa, OK: StatSoft Corp.

Stockwell DRB, Peters D. 1999. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science* **13**: 143–158 DOI: 10.1080/136588199241391.

Swaminathan S. 2019. Impact of Climate Change on Insect Pollination. *Management Research* **1**(01), 1–12.

Terribile LC, Diniz-Filho JAF. 2010. How many studies are necessary to compare niche-based models for geographic distributions? Inductive reasoning may fail at the end. *Brazilian Journal of Biology* **70**: 263-269. DOI: 10.1590/S1519 69842010000200005.

Thomas CD, et al. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* **427**: 145–148 DOI: 10.1038/nature02121.

Thuiller W, Lavergne S, Roquet C, Boulangéat I, Lafourcade B, Araújo MB. 2011. Consequences of climate change on the tree of life in Europe. *Nature* **470**(7335): 531–4 DOI: 10.1038/nature09705.

Thuiller W, Münkemüller T, Lavergne S, Mouillot D, Mouquet N, Schiffrers K, Gravel D. 2013. A road map for integrating eco-evolutionary processes into biodiversity models. *Ecology letters* 16: 94-105. DOI: 10.1111/ele.12104.

Tóffoli RM. 2015. Mudanças climáticas e hidrelétricas: efeitos sinérgicos sobre peixes migradores do Brasil. 2015. [Unpublished doctoral thesis]. Universidade Estadual de Maringá.

Tonella LH, Fugi R, Vitorino OB, Suzuki HI, Gomes LC, Agostinho AA. 2018. Importance of feeding strategies on the long-term success of fish invasions. *Hydrobiologia* **817**(1): 239–252 DOI: 10.1007/s10750-017-3404-z.

Tonella LH, Dias RM., Vitorino OB, Fugi, R, Agostinho AA 2019. Conservation status and bio-ecology of *Brycon orbignyanus* (Characiformes: Bryconidae), an endemic fish species from the Paraná River basin (Brazil) threatened with extinction. *Neotropical Ichthyology* **17**(3) <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20190030>

Trape S. 2009. Impact of climate change on the relict tropical fish fauna of Central Sahara: threat for the survival of Adrar mountains fishes, Mauritania. *PLoS ONE* **4**:e4400 DOI: 10.1371/journal.pone.0004400.

de Vasconcelos ACF, Schlindwein SL, Lana MA, Fantini AC, Bonatti M, D'Agostini LR, Martins SR. 2014. Land use dynamics in Brazilian La Plata Basin and anthropogenic climate change. *Climatic change* **127**(1): 73–81 DOI: 10.4236/acs.2016.61001.

Veloz S, Salas L, Altman B, Alexander J, Jongsomjit D, Elliott N, Ballard G. 2015. Improving effectiveness of systematic conservation planning with density data. *Conservation Biology* **29**: 1217–1227 DOI: 10.1111/cobi.12499.

Vilmiet A, Alahuhta J, Hjort J, Kärnä OM, Leinonen K, Perez RM, Tolonen K, Tolonen KT, Heino J. 2017. Geography of global change and species richness in the North. *Environmental Reviews* **25**(2): 184–192. DOI: 10.1139/er-2016-0085.

Vörösmarty CJ, McIntyre PB, Gessner MO, Dudgeon D, Prusevich A, Green P, Glidden S, Bunn SE, Sullivan CA, Liermann CR, Davies, PM. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* **467**: 555–561. DOI: 10.1038/nature09440.

Warren R, VanDerWal J, Price J, Welbergen JA, Atkinson I, Ramirez V, Osborn TJ, Jarvis A, Shoo LP, Williams SE, Lowe J. 2013. Quantifying the benefit of early climate change mitigation in avoiding biodiversity loss. *Nature Climate Change* **3**: 678–682 DOI: 10.1038/NCLIMATE1887.

Wiens JJ. 2016. Climate-related local extinctions are already widespread among plant and animal species. *PLoS Biology* **14**(12) DOI: 10.1371/journal.pbio.2001104.

Williams NM, Crone EE, T'ai HR, Minckley RL, Packer L, Potts SG. 2010. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biological Conservation* **143**(10): 2280-2291 DOI: 10.1016/j.biocon.2010.03.024.

Woodward G, et al. 2016. The effects of climatic fluctuations and extreme events on freshwater ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **371** (1694) DOI: 10.1098/rstb.2015.0274.

Woodward G, Perkins DM, Brown LE. 2010. Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **365**(1549): 2093–2106 DOI: 10.1098/rstb.2010.0055.

Zwiener VP, Lira-Noriega A, Grady CJ, Padial AA, Vitule JRS. 2018. Climate change as a driver of biotic homogenization of woody plants in the Atlantic Forest. *Global Ecology and Biogeography* **27**: 298–309 DOI: 10.1111/geb.12695.

3 MUDANÇAS CLIMÁTICAS E PRIORIZAÇÃO ESPACIAL PARA A CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES DE PEIXES AMEAÇADAS DO BRASIL

RESUMO

Diversas estratégias de conservação têm sido desenvolvidas com o intuito de diminuir os impactos sobre a biodiversidade, entre as quais aquelas de seleção de áreas prioritárias para essas ações. No entanto, o delineamento de áreas protegidas raramente considera os requerimentos da biota de água doce e os efeitos das mudanças climáticas. Nesse sentido, esse estudo busca identificar lacunas na cobertura da atual rede de áreas protegidas do Brasil em relação aos peixes de água doce ameaçados de extinção, evidenciando áreas prioritárias para conservação dos mesmos em um contexto de mudanças climáticas. Aqui, evidenciamos áreas prioritárias para conservação das espécies ameaçadas de peixes de água doce frente às ações antrópicas. Constatamos que a maioria das áreas prioritárias encontram-se, principalmente, nas Bacias Tocantins-Araguaia, São Francisco, Atlântico Leste e na porção norte da Bacia La Plata. Os resultados também evidenciaram que 17.72% das Unidades de Conservação hoje existentes não são eficazes para a proteção de espécies de peixes de água doce ameaçadas. Esperamos que a proposta de análise apresentada possa contribuir para os esforços de conservação dessas espécies e na manutenção da biodiversidade.

Palavras-chaves: Peixes, espécies ameaçadas, Bacias Hidrográficas Brasileiras, planejamento de conservação espacial, mudanças climáticas.

3 CLIMATE CHANGE AND SPATIAL PRIORIZATION FOR THE CONSERVATION OF THREATENED FISH SPECIES IN BRAZIL

ABSTRACT

Several conservation strategies have been developed in order to reduce impacts on biodiversity, including those for selecting priority areas for these actions. However, the design of protected areas rarely considers the requirements of freshwater biota and the effects of climate change. In this sense, this study seeks to identify gaps in the coverage of the current network of protected areas in Brazil in relation to freshwater fish threatened with extinction, highlighting priority areas for their conservation in a context of climate change. Here, we highlight priority areas for the conservation of endangered species of freshwater fish in the face of anthropic actions. We found that most of the priority areas are found mainly in the Tocantins-Araguaia, São Francisco, East Atlantic Basins and in the northern portion of the La Plata Basin. Our results also showed that 17.72% of the Conservation Units that exist today are not effective for protecting endangered freshwater fish species. We hope that the analysis proposal presented can contribute to the conservation efforts of these species and the maintenance of biodiversity.

Keywords: Fish, Endangered species, Brazilian hydrographic basins, spatial conservation planning, Climate change.

3.1 Introdução

A Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) foi um dos principais acordos ambientais celebrados durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD), realizada no Rio de Janeiro em 1992, e que recomenda que os países signatários desenvolvam estratégias para a conservação da biodiversidade. Em resposta, conservacionistas têm desenvolvido diversas estratégias de priorização com o intuito de diminuir os impactos sobre a biodiversidade (eg., Olson & Dinerstein, 2002; Mittermeier et al. 2004). Neste sentido, as áreas protegidas (APs a seguir) se destacam como uma das principais intervenções para a conservação de ecossistemas e suas espécies em todo o mundo (Defries et al., 2005; Watson et al., 2014). A seleção de APs é usualmente baseada em padrões biogeográficos, considerando áreas de elevada diversidade biológica como prioritárias sob o ponto de vista da conservação (Mayers et al. 2000; Mittermeier et al. 2003; Whittaker et al. 2005; Brooks et al. 2006).

As áreas protegidas cobrem hoje aproximadamente 15,38% da superfície terrestre da Terra, e constituem-se em peça-chave para a conservação de espécies naturais (International Union for Conservation of Nature, World Database on Protected Areas), principalmente daquelas ameaçadas (Jones et al. 2018). No entanto, as atuais áreas protegidas são frequentemente criadas com base na biota terrestre, ignorando o ecossistema de água doce (Abell et al. 2007; Nel et al. 2009; Fagundes et al. 2016; Frederico et al. 2018). Assim, há notáveis obstáculos para a conservação da biota de ecossistema de água doce, pois peixes exigem grandes áreas para completar seus ciclos de vida, representando um desafio às políticas de conservação (Azevedo-Santos et al. 2019). De fato, poucos estudos relacionam as espécies de água doce na priorização espacial para conservação (Azevedo-Santos et al. 2019) ou mesmo considera os efeitos das mudanças climáticas (Holder et al 2007; Alagador et al. 2014;

Frederico et al. 2021). É sabido que às mudanças climáticas já em curso levarão a alterações drásticas na distribuição dessas espécies (Lopes et al. 2017; Ruaro et al., 2019; de Oliveira et al. 2020) e muitas delas, que atualmente ocorrem dentro de áreas protegidas (APs), poderão também deixar de serem protegidas em um futuro próximo. É uma estratégia racional utilizar os modelos de nicho ecológico (ENMs) sobrepostos a camadas de áreas protegidas (APs) e avaliar os melhores locais para investimento de esforços de gestão ou indicar novas áreas com valor de conservação (Lourenço-de-Moraes et al. 2019).

Por serem os ecossistemas mais ameaçados do planeta (Ricciardi & Rasmussen 1999, Jenkins 2003; Revenga & Kura, 2003; Revenga et al. 2005; Sanon et al. 2020), e pelo fato de estarem se tornando cada vez mais escassos (Abell, 2007), ecossistemas aquáticos de água doce têm sido apontados como prioritários em esforços de conservação (Meybeck 2004; Nilsson et al. 2005; Azevedo-Santos e al. 2017; Pelicice et al. 2017). Assim, devido à urgência em delinear estratégias de conservação para peixes ameaçados do Brasil, o estabelecimento de áreas prioritárias para a conservação com base em modelos de nicho ecológico (ENMs) constitui-se em importante estratégia face a perda da biodiversidade, tendo em vista que, as áreas protegidas mantêm a integridade ecológica dos ecossistemas (Ladle et al. 2011), com isso, impactos poderão ser atenuados e os riscos de extinção de espécies reduzidos (Dobrowski 2011).

Faltam estudos que avaliem os potenciais impactos das mudanças climáticas sobre distribuição de espécies de peixes de água doce ameaçados de extinção no Brasil. Além disso, a maioria dos esforços de pesquisa e conservação priorizam espécies terrestres (Azevedo-Santos et al. 2019). Desse modo, o objetivo central desse trabalho foi identificar lacunas na cobertura da atual rede de áreas protegidas do Brasil em relação à representação de peixes de água doce ameaçados de extinção, evidenciando áreas prioritárias para conservação dos

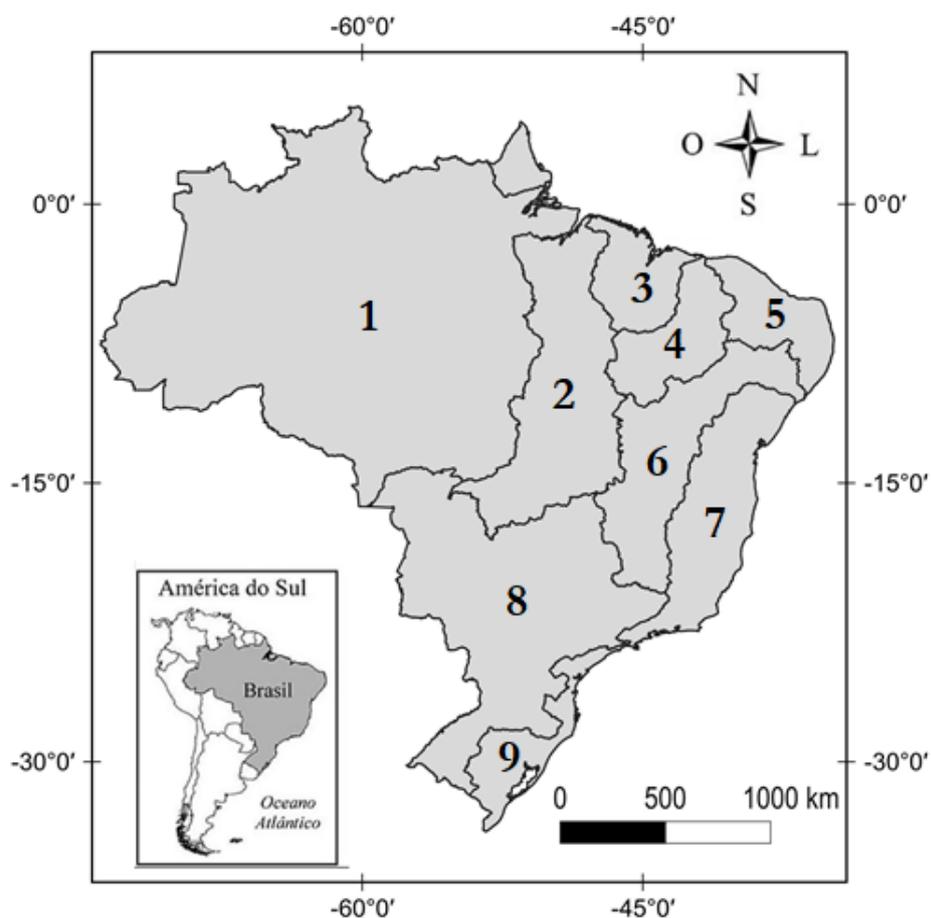
mesmos frente as ações antrópicas como mudanças climáticas, uso e ocupação do solo e represamentos. Mais especificamente, pretendemos responder às seguintes questões: (i) as unidades de conservação de hoje são suficientes para abrigar as espécies de peixes ameaçados do Brasil no futuro? (ii) quais são as áreas que representam um cenário ótimo para a conservação destes peixes frente às mudanças climáticas?

3.2 Materiais e Métodos

3.2.1 Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido nas bacias hidrográficas que compõem o território brasileiro, segundo a classificação da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) (FAO: <http://www.fao.org/geonetwork/srv/en/main.home?uuid=d47ba28e->

[31be-470d-81cf-](#)



[ad3d5594fafd](#)).

Figura 1. Bacias hidrográficas do Brasil. 1 – Bacia Amazônica; 2 - Bacia do Araguaia-Tocantins; 3 – Bacia do Atlântico Norte; 4 – Bacia da Parnaíba; 5 - Bacia do Atlântico Nordeste; 6 – Bacia do São Francisco; 7 – Bacia do Atlântico Leste; 8 – Paraná-Paraguáí; 9 – Uruguai. Fonte: geonetworks da FAO.

3.2.2 Dados de ocorrência das espécies e modelos de distribuição

Nesse estudo, consideramos apenas espécies de peixes ameaçadas de extinção do Brasil, de acordo com a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas (IUCN, 2013), excluindo espécies de cavernas, marinhas e aquelas que apresentaram menos de 4 pontos de ocorrência (coordenadas geográficas). Os registros de ocorrência das 66 espécies (Tabela 1) foram obtidos de três

bancos de dados on-line: Global Biodiversity Information Facility (GBIF -www.gbif.org) FishNet2 (<http://www.fishnet2.net/>) e SpeciesLink (splink.cria.org.br). Registros com ambiguidades ou informações duvidosas e sem coordenadas geográficas foram excluídos, bem como os que não possuíam o nome preciso da espécie (ex. espécies com as partículas sp., cf. e aff.). Problemas taxonômicos de sinonímias e mudanças de nome foram corrigidos e os nomes válidos seguiram a base de dados *Catalog of fishes* – CAS (Eschmeyer et al. 2022).

Foram utilizados modelagem de nicho ecológico (ENMs) obtidos no primeiro estudo para prever os efeitos das mudanças climáticas sobre a distribuição das espécies de peixes de água doce do Brasil. Dados das variáveis ambientais foram utilizados nesta modelagem como: temperatura máxima no mês mais quente (TMAX; °C), temperatura mínima no mês mais frio (TMIN; °C), precipitação no mês mais úmido (PMAX; mm) e precipitação no mês mais seco (PMIN; mm). As variáveis ambientais foram obtidas para o presente e futuro (2050 e 2080), essas foram escolhidas por serem os principais parâmetros bioclimáticos determinando a distribuição dos organismos na Terra. Foram também utilizadas as variáveis ‘ordem do corpo aquático’ (ORTR), como medida de disponibilidade de água em cada célula da grid, e a média dos valores de altitude de cada célula (ALT; m) para todos os cenários. A modelagem de distribuição de espécies foi realizada na plataforma computacional BioEnsembles (Diniz-Filho et al., 2009). Os mapas foram confeccionados no QGIS 3.4 (QGIS Development Team, 2019) em sistema de referência WGS84 EPGS4326.

3.2.3 Definindo prioridades de conservação espacial para o presente e futuro (2050)

Usamos o Zonation v.4.0 (Moilanen et al. 2014) para executar as análises de priorização espacial no presente e no futuro (2050) no cenário pessimista (8.5) de mudanças climáticas. O software identifica áreas valiosas para reter a qualidade do *habitat* de várias

espécies, gerando um ranking hierárquico de importância de conservação para todas as células da grade em todo o panorama.

Aqui, a priorização foi baseada em núcleo de distribuição (CAZ), que calcula o valor de conservação com base no alvo com o maior nível de representação na célula analisada. O cálculo deste valor de conservação depende das variáveis de entrada consideradas e a regra de escolha para a remoção progressiva de células. A primeira célula removida da paisagem recebe o menor valor de conservação, enquanto a última célula removida obtém o maior valor de conservação, esse valor de conservação é calculado para cada célula analisada. Adicionalmente, o valor de perda marginal atribuído a cada célula da paisagem é determinado pela regra de remoção escolhida. Esse valor é calculado considerando, o quanto a retirada de uma célula afeta negativamente as espécies, de modo que, a célula com menor perda marginal é retirada da análise (Molainen 2007).

Isso significa que, se em determinada célula ocorrer um alvo que tem distribuição restrita, essa célula abrigará uma grande proporção da distribuição desse alvo e o seu valor de conservação será alto, fazendo com que essa célula seja mantida na paisagem por mais tempo. Essa regra de remoção identifica áreas prioritárias que tenham níveis elevados de representação de espécies raras.

A meta que representa a quantificação de um objeto de conservação a ser protegido, foi determinada no limite de 17%. A meta de 17% escolhida baseada na porcentagem das zonas aquáticas, especialmente áreas de importância particular para biodiversidade e serviços ecossistêmicos, que deveriam estar conservadas por meio de gerenciamento eficiente e equitativo, ecologicamente representadas, com sistemas bem conectados de áreas protegidas teoricamente até o ano de 2020, estabelecido na meta 11 de Metas de Aichi, estipuladas pela Convenção da Biodiversidade (CBD).

Para definir áreas prioridades para conservação, estabelecemos pesos diferentes para espécies. Como as 66 espécies são ameaçadas, atribuímos maior peso para as espécies que possuem valor comercial, essas receberam um peso de 1,65, enquanto as demais um peso de 1, totalizando 100%. Com esse peso, às espécies ameaçadas com valor comercial foram consideradas 65% mais importantes do que as demais espécies.

Para a priorização, utilizamos rasters de reservatórios (Socioeconomic Data and Applications Center - SEDAC; <http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/grand-v1-reservoirs-rev01>) e de uso e ocupação do solo para o Brasil (MapBiomas), sendo atribuído um peso de negativo (-50) para cada raster por impactarem direta e indiretamente as espécies de peixes. Também incluímos informações espaciais das Áreas Protegidas Federais e Estaduais do Brasil disponibilizadas pelo Instituto Chico Mendes para Conservação da Biodiversidade (ICMBio; www.icmbio.gov.br) e do Ministério do Meio Ambiente (Ministério do Meio Ambiente do Brasil; www.mma.gov.br). Isso significa que os planos aqui propostos consideram a rede existente de áreas protegidas e indicam locais nos quais o investimento em conservação deve ocorrer para complementar o sistema atual.

Foram estabelecidos níveis de prioridade de conservação das bacias hidrográficas brasileiras. Os quais foram classificados em: áreas de prioridade extremamente alta (representando 5% das bacias mais importantes para a conservação de peixes ameaçados do Brasil), áreas de prioridade muito alta (representando 10% das bacias mais importantes, incluindo os 5% anteriores) e áreas de prioridade alta (representando 17%, além de incluir todos os valores acima mencionados). Os níveis de prioridade relevante representam 25 e 50% da área total do Brasil, respectivamente além das UCs.

3.2.4 Efetividade das áreas prioritárias para a conservação

Utilizamos uma análise de lacunas para avaliar até que ponto as características da biodiversidade de espécies de peixes ameaçados para o Brasil estão representadas dentro da rede de Unidades de Conservação (UCs) brasileira. A efetividade foi determinada com base nas UCs Federais e Estaduais já existentes, sendo esses dados sobrepostos com a priorização gerada no programa Zonation, em que utilizamos como critério de corte o alvo de conservação de 17%, como proposto na Convenção sobre Diversidade Biológica para a conservação de ecossistemas (Brasil 1998). Determinamos os níveis de representação de espécies de peixes ameaçadas nas UCs existentes ou no novo esquema de conservação proposto. Dividimos a análise nas seguintes categorias: a) protegidas pelas UCs e priorizadas pelo zonation; b) priorizadas pelo zonation, mas não protegidas pelas UCs; c) não estão protegidas pelas UCs existentes e nem priorizadas pelo zonation. Todas as análises foram conduzidas no software R, utilizando os seguintes pacotes: raster (Hijmans et al., 2013) e vegan (Guerin et al., 2015).

3.3 Resultados

Foram coletados dados de distribuição para 66 espécies de peixes de água doce ameaçados de extinção. Destas, 11 são consideradas criticamente em perigo (CR), 33 em perigo (EN) e 22 vulneráveis (VU) à extinção (Tabela 1).

Tabela 1: Espécies de peixes ameaçados do Brasil e suas respectivas bacias hidrográficas. VU= vulnerável, EN= em perigo e CR= criticamente em perigo de extinção. (baseada em Portaria 445/2014 - MMA).

Espécies	Status	Bacia
<i>Characiformes</i>		
<i>Apareiodon davisi</i> (Fowler, 1941)	EN	Atlântico Leste

<i>Apareiodon vladii</i> (Pavanelli, 2006)	VU	La Plata
<i>Prochilodus britskii</i> (Castro & Vari, 2003)	EN	La Plata
<i>Prochilodus vimboides</i> (Kner, 1859)	VU	La Plata, São Francisco
<i>Hypomasticus thayeri</i> (Borodin, 1929)	EN	Atlântico Leste
<i>Myleus tiete</i> (Eigenmann & Norris 1900)	EN	La Plata
<i>Aphyocheirodon hemigrammus</i> (Eigenmann, 1915)	VU	La Plata
<i>Astyanax gymnogenys</i> (Eigenmann, 1911)	EN	La Plata
<i>Astyanax jordanensis</i> (Vera Alcaraz, Pavanelli & Bertaco, 2009)	VU	Atlântico Sudeste
<i>Brycon devillei</i> (Castelnau, 1855)	EN	São Francisco, Atlântico Nordeste
<i>Brycon gouldingi</i> (Lima, 2004)	EN	Araguaia-Tocantins
<i>Brycon insignis</i> (Steindachner, 1877)	EN	Atlântico Leste
<i>Brycon nattereri</i> (Günther, 1864)	VU	La Plata, São Francisco, Araguaia-Tocantins
<i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes, 1850)	EN	La Plata
<i>Brycon opalinus</i> (Cuvier, 1819)	VU	Atlântico Leste
<i>Brycon vermelha</i> (Lima & Castro, 2000)	EN	São Francisco
<i>Creagrutus varii</i> (Ribeiro, Benine & Figueiredo, 2004)	VU	La Plata
<i>Glandulocauda caerulea</i> (Menezes & Weitzman, 2009)	EN	La Plata
<i>Henochilus wheatlandii</i> (Garman, 1890)	CR	São Francisco
<i>Kolpotocheirodon theloura</i> (Malabarba & Weitzman, 2000)	VU	São Francisco, La Plata
<i>Mimagoniates sylvicola</i> (Menezes & Weitzman, 1990)	EN	Atlântico Nordeste
<i>Mylesinus paucisquamatus</i> (Jégu & Santos, 1988)	EN	La Plata
<i>Ossubtus xinguense</i> (Jégu, 1992)	VU	Araguaia-Tocantins, Atlântico Norte
<i>Rachoviscus graciliceps</i> (Weitzman & Cruz, 1981)	EN	Atlântico Nordeste
<i>Rhinopetitia potamorhachia</i> (Netto-Ferreira, Birindelli, Sousa & Menezes, 2014)	EN	Araguaia-Tocantins, Amazônica
<i>Spintherobolus leptoura</i> (Weitzman & Malabarba, 1999)	EN	La Plata, Atlântico Leste
<i>Characidium grajahuensis</i> (Travassos, 1944)	CR	La Plata, Atlântico Leste
<i>Characidium oiticicai</i> (Travassos, 1967)	VU	La Plata, Atlântico Leste
<i>Melanocharacidium nigrum</i> (Buckup, 1993)	EN	Amazônica
Siluriformes		
<i>Potamarius grandoculis</i> (Steindachner, 1877)	CR	São Francisco
<i>Kalyptodoras bahiensis</i> (Higuchi, Britski & Garavello, 1990)	EN	Atlântico Nordeste
<i>Rhynchodoras xingui</i> (Klausewitz & Rössel, 1961)	EN	Araguaia-Tocantins
<i>Aguarunichthys tocantinsensis</i> (Zuanon, Rapp Py-Daniel & Jégu 1993)	EN	Araguaia-Tocantins
<i>Conorhynchos conirostris</i> (Valenciennes, 1840)	EN	São Francisco
<i>Pimelodus halisodous</i> (Ribeiro, Lucena & Lucinda, 2008)	VU	Araguaia-Tocantins
<i>Pimelodus joannis</i> (Ribeiro, Lucena & Lucinda, 2008)	VU	Araguaia-Tocantins
<i>Pimelodus stewarti</i> (Ribeiro, Lucena & Lucinda, 2008)	VU	Araguaia-Tocantins

<i>Steindachneridion amblyurum</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	CR	São Francisco
<i>Steindachneridion doceanum</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	CR	São Francisco
<i>Steindachneridion melanodermatum</i> (Garavello, 2005)	EN	La Plata
<i>Steindachneridion parahybae</i> (Steindachner, 1877)	EN	São Francisco
<i>Steindachneridion scriptum</i> (Miranda Ribeiro, 1918)	EN	La Plata, Atlântico Sudeste
<i>Lophiosilurus alexandri</i> (Steindachner, 1876)	VU	São Francisco
<i>Chasmocranus brachynema</i> (Gomes & Schubart, 1958)	EN	La Plata
<i>Taunayia bifasciata</i> (Eigenmann & Norris, 1900)	VU	La Plata, Atlântico Leste
<i>Ancistrus minutus</i> (Fisch-Muller, Mazzoni & Weber, 2001)	EN	Araguaia-Tocantins
<i>Baryancistrus longipinnis</i> (Kindle, 1895)	CR	Araguaia-Tocantins
<i>Baryancistrus niveatus</i> (Castelnau, 1855)	CR	Araguaia-Tocantins
<i>Hemiancistrus megalopteryx</i> (Cardoso, 2004)	EN	Atlântico Sudeste
<i>Hopliancistrus tricornis</i> (Isbrücker & Nijssen, 1989)	EN	Araguaia-Tocantins
<i>Hypancistrus zebra</i> (Isbrücker & Nijssen, 1991)	CR	Araguaia-Tocantins
<i>Leporacanthicus joselimai</i> (Isbrücker & Nijssen, 1989)	VU	Araguaia-Tocantins, Amazônica
<i>Lithoxus lithoides</i> (Eigenmann, 1912)	VU	Amazônica
<i>Parancistrus nudiventris</i> (Rapp Py-Daniel & Zuanon, 2005)	VU	Araguaia-Tocantins
<i>Pareiorhaphis nasuta</i> (Pereira, Vieira & Reis, 2007)	CR	São Francisco
<i>Peckoltia compta</i> (de Oliveira, Zuanon, Rapp Py-Daniel & Rocha, 2010)	EN	Amazônica
<i>Peckoltia snethlageae</i> (Steindachner, 1911)	EN	Araguaia-Tocantins
<i>Pogonopoma obscurum</i> (Quevedo & Reis, 2002)	EN	Atlântico Sudeste
<i>Pogonopoma parahybae</i> (Steindachner, 1877)	EN	Atlântico Sul
<i>Scobinancistrus aureatus</i> (Burgess, 1994)	VU	Araguaia-Tocantins
<i>Scobinancistrus pariolispos</i> (Isbrücker & Nijssen, 1989)	VU	Araguaia-Tocantins
<i>Megadontognathus kaitukaensis</i> (Campos-da-Paz, 1999)	VU	Amazônica
Cyprinodontiformes		
<i>Austrolebias juanlangi</i> (Costa, Cheffe, Salvia & Litz, 2006)	CR	Atlântico Sudeste
<i>Austrolebias periodicus</i> (Costa, 1999)	VU	Atlântico Sudeste
<i>Cynopoecilus intimus</i> (Costa, 2002)	CR	La Plata, Atlântico Sudeste
<i>Jenynsia diphyes</i> (Lucinda, Ghedotti & da Graça, 2006)	EN	La Plata

Cenários de priorização espacial para a conservação de espécies ameaçadas de peixes

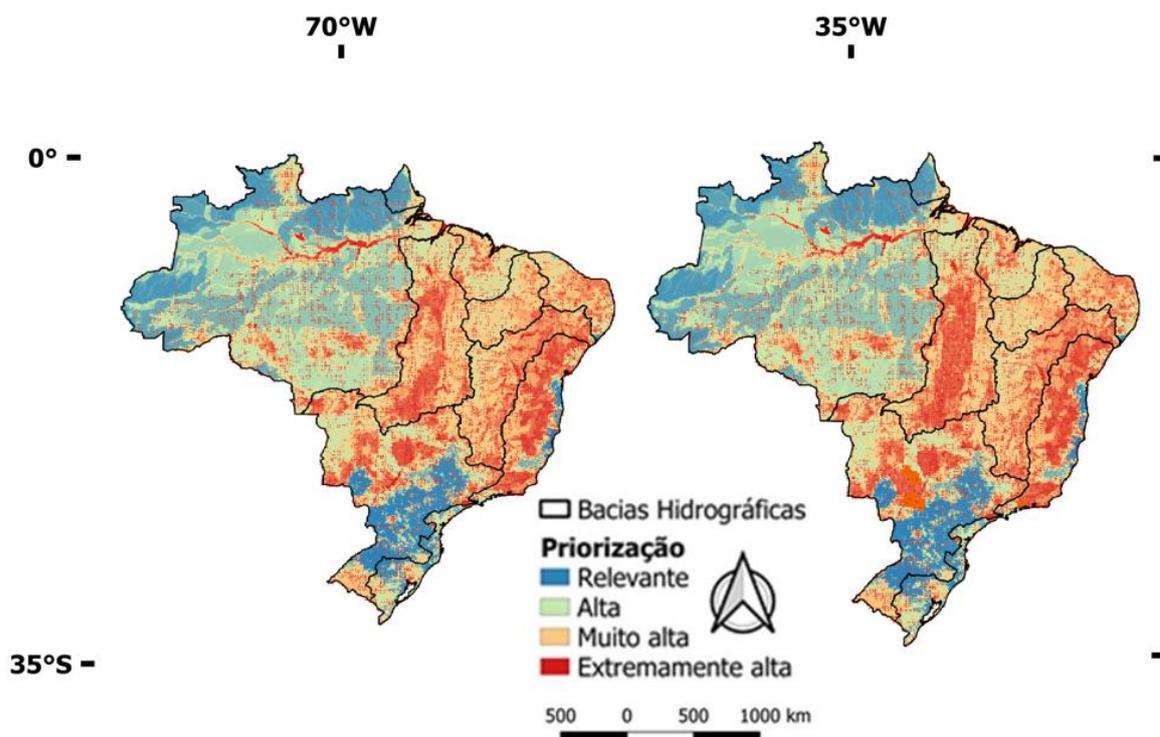


Figura 2. Distribuição espacial das áreas prioritárias para mitigar os impactos das mudanças climáticas nos peixes ameaçados de extinção no Brasil no A) presente e B) 2050 (8.5).

Os resultados indicaram áreas prioritárias para a conservação de peixes ameaçados de extinção para o Brasil, havendo pouca diferença quando se analisa a distribuição de espécies para o presente e futuro (2050) (Fig. 2). Para o cenário presente e futuro, os mapas resultantes da priorização espacial mostraram para o grupo de prioridade extremamente alta (representatividade de 5% - áreas em vermelho) que as áreas mais importantes para a conservação de espécies ameaçadas de peixes estão principalmente nas Bacias Tocantins-Araguaia, São Francisco, Atlântico Leste e na porção norte da Bacia La Plata (Fig. 2).

De forma geral, os resultados evidenciaram que aproximadamente 20% da área do Brasil precisam ser protegidas para maximizar a proteção para as espécies de peixes (Fig. 2 e 5). De acordo com nossas análises 2,27% das áreas do Brasil estão ambas protegidas por Unidades de

Conservação e priorizadas pelo zonation (amarelo na Fig. 3), 17.72% das áreas aqui priorizadas não estão protegidas (vermelho na Fig. 3), 16.50 % das áreas protegidas, não foram priorizadas (verde na Fig.3) e 63.48 % não estão nem protegidas e nem foram priorizadas (cinza na Fig. 3). Os resultados revelaram que grande parte das áreas com elevada riqueza de espécies de peixes ameaçados, como no caso das bacias do Araguaia-Tocantins, Atlântico Leste e Paraná-Paraguai, não estão protegidas (Fig. 3) e que as UCs hoje existentes não são suficientes para o alcance da meta de proteção de 17% para conservação das espécies ameaçadas de peixes (Fig. 4).

Além dos mapas prioritários, curvas de perda de representação específica da espécie estimada pelo zonation (Fig. 5) fornecem informações valiosas sobre a proteção alcançada em diferentes contextos climáticos. A figura mostra a fração da distribuição de espécies remanescentes contra a fração de áreas prioritárias por bacias hidrográficas do Brasil. A seta na Figura 6 indica o ponto de inflexão em que se mantido os 20% das áreas prioritárias para a conservação, a diversidade de espécies ameaçadas cai abruptamente.

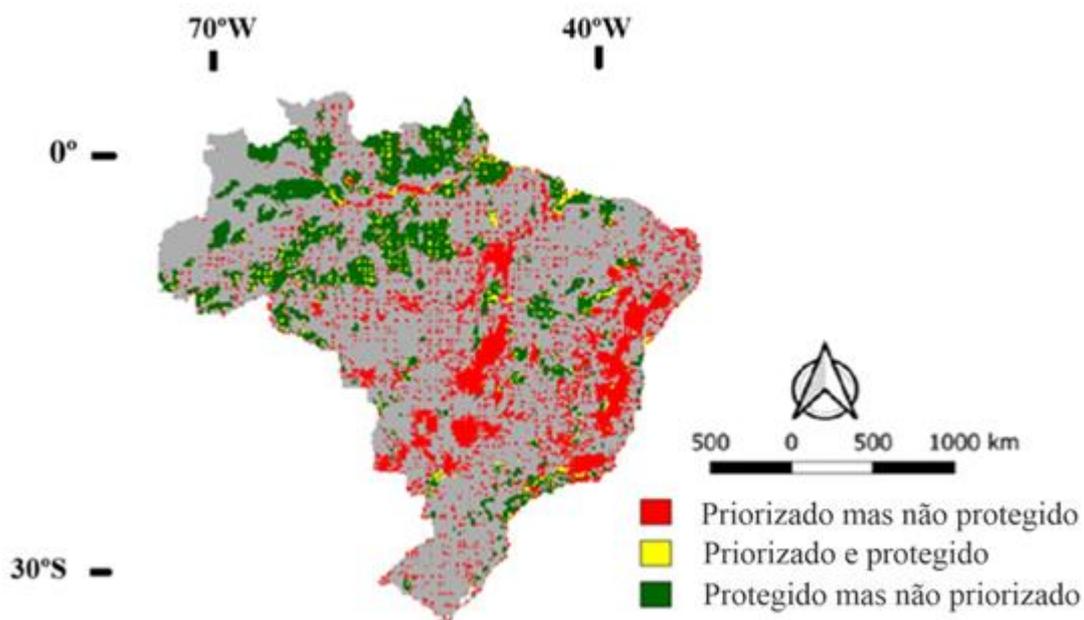


Figura 3. Uma análise de lacunas entre o Banco de Dados de Áreas Protegidas e os registros gerados no software zonation de áreas prioritárias para a conservação. Vermelho = áreas priorizadas pelo software zonation, mas não protegidas por Unidades de Conservação; Amarelo = áreas protegidas por Unidades de Conservação e priorizadas pelo zonation; Verde = áreas protegidas por Unidades de Conservação, mas não priorizadas pelo zonation.

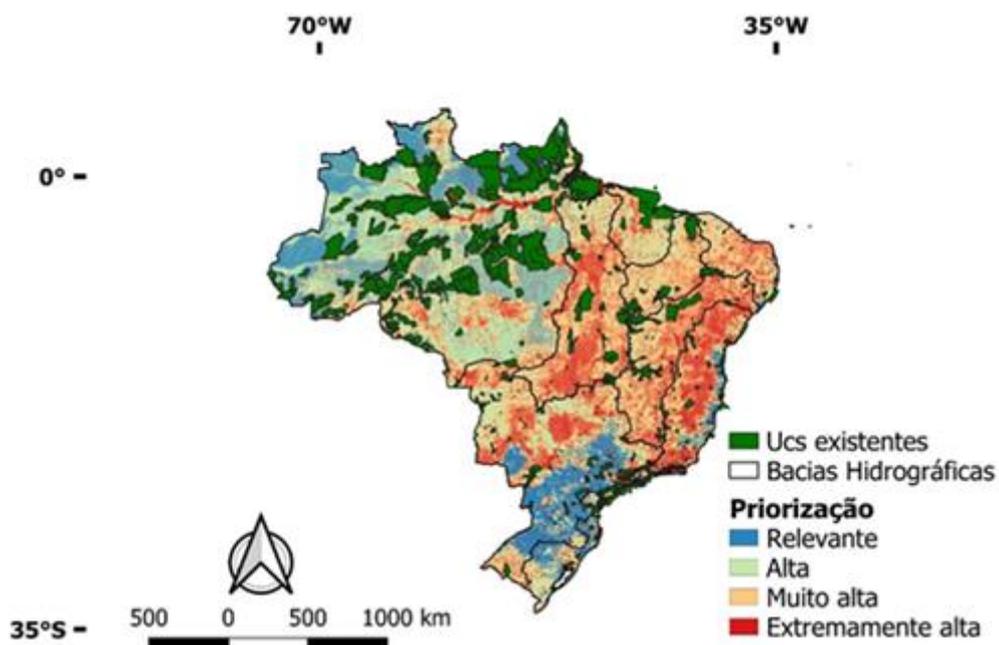


Figura 4. Sobreposição entre as UCs existentes e os resultados gerados no software zonation. As áreas são classificadas de acordo com o grau de prioridade para esforços de conservação com o objetivo de mitigar os impactos das mudanças climáticas nas espécies de peixes de água

doce. Áreas em vermelho indicam áreas mais adequadas à presença da espécie que decaem em um gradiente de cores até o azul.

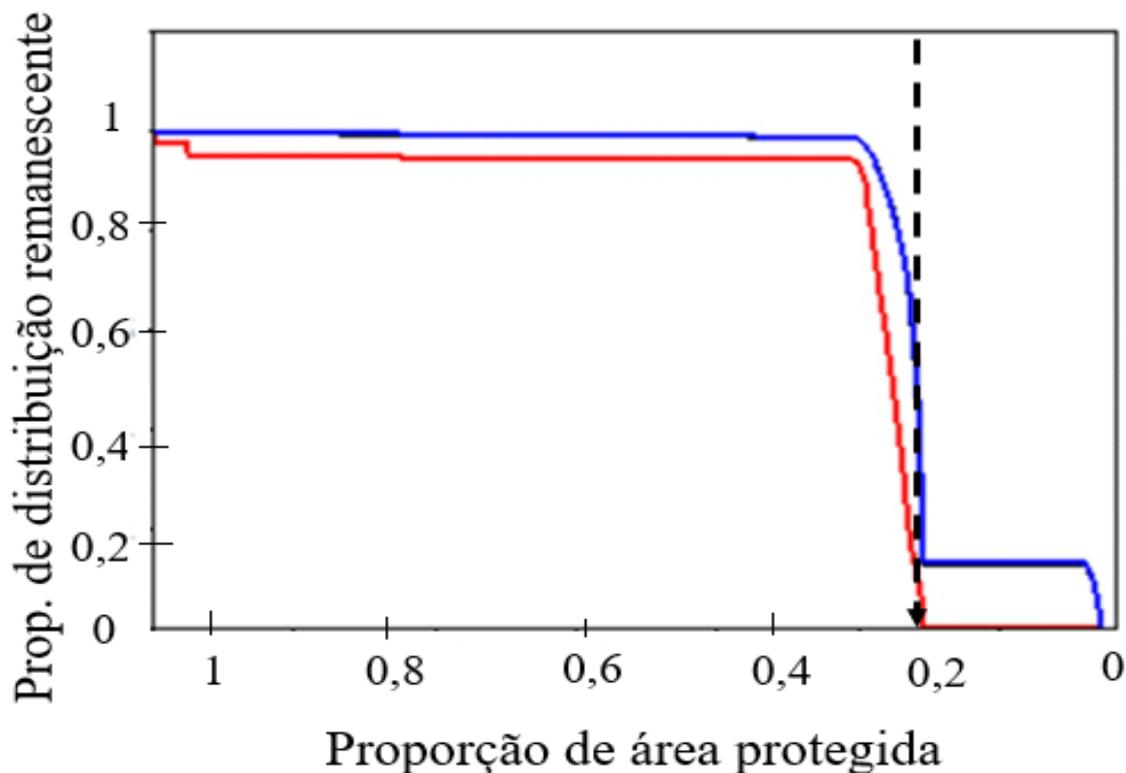


Figura 5. Curvas de desempenho de diferentes formas de conservação espacial soluções para as mudanças climáticas para o presente. A menor fração em todas as características da biodiversidade ("espécies em pior situação") é traçada com a linha vermelha, a linha azul representa a média em todas as espécies (características em geral), e preto é uma média ponderada entre recursos.

3.4 Discussão

A falta de informações sobre onde concentrar esforços de conservação é um dos maiores obstáculos para a conservação da biodiversidade (Howard et al. 1998; Loyola et al. 2007; Rodriguez-Soto et al. 2017), principalmente para a biodiversidade de água doce que geralmente tem inclusão apenas acidental em redes de áreas protegidas terrestres (Saunders et al. 2002; Nelet al. 2007; Herbert et al., 2010; Avezedo-Santos et al. 2019). A biodiversidade de

ecossistemas de água doce tem sido ignorada perante os conservacionistas especialmente devido à falta de informações sobre quais medidas tomar (Revenga & Kura 2003). Assim, recursos financeiros raramente têm sido direcionados para conservação desses ecossistemas. A exemplo disso, destaca-se que recursos do Fundo Global para o Meio Ambiente para conservação de ecossistemas, que correspondem a aproximadamente US \$ 21,1 bilhões, que foram destinados, principalmente, para ecossistemas terrestres e de água doce (GEF).

Poucos trabalhos abordam o planejamento de áreas prioritárias para ecossistemas de água doce (como exemplo, Moilanen et al 2008; Nel et al. 2009; Esselman & Allan 2011; Linke et al. 2011; Hermoso et al. 2015; Carrizo et al. 2017; Frederico et al 2021), e apenas dois incluem peixes de água doce para a América do Sul (Frederico et al. 2018; Frederico et al., 2021). Além do que, as áreas protegidas hoje existentes foram baseadas na distribuição das espécies atuais, ignorando os efeitos das ações antrópicas como mudanças climáticas (Gaston et al. 2006; Pressy et al. 2007; Bailly et al. no prelo), represamentos e uso e ocupação do solo. Assim, o estudo fornece a identificação de áreas protegidas para o Brasil para a conservação de espécies de peixes de água doce ameaçados de extinção.

Como evidenciado no estudo, são necessários a manutenção de aproximadamente 20% da área do Brasil para a proteção das espécies ameaçadas de peixes do Brasil, sendo que grande parte dessas áreas de alta prioridade estão localizadas nas bacias Tocantins-Araguaia, São Francisco, Atlântico Leste e na porção norte da Bacia La Plata, as quais, no geral, correspondem a áreas altamente fragmentadas e de fronteira para o agronegócio (Saur 2018), indicando grandes desafios para a conservação de espécies ameaçadas de peixes nestas bacias. Dado que os recursos financeiros dirigidos à conservação são escassos, uma ponderação entre investir fundos finitos de conservação em áreas de baixo impacto versus áreas altamente impactadas deve ser feita e considerada no planejamento de conservação.

Os resultados também evidenciaram que as UCs existentes não são suficientes para a conservação de espécies de peixes ameaçadas, pois 17.72% das espécies não estão nelas representadas. O fato é que, a grande maioria das áreas protegidas hoje existentes não foram projetadas utilizando critérios ligados à biota de água doce, como: i) as áreas protegidas como aquelas em topo de colinas excluem espécies que não são adaptadas a esse tipo de ambiente (Pompeu et al. 2009); (ii) muitas áreas protegidas cobrem apenas trechos curtos do curso d'água (Azevedo-Santos et al. 2019), sendo uma falha quando se trata da conectividade de ambientes de água doce (Grant et al. 2007; McCluney et al. 2014), em especial para a funcionalidade, integridade e heterogeneidade desses ambientes. Quando se trata de conectividade de ambientes de água doce, faz-se necessário a preservação de grandes cursos d'água, como no caso dos rios da América do Sul que fazem fronteira com outros países, na qual exigirão acordos transfronteiriços, uma vez que políticas públicas inda quedas em um país afetarão esforços de conservação de outro.

Na região Amazônica, por exemplo, aproximadamente 60 milhões de hectares estão sendo protegidos, no entanto, preservando poucos grupos de água doce (Fagundes et al. 2016; Frederico et al. 2018), como quelônios (Fagundes et al. 2016) e peixes de riacho (Frederico et al. 2018). Destaca-se ainda que a extensa rede de áreas protegidas fornece apenas proteção para matas ciliares, não protegendo dos impactos de longo alcance, como no caso de reservatórios (Azevedo-Santos et al. 2019).

Portanto, o Brasil precisa tomar medidas adequadas para a criação de novas UCs, tendo em vista que a meta 11 de Aichi não foi alcançada no ano de 2020, conforme acordado na 10ª Conferência da Convenção de Diversidade Biológica. Esses compromissos assumidos pelo Brasil por meio de tratados internacionais demandam a adoção de estratégias para conservação da biodiversidade, principalmente, no que relaciona a criação de espaços protegidos.

No entanto, o atual e futuro cenário ambiental do Brasil é motivo de grande preocupação, pois o Governo Brasileiro estuda rever os decretos de criação das 334 Unidades de Conservação existentes no país, porque, segundo seu entendimento, parte delas foram criadas sem nenhum tipo de critério técnico. Pelo contrário, o Brasil necessita que mais Unidades de Conservação (UCs) sejam criadas, levando em conta critérios dos ecossistemas de água doce (Overbeck et al. 2015; Bailly et al. no prelo), visto que esses ambientes são considerados os mais ameaçados do planeta (Woodward et al. 2010).

3.5 Conclusão

Esse estudo apresenta cenários atuais e futuros, considerando os efeitos das mudanças climáticas, que devem contribuir para a conservação de espécies ameaçadas de peixes do Brasil. Nesse contexto, estabelece uma análise de priorização de conservação para ambientes de água doce, levando em conta não só o impacto das mudanças climáticas, mas também o uso e ocupação do solo e os represamentos.

Esperamos que, esse estudo possa nortear as tomadas de decisão na priorização de novas áreas para a conservação, bem como uma avaliação das existentes, dado a escassez de estudos sobre priorização de áreas para conservação em ecossistemas aquáticos. Os resultados desse estudo pode ser o ponto de partida na a identificação dessas áreas nas diferentes bacias hidrográficas brasileiras, em especial para espécies de peixes ameaçados de extinção.

REFERÊNCIAS

Abell R, et al. 2008. Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* **58**(5): 403–414.

Alagador D, Cerdeira JO, Araújo, MBA. 2014. Shifting protected areas: scheduling spatial priorities under climate change. *Journal of Applied Ecology* **51**: 703–713 DOI: 10.1111/1365-2664.12230.

Araújo MB. 2009. Climate Change and Spatial Conservation Planning. Pages 172–184 in Moilanen A, Wilson KA, Posingham HP. Editors. *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press, Oxford.

Azevedo-Santos VM, et al. 2019. Protected areas: a focus on Brazilian freshwater biodiversity. *Diversity and Distributions* **25**(3): 442–448 DOI: 10.1111/ddi.12871.

Bailly D, Batista-Silva V, Cassemiro F, Lemes P, Graça W, Oliveira A, Couto E, Ferreira J, Ré R, Rangel T, Agostinho AA. Human-induced climate change will threaten unprotected freshwater fishery resources. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.

Barbet-Massin M, Jetz W. 2015. The effect of range changes on the functional turnover, structure and diversity of bird assemblages under future climate scenarios. *Global Change Biology* **21**: 2917–2928 DOI: doi.org/10.1111/gcb.12905.

Brooks TM, Mittermeier RA, da Fonseca GA, Gerlach J, Hoffmann M, Lamoreux JF, Rodrigues AS. 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science* **313**(5783): 58–61 DOI: 10.1126/science.1127609.

Carrizo D, Sánchez-García L, Parro V, Cady SL, Cabrol NA. 2017. Biomarkers and taphonomic processes in fresh and fossil biosignatures from Hot Spring silica deposits in El Tatio Chile, as a Mars Analogue. European Planetary Science Congress. Disponível em <https://meetingorganizer.copernicus.org/EPSC2017/EPSC2017-583.pdf> (acesso em Fevereiro 2021).

de Oliveira AG, Bailly D, Cassemiro FA, Couto EV, Bond N, Gilligan D, Rangel TF, Agostinho AA, Kennard MJ. 2019. Coupling environment and physiology to predict effects of climate change on the taxonomic and functional diversity of fish assemblages in the Murray-Darling Basin, Australia. *Plos One* **14**(11) DOI: 10.1371/journal.pone.0225128.

Diniz-Filho JAF, Bini LM, Rangel TF, Loyola RD, Hof C, Nogués-Bravo D, Araújo MB. 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography* 32(6): 897–906 DOI: 10.1111/j.1600-0587.2009.06196.x

Dobrowski SZ. 2011. A climatic basis for microrefugia: the influence of terrain on climate. *Global Change Biology* **17**(2): 1022–1035 DOI: 10.1111/j.1365-2486.2010.02263.x.

Dudgeon D, et al. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* **81**(2): 163–182 DOI: 10.1017/S1464793105006950.

Esselman P C, Allan JD. 2011. Application of species distribution models and conservation planning software to the design of a reserve network for the riverine fishes of northeastern Mesoamerica. *Freshwater Biology* **56**(1): 71–88 DOI: 10.1111/j.1365-2427.2010.02417.x.

Fagundes CK, Vogt RC, De Marco Jr. P. 2016. Testing the efficiency of protected areas in the Amazon for conserving freshwater turtles. *Diversity and Distributions* **22**: 123–135 DOI: 10.1111/ddi.12396.

Frederico RG, Dias MS, Jézéquel C, Tedesco PA, Hugueny B, Zuanon J, Oberdorff T. 2021. The representativeness of protected areas for Amazonian fish diversity under climate change. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* in press.

Frederico RG, Zuanon J, De Marco Jr. P. 2018. Amazon protected areas and its ability to protect stream-dwelling fish fauna. *Biological Conservation* **219**: 12–19 DOI: 10.1016/j.biocon.2017.12.032.

Garcia RA, Burgess ND, Cabeza M, Rahbek C, Araújo MB. 2012. Exploring consensus in 21st century projections of climatically suitable areas for African vertebrates. *Glob. Global Change Biology* **18**: 1253–1269 DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02605.x.

Gaston KJ, Charman K, Jackson SF, Armsworth PR, Bonn A. 2006. The ecological effectiveness of protected areas: the United Kingdom. *Biological Conservation* **132**: 76–87 DOI: 10.1016/j.biocon.2006.03.013.

[GEF] Global Environment Facility. 2020. Technical Paper on the GEF Resource Allocation Framework. (4 November 2020; www.gefweb.org/Operational_Policies/Resource_Allocation_Framework.html)

Grant EHC, Lowe WH, Fagan WF. 2007. Living in the branches: population dynamics and ecological processes in dendritic networks. *Ecology letters* **10**(2): 165–175 DOI: 10.1111/j.1461-0248.2006.01007.x.

Guerin GR, Ruokolainen L, Lowe AJ. 2015. A georeferenced implementation of weighted endemismo. *Methods in Ecology and Evolution* **6**: 845–852.

Herbert ME, McIntyre PB, Doran PJ, Allan JD, Abell R. 2010. Terrestrial reserve networks do not adequately represent aquatic ecosystems. *Conservation Biology*, **24**(4): 1002–1011 DOI: 10.1111/j.1523-1739.2010.01460.x.

Hermoso V, Filipe AF, Segurado P, Beja P. 2015. Effectiveness of a large reserve network in protecting freshwater biodiversity: a test for the Iberian Peninsula. *Freshwater Biology* **60**(4): 698–710 DOI: 10.1111/fwb.12519.

Hijmans RJ, van Etten J, Mattiuzzi M, Sumner M, Greenberg JA, Lamigueiro OP, Shortridge A. 2013. Raster package in R. Disponível em <https://CRAN.R-project.org/package=raster> (Acessado em Fevereiro 2021).

Holden J, Shotbolt L, Bonn A, Burt TP, Chapman PJ, Dougill AJ, Worrall F. 2007. Environmental change in moorland landscapes. *Earth-Science Reviews* **82**(1–2): 75–100.

Howard PC, Viskanac P, Davenport TR, Kigenyi FW, Baltzer M, Dickinson CJ, Balmford A. 1998. Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature* **394**(6692): 472–475.

IUCN, 2016. IUCN Red Lista de Ameaçadas Espécies. Disponível em <http://www.redlist.org>. (acesso em 10 Maio 2017).

Jenkins M. 2003. Prospects for biodiversity. *Science* **302**: 1175–1177 DOI: 10.1126/science.1088666.

Jones KR, Venter O, Fuller RA, Allan JR, Maxwell SL, Negret PJ, Watson JE. 2018. One-third of global protected land is under intense human pressure. *Science* **360**(6390): 788–791 DOI: 10.1126/science.aap9565.

Ladle RJ, Whittaker RJ. 2011. Conservation biogeography. John Wiley & Sons, Nova Jersey.

Linke S, Turak E, Nel J. 2011. Freshwater conservation planning: the case for systematic approaches. *Freshwater Biology* **56**(1): 6–20 DOI: 10.1111/j.1365-2427.2010.02456.x.

Lopes TM, Bailly D, Almeida BA, Santos NC, Gimenez BC, Landgraf GO, Diniz-Filho JA. 2017. Two sides of a coin: Effects of climate change on the native and non-native distribution of *Colossoma macropomum* in South America. *Plos One* **12**(6) DOI: 10.1371/journal.pone.0179684.

Lourenço-de-Moraes R, Campos FS, Ferreira RB, Solé M, Beard KH, Bastos RP. 2019. Back to the future: conserving functional and phylogenetic diversity in amphibian-climate refuges. *Biodiversity and Conservation* **28**(5): 1049-1073. DOI: 10.1007/s10531-019-01706-x.

Loyola RD, Kubota U, Lewinsohn TM. 2007. Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Diversity and Distributions* **13**(4): 389–396 DOI: 10.1111/j.1472-4642.2007.00345.x.

Loyola RD, Lemes P, Brum FT, Provete DB, Duarte LD. 2014. Clade-specific consequences of climate change to amphibians in Atlantic Forest protected areas. *Ecography* **37**(1): 65-72. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00396.x>

Loyola RD, Machado N, Nova DV. 2015. Prioridades espaciais para a conservação da flora ameaçada de extinção da região de Grão Mogol-Francisco Sá. Plano de Ação Nacional para a Conservação da Flora Ameaçada de Extinção da Região de Grão Mogol-Francisco Sá, 47-60.

McCluney KE, Poff NL, Palmer MA, Thorp JH, Poole GC, Williams BS, Baron JS. 2014. Riverine macrosystems ecology: sensitivity, resistance, and resilience of whole river basins with human alterations. *Frontiers in Ecology and the Environment* **12**(1): 48–58 DOI: 10.1890/120367.

Meybeck M. 2004. The global change of continental aquatic systems: Dominant impacts of human activities. *Water Science and Technology* **49**(7): 73–83 DOI: 10.2166/wst.2004.0420.

Mittermeier RA, Mittermeier CG, Brooks TM, Pilgrim JD, Konstant WR, Da Fonseca GA, Kormos C. 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **100**(18): 10309–10313 DOI: 10.1073/pnas.1732458100.

Moilanen A, Leathwick J, Elith J. 2008. A method for spatial freshwater conservation prioritization. *Freshwater Biology* **53**(3): 577–592.

Moilanen A, Veach V, Meller L, Arponen A, Kujala H. 2014. Zonation - spatial conservation planning methods and software. Version 4. User Manual, Vol. 1.

Moilanen A, Wintle BA. 2006. Uncertainty analysis favours selection of spatially aggregated reserve networks. *Biological Conservation* **129**, 427–434. DOI: :10.1016/j.biocon.2005.11.006.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GA, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**(6772): 853–858 DOI: 10.1038/35002501.

Nel JL, Roux DJ, Abell R, Ashton PJ, Cowling RM, Higgins JV, Thieme M, Viers JH. 2009. Progress and challenges in freshwater conservation planning. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **19**: 474–485.

Nilsson C, Reidy CA, Dynesius M, Revenga C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* **308**: 405–408 DOI: 10.1126/science.1107887.

Olson DM, Dinerstein E, Powell GVN, Wikramanayake ED. 2002. Conservation biology for the biodiversity crisis. *Conservation Biology* **16**(1): 1–3 DOI: 10.1046/j.1523-1739.2002.01612.x.

Overbeck GE, et al. 2015. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and distributions* **21**(12): 1455–1460 DOI: 10.1111/ddi.12380.

Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) Acesso em junho de 2017> <http://www.fao.org/geonetwork/srv/en/main.home?uuid=d47ba28e-31be-470d-81cf-ad3d5594fafd>.

Pelicice FM, Azevedo-Santos VM, Vitule JRS, Orsi ML, Lima-Junior DP, Magalhães ALB, Petitpierre B, Broennimann O, Kueffer C, Daehler C, Guisan A. 2017. Selecting predictors to maximize the transferability of species distribution models: lessons from cross-continental plant invasions. *Global Ecology and Biogeography* **26**: 275–287 DOI: 10.1111/geb.12530.

Phillips A. 2004. The history of the international system of protected area management categories. *Parks* **14**: 4–14.

Pompeu PDS, Reis LSD, Gandini CV, Souza RCRD, Favero JMD. 2009. The ichthyofauna of upper rio Capivari: defining conservation strategies based on the composition and distribution of fish species. *Neotropical Ichthyology* **7**(4): 659–666.

Pompeu PS, Petrere Jr. M, Agostinho AA. 2017. Neotropical freshwater fishes imperiled by unsustainable policies. *Fish and Fisheries* **18**:1119–1133 DOI: 10.1111/faf.12228.

QGIS Geographic Information System. 2019. Disponível em <http://qgis.osgeo.org> (acesso em 02 Fevereiro 2019).

Revenga C, Campbell I, Abell R, de Villiers P, Bryer M. 2005. Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B – Biological Sciences* **360**: 397–413 DOI: 10.1098/rstb.2004.1595.

Revenga C, Kura Y. 2003. Status and trends of biodiversity of inland water ecosystems. Technical Series No. 11. Secretary of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada. Disponível em <https://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-11.pdf> (acesso em Fevereiro 2021).

Ricciardi A, Rasmussen JB. 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology* **13**: 1220–1222.

Rodriguez-Soto C, Velazquez A, Monroy-Vilchis O, Lemes P, Loyola R. 2017. Joint ecological, geographical and cultural approach to identify territories of opportunity for large vertebrates conservation in Mexico. *Biodiversity and Conservation* **26**(8): 1899–1918 DOI: 10.1007/s10531-017-1335-7.

Ruaro R, Conceição EO, Silva JC, Cafofo EG, Angulo-Valencia MA, Mantovano T, Moresco GA. 2019 Climate change will decrease the range of a keystone fish species in La Plata River Basin, South America. *Hydrobiologia* **836**: 1–19 DOI: 10.1007/s10750-019-3904-0.

Sanon VP, et al. 2020. Multiple-Line Identification of Socio-Ecological Stressors Affecting Aquatic Ecosystems in Semi-Arid Countries: Implications for Sustainable Management of Fisheries in Sub-Saharan Africa. *Water* **12**(6): 1518 DOI: 10.3390/w12061518.

Sauer S. 2018. Soy expansion into the agricultural frontiers of the Brazilian Amazon: The agribusiness economy and its social and environmental conflicts. *Land Use Policy* **79**: 326–338 DOI: 10.1016/j.landusepol.2018.08.030.

Saunders DL, Meeuwig JJ, Vincent AC. 2002. Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation biology* **16**(1): 30–41.

Whittaker RJ, Araújo MB, Jepson P, Ladle RJ, Watson JE, Willis KJ. 2005. Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and distributions* **11**(1): 3–23.

Woodward G, Perkins DM, Brown LE. 2010. Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **365**(1549): 2093–2106 DOI: 10.1098/rstb.2010.0055.

4 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO, REPRESAMENTOS E INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES AFETAM DIFERENTEMENTE PEIXES AMEAÇADOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS BRASILEIRAS

RESUMO

As atividades antrópicas causam taxas de extinção em ecossistemas aquáticos continentais que superam aquelas de ecossistemas terrestres, constituindo em enorme desafio para a gestão e conservação dos primeiros. No Brasil, as perdas de biodiversidade em ambientes de água doce decorrem do uso e ocupação do solo, de represamentos e de introdução de espécies. Dada o caráter acelerado dessas perda, esse trabalho teve como intuito avaliar as principais ameaças antrópicas a nível de bacia hidrográfica que estão afetando as espécies de peixes ameaçadas do Brasil. Realizamos uma partição de variância (pRDA) para investigar o efeito isolado e conjunto do uso e ocupação do solo, represamentos e introdução de espécies no conjunto de espécies de peixes ameaçadas de cada bacia hidrográfica, separadamente. Os resultados evidenciaram que para as bacias La Plata, Atlântico Sudeste, São Francisco, Atlântico Nordeste, e Parnaíba a introdução de espécies não nativas foi considerada o principal impacto antrópico afetando os peixes ameaçados. Para a bacia do Araguaia-Tocantins, os resultados mostraram que o uso e ocupação do solo e represamentos são as principais atividades antrópicas na bacia que afetam os peixes ameaçados. Por fim, para a bacia Amazônica, observamos que o principal impacto é o uso e ocupação do solo nas espécies de peixes ameaçadas do Brasil. Assim, a consolidação de informações sobre as ameaças antrópicas que afetam as espécies de peixes ameaçadas em diferentes bacias hidrográficas do Brasil se constitui em um importante instrumento para guiar os projetos de conservação de peixes ameaçados.

Palavra-chave: Peixes, água Doce, espécies ameaçadas, Brasil, ações antrópicas.

4 LAND USE, DAMMING, AND INTRODUCED SPECIES DIFFERENTIALLY AFFECT THREATENED FISH IN BRAZILIAN WATERSHEDS

ABSTRACT

Human activities cause extinction rates in continental aquatic ecosystems that exceed those of terrestrial ecosystems, constituting a huge challenge for the management and conservation of the former. In Brazil, the loss of biodiversity in freshwater environments results from the use and occupation of the soil, dams and the introduction of species. Given the accelerated nature of these losses, this work aimed to assess the main anthropic threats at the level of the hydrographic basin that are affecting the threatened fish species in Brazil. We performed a variance partition (pRDA) to investigate the isolated and combined effect of land use and occupation, impoundments and the introduction of species into the set of threatened fish species in each watershed, separately. Our results showed that for the La Plata, Southeast Atlantic, San Francisco, Northeast Atlantic, and Parnaíba basins, the introduction of non-native species was considered the main anthropic impact affecting threatened fish. For the Araguaia-Tocantins basin, our results showed that land use and occupation and dams are the main human activities in the basin that affect threatened fish. Finally, for the Amazon basin, we observed that the main impact is the use and occupation of the soil in endangered fish species in Brazil. Thus, the consolidation of information on anthropogenic threats affecting endangered fish species in different hydrographic basins in Brazil is an important tool to guide endangered fish conservation projects.

Key-words: Fishes, freshwater, threatened species, Brazil, anthropic actions.

4.1 Introdução

As intervenções humanas sobre a natureza são responsáveis pela mais grave crise ambiental do planeta (Ceballos et al. 2015). As alterações decorrentes dessas intervenções antrópicas em ambientes aquáticos continentais têm elevado as taxas de extinções de espécies que, superam aquelas dos ecossistemas terrestres (Ricciardi & Rasmussen 1999; MEA 2005; Reid et al. 2019), acarretando, assim, em enormes desafios para a gestão e conservação de ecossistemas de água doce (Côté et al. 2016). No Brasil, as principais causas de perda de biodiversidade em ambientes de água doce são represamentos, introdução de espécies e uso e ocupação do solo (e.g. Agostinho et al. 2005; Beisner et al. 2003; Vitule et al. 2012; Daga et al. 2015; Siqueira et al. 2015).

O número de barragens tem aumentado, em escala global, para atender as demandas de energia elétrica (Grill et al. 2015; Zarfl et al. 2015). Aproximadamente 3700 grandes barragens estão previstas para serem construídas em todo o mundo até o ano de 2040 (Zarfl et al. 2015). É importante mencionar que os represamentos hidrelétricos são responsáveis por removerem seções lóticicas dos rios, criando corpos d'água mais parados (Liermann et al. 2012), alterando a disponibilidade de recursos alimentares (Mérona et al. 2003; Loureiro-Crippa & Hahn 2006; Luz-Agostinho et al. 2006), o regime de inundação, fluxo, condutividade e transparência da água, o que causa impactos negativos em ambientes aquáticos (Agostinho et al. 2008). A mudança de ambientes lóticicos para lênticos nestes ambientes favorece espécies generalistas, principalmente as não nativas, colocando espécies endêmicas em risco de extinção (Poff et al. 2007).

A fragmentação resulta na perda de conectividade entre ambientes ao longo do sistema fluvial, prejudicando na migração e dispersão dos organismos, principalmente de peixes (Agostinho et al. 2007). Já a regulação do fluxo promove mudanças no ciclo hidrológico,

afetando a intensidade e sazonalidade dos pulsos de cheias, com impactos no ciclo de vida de espécies que deles dependam (Agostinho et al. 2004; Bunn & Arthington 2002).

Não menos importante, temos a introdução de espécies, que é considerada uma das principais ameaças para conservação de peixes de água doce (Cambray 2003; Collares-Pereira & Cowx 2004; Leprieur et al. 2008; Vitule et al. 2009; Pelicice et al. 2016). Os peixes introduzidos são ameaças preocupantes, pois uma vez estabelecidos, podem levar ao declínio populacional ou extinção de espécies nativas (Carey et al. 2010). A introdução de espécies pode afetar a biodiversidade através de diversas interações, como a predação (Weyl & Lewis 2006; Bampfyld & Lewis 2007; Yonekura et al. 2007; Pelicice et al. 2015; Strictar-Pereira et al. 2015) e competição por recursos (Zimmerman & Vondracek, 2006; Blanchet et al., 2007; Gois et al. 2015).

O uso e ocupação do solo é o principal responsável pela degradação da mata ciliar, que por sua vez, é considerada uma das principais causas de perda da diversidade biológica em ecossistemas aquáticos (Dala-Corte et al. 2020). A mata ciliar influencia a ictiofauna através da transferência de energia solar para o ambiente aquático (Caissie 1991; Blackport et al. 1995; Pusey e Arthington 2003; Wootton et al. 2012; Wondzell et al. 2019); entrada de material alóctone (Swanson et al. 2017; Albertson et al. 2018; da Silva Gonçalves et al. 2018; Effert-Fanta et al. 2019); disponibilidade de refúgios e sítios reprodutivos (Schneider & Winemiller 2008; Cañas 2019). Apesar da sua relevância para a manutenção da biodiversidade aquática, muitos estudos (Goulding 1980; Cunico et al. 2011) têm demonstrado um grande aumento da devastação das matas ciliares por meio de urbanização, construção de hidrelétricas (Tundisi 1986; Agostinho et al. 1995; Pelicice et al. 2014), abertura de estradas, incêndios e expansão de áreas agrícolas e de pecuária (Esteves & Barbosa 1986; Penczak et al. 1994; Fialho et al. 2008), sendo considerada hoje uma das formações de vegetação mais degradadas (Dala-Corte

et al. 2020). A degradação e a destruição das zonas ripárias têm sido discutidas nas últimas décadas, entretanto, pouco tem sido feito para a conservação desses sistemas.

Represamentos (Park et al. 2003; Gubiani et al. 2010; Lima et al. 2016; Strictar-Pereira et al. 2016; Granzotti et al. 2018; Tonella et al. 2019), introdução de espécies (Pelicice et al. 2009; Strictar-Pereira et al. 2019) e uso e ocupação do solo (Ávila et al. 2018; Zeni et al. 2019) têm causado o declínio populacional de muitas espécies de peixes, especialmente na região neotropical. Consequentemente, muitas espécies de peixes neotropicais estão sob algum grau de ameaça de extinção (IUCN 2004). Entretanto, o impacto de cada uma dessas ameaças antrópicas sob espécies ameaçadas de peixes é contexto-dependente e, consequentemente, varia entre os diferentes tipos de ecossistemas ou bacias hidrográficas. De fato, a *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) incluiu em sua lista vermelha 410 espécies ameaçadas de peixes para o Brasil, sendo 311 espécies de ambientes de água doce. Dessa maneira, esse trabalho objetivou identificar o efeito das principais ameaças antrópicas (i.e., uso e ocupação do solo, represamento e introdução de espécies) sob espécies de peixes ameaçadas de extinção em diferentes bacias hidrográficas brasileiras. A consolidação de informações sobre as ameaças antrópicas que afetam as espécies de peixes ameaçadas em diferentes bacias hidrográficas do Brasil se constitui em um importante instrumento para guiar os projetos de conservação de peixes de água doce ameaçados de extinção.

4.2 Materiais e Métodos

4.2.1 Área de estudo

O estudo abrangeu as bacias que compõem o território brasileiro segundo a classificação da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO).

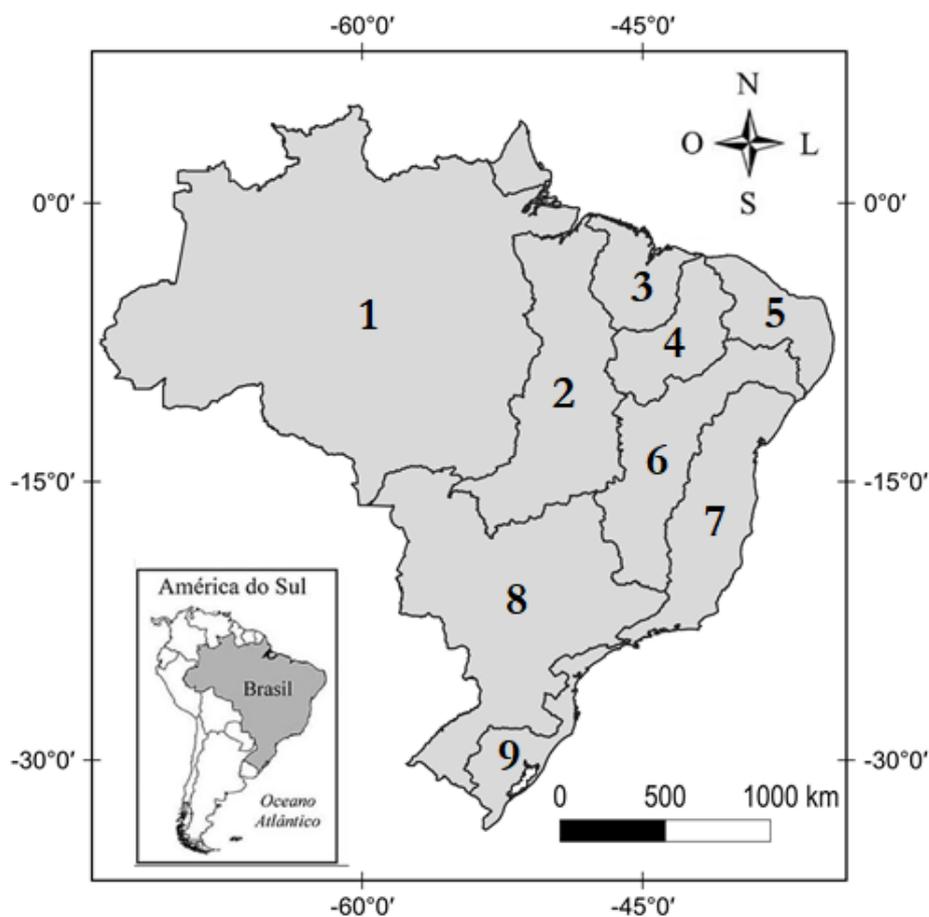


Figura 1. Bacias hidrográficas do Brasil. 1 – Bacia Amazônica; 2 - Bacia do Araguaia-Tocantins; 3 – Bacia do Atlântico Norte; 4 – Bacia da Parnaíba; 5 - Bacia do Atlântico Nordeste; 6 – Bacia do São Francisco; 7 – Bacia do Atlântico Leste; 8 – La Plata; 9 – Atlântico Sudeste. Fonte: geonetworks da FAO.

4.2.2 Dados de ocorrência das espécies ameaçadas

Utilizamos a Portaria Nº 445 do Ministério do Meio Ambiente, de 17 de dezembro de 2014 (Brasil 2014) para obtenção da lista de espécies de peixes de água-doce ameaçados do Brasil. Registros de ocorrência destas espécies (i.e., coordenadas geográficas) foram obtidos por meio das informações disponibilizadas pelas bases de dados *on line* FishNet2 (<http://www.fishnet2.net/>), SpeciesLink (smlink.cria.org.br) e Global Biodiversity Information Facility (GBIF -www.gbif.org). A busca por ocorrências foi suplementada com informações

provenientes da literatura. Para a busca de artigos usamos o nome científico das espécies ameaçadas do Brasil sob TOPIC nas bases de dados ISI Web of Science e Scielo. O refinamento da pesquisa considerou o tipo de documento (Artigo) e país/região (Brasil).

Registros de ocorrência com ambiguidades ou informações duvidosas e sem coordenadas geográficas foram excluídos. Os registros com o nome impreciso das espécies (ex. espécies com as partículas cf. e aff.) foram retirados. Problemas taxonômicos de sinonímias e mudanças de nome também foram corrigidos, e os nomes válidos seguiram a base de dados *Catalog of fishes* – CAS (Eschmeyer et al. 2018). Com base nas informações da área de distribuição das espécies disponibilizadas pelo CAS, a bacia de origem de cada espécie foi determinada. A Bacia do Orinoco foi retirada da análise pela ausência de registros de espécies ameaçadas.

Os registros das ocorrências das espécies ameaçadas foram mapeados em uma malha geográfica regular (“grid”) no sistema de projeção WGS 84, com resolução espacial 20 km² para cada célula e um número de 10.658 células. Para cada espécie foi construída uma matriz binária de presença (1) e pseudo-ausência (0) a partir dos dados de ocorrência.

4.2.3 Ameaças antrópicas

Os dados de reservatórios foram extraídos do site <http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/grand-v1-reservoirs-rev01>. Utilizamos a porcentagem de área alagada de reservatórios e pequenas centrais hidrelétricas que foram igualmente mapeados em uma malha geográfica regular (“grid”), com resolução espacial 20 km (com 10.658 células).

Para investigar o impacto de espécies invasoras em peixes ameaçados, utilizamos a lista de espécies não nativas de peixes do Brasil disponibilizada no material complementar de Gubiani et al. (2018). Os registros de ocorrências e mapeamento destas espécies não nativas (i.e., coordenadas geográficas) foram obtidos do mesmo modo descrito para as espécies

nativas, no entanto, as coordenadas do ambiente de origem dessas espécies foram removidas. Obtivemos o número de espécies não nativas pela somatória de ocorrência de espécies não nativas para cada célula da malha geográfica regular (“grid”).

Para a obtenção de áreas de uso e ocupação do solo utilizamos dados extraídos do site <http://maps.csr.ufmg.br/>, na qual obtivemos a porcentagem dos diferentes tipos de áreas antropizadas: pastagem, agricultura, mineração, aquicultura, área urbana e área sem vegetação nativa, posteriormente fizemos uma somatória das porcentagens de áreas antropizadas dentro de cada célula, na qual foram mapeados em uma malha geográfica regular (“grid”), com resolução espacial 20 km (com 10.658 células).

4.2.4 Análises estatísticas

Para determinar a influência das ameaças antrópicas sobre a riqueza de espécies ameaçadas, realizamos análises de redundância parcial (pRDA; Legendre & Legendre 1998), separadamente para cada bacia hidrográfica. A variável resposta foi o conjunto de espécies ameaçadas em cada bacia hidrográfica, baseada na presença ou ausência das espécies ameaçadas em cada célula. As variáveis preditoras foram as ameaças antrópicas, ou seja, uso e ocupação do solo (% de uso), % de área alagada de UCHs e PCHs e riqueza de espécies não nativas por célula.

A quantidade de variação explicada pelo puro efeito de cada fator preditor e por sua contribuição compartilhada com outros preditores foi calculada pela análise de particionamento de variância, que é baseada no R^2 ajustado. A significância estatística do teste e dos fatores isolados foi testada através de testes de permutação (999 aleatorizações).

A variabilidade da composição de espécies, a exemplo de outros atributos de comunidades biológicas, são frequentemente autocorrelacionados espacialmente, inflando

erros do tipo I em testes estatísticos (Legendre 1993, Diniz-Filho et al. 2003, Dormann 2007), embutindo assim viés nos resultados. Desta forma, foi incluído nas análises um componente espacial representando a autocorrelação espacial para controlar o efeito desse tipo de viés. Para isso, utilizamos a análise de Coordenadas Principais da Matrizes Vizinhas (PCNM), que criou variáveis espaciais (vetores PCNM) com base em uma matriz de distâncias Euclidianas, calculada com base nas coordenadas geográficas das células da “grid” (Borcard & Legendre 2002, Dray et al. 2006). Esses vetores permitem a representação de diferentes relações espaciais entre os locais em diferentes escalas espaciais e podem ser tratados como variáveis independentes. Realizamos a seleção das variáveis espaciais de acordo com o critério de Blanchet et al. (2008), que é baseado no nível de significância das variáveis ($P < 0.05$) e no R^2 ajustado. As análises estatísticas neste estudo foram realizadas em software R (R Core Team 2019), com a utilização do pacote *vegan* (Oksanen et al. 2019).

4.3 Resultados

4.3.1 Riqueza de espécies ameaçadas

As 66 espécies de peixes de água doce ameaçadas estão distribuídas em três ordens, ou seja, Characiformes (28 espécies), Siluriformes (33 espécies) e Cyprinodontiformes (4 espécies) (S1). As bacias que mais possuem espécies ameaçadas são: La Plata, Araguaia-Tocantins e São Francisco (21, 20 e 13 espécies ameaçadas, respectivamente) (Fig. 2).

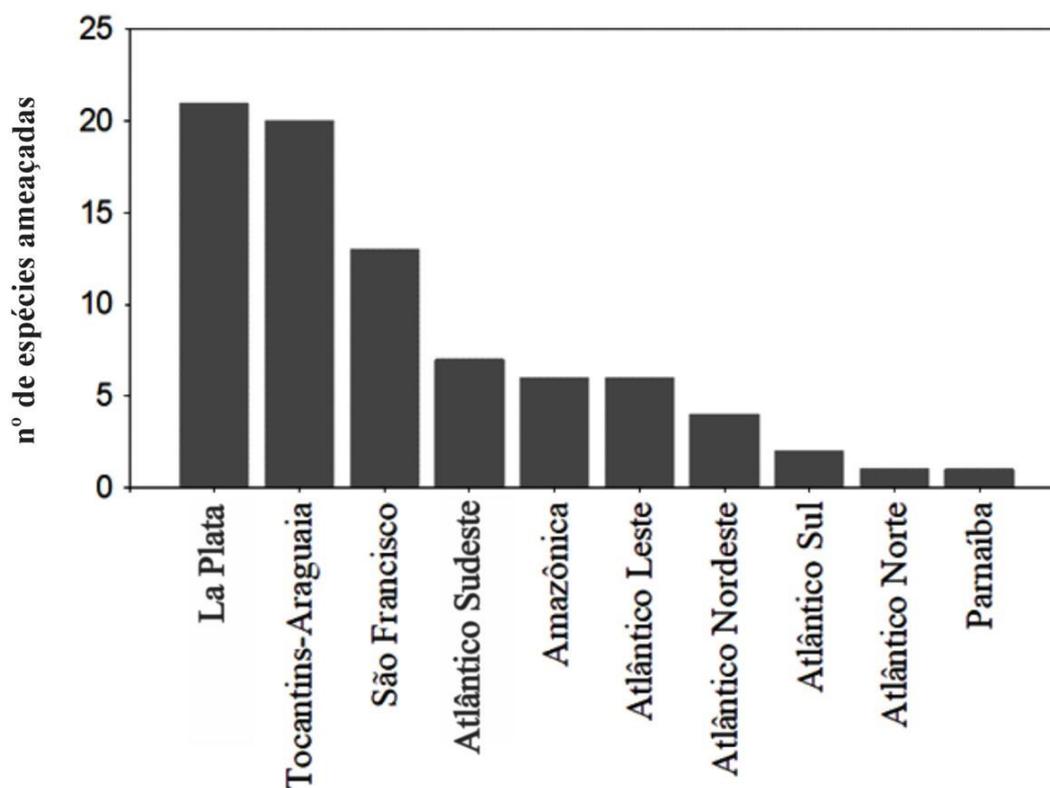


Figura 2. Número de espécies de peixes de água doce ameaçadas nas bacias hidrográficas, baseada na Portaria 445/2014 do Ministério do Meio Ambiente.

4.3.2 Impactos Antrópicos

4.3.2.1 Área de UCHs e PCHs

Os resultados evidenciaram que as bacias La Plata, Atlântico Sudeste e São Francisco apresentaram a maior representatividade das médias de áreas alagadas de UCHs e PCHs por célula. Por outro lado, áreas alagadas foram praticamente ausentes na bacia do Atlântico Nordeste (Fig. 3).

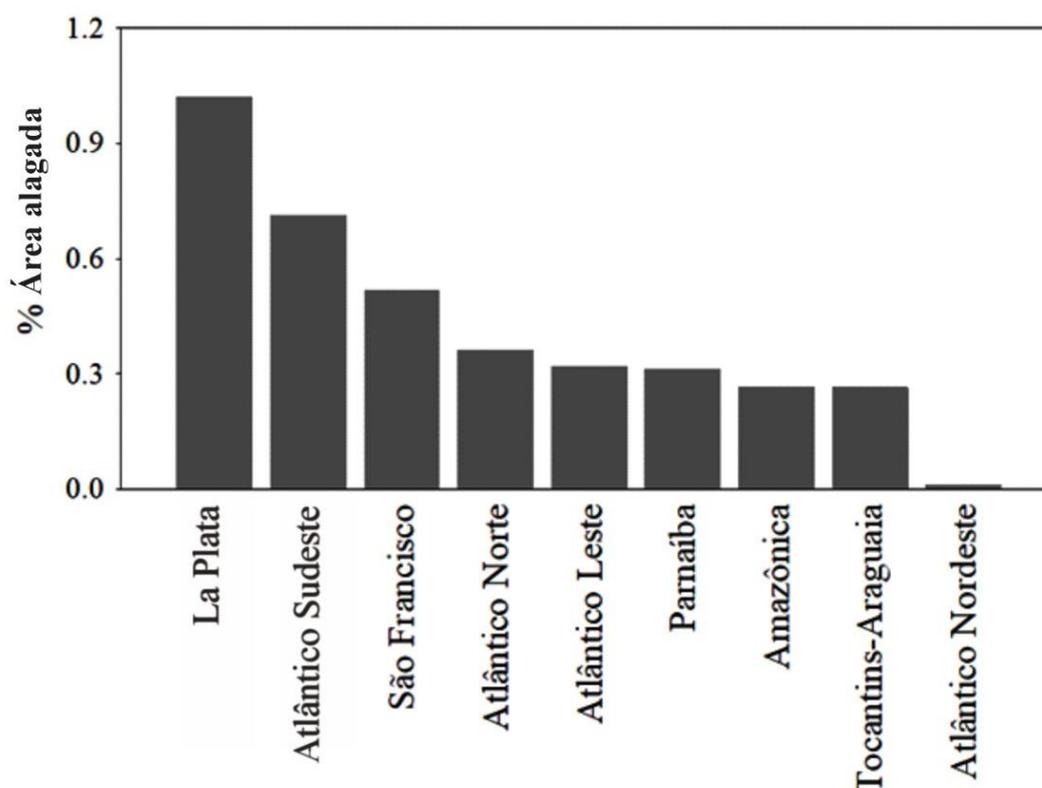


Figura 3. Média da porcentagem de áreas alagadas de UCHs e PCHs nas bacias hidrográficas brasileiras, de acordo com Global Reservoir and Dam (GRanD).

4.3.2.2 Riqueza de espécies não nativas

Com relação ao número de espécies não nativas, foram computadas 121 espécies, as quais estão distribuídas em dez ordens: Characiformes (43 espécies), Siluriformes (34 espécies), Perciformes (22 espécies), Gymnotiformes (7 espécies), Cypriniformes (5 espécies), Cyprinodontiformes (3 espécies), Myliobatiformes (3 espécies), Clupeiformes (1 espécie), Pleuronectiformes (1 espécie) e Atheriniformes (1 espécie) (S2). As bacias hidrográficas com maior número de espécies não nativas são La Plata, São Francisco, Atlântico Nordeste e Atlântico Sudeste (90, 17, 10 e 7 espécies não nativas, respectivamente) (Fig. 4).

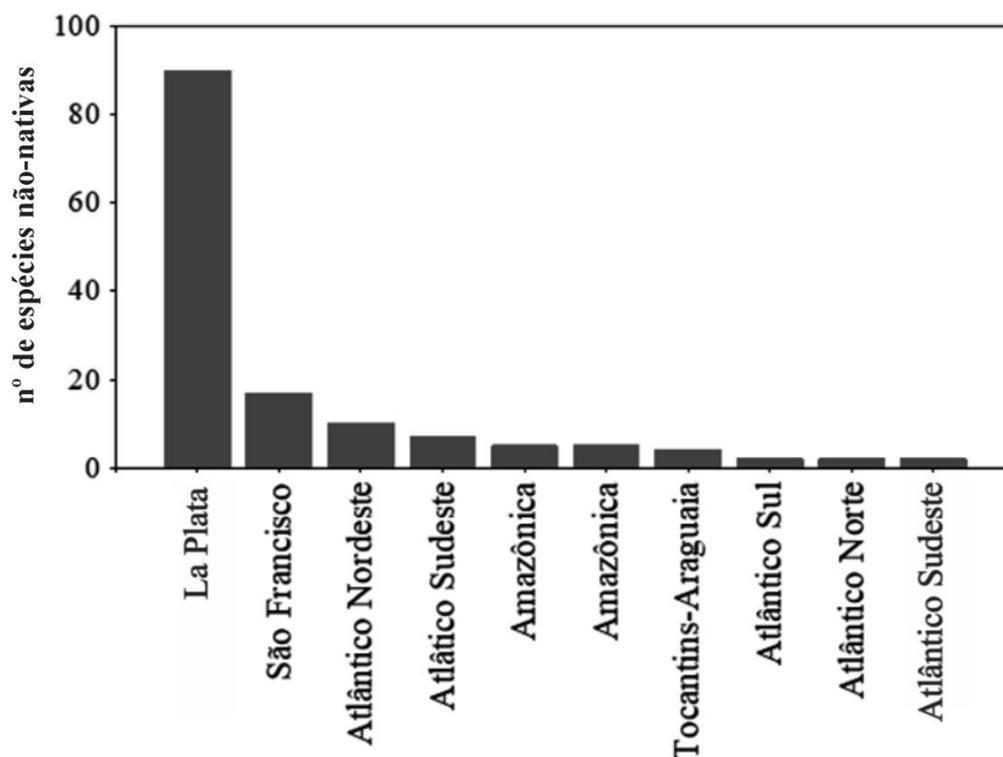


Figura 4. Número de espécies não nativas de peixes por bacias brasileiras, baseado em listagem de Gubiani et al. (2018).

4.3.2.3 Áreas de uso e ocupação do solo

Na avaliação da média da porcentagem de uso e ocupação do solo por célula ficou evidente para todas as bacias hidrográficas que o tipo de uso e ocupação do solo mais explorado é a pastagem, principalmente para as bacias do Atlântico Nordeste, Atlântico Leste, Tocantins-Araguaia e La Plata (63,64%; 48,39%; 37% e 36,76, respectivamente) (Fig. 5). A segunda atividade mais representativa nestas bacias hidrográficas foi a agricultura, principalmente para as bacias do La Plata e Atlântico Nordeste (17,96% e 9,97%, respectivamente) (Fig. 5).

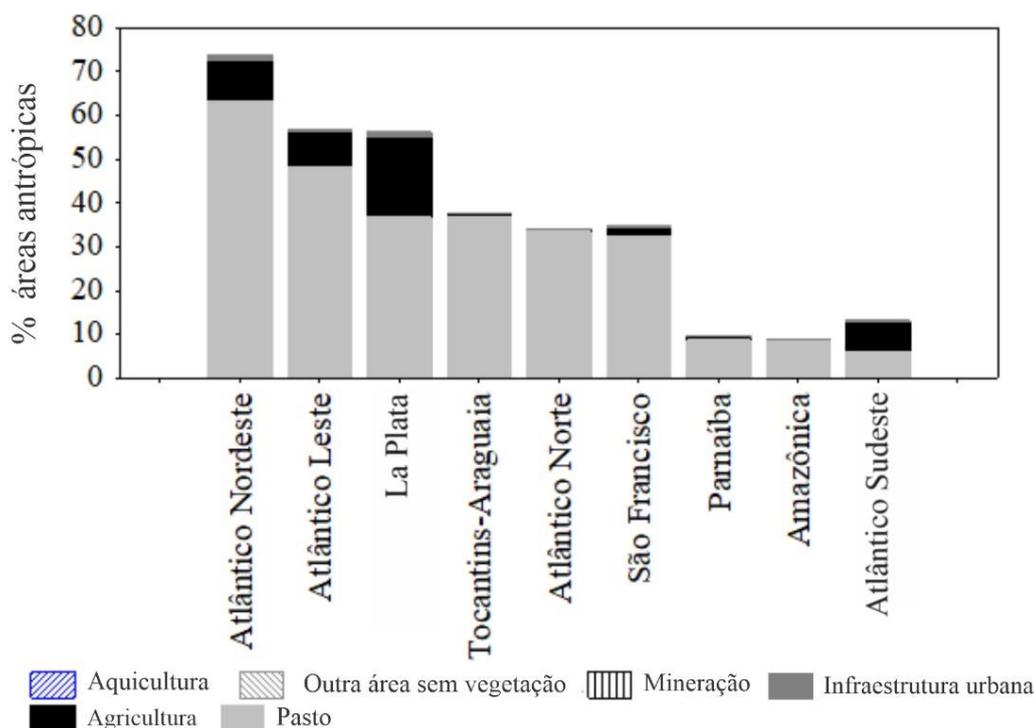


Figura 5. Média da porcentagem de uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas, de acordo com mapbiomas (2019).

4.3.3 Importância relativa das ameaças: represamentos, espécies não nativas e uso do solo

A análise de redundância parcial (pRDA) evidenciou, para todas as bacias hidrográficas, a elevada importância do componente espacial (máx: 67% e mín: 26%). A importância relativa de cada ameaça antrópica (compartilhada com o componente espacial) variou entre as bacias hidrográficas brasileiras.

Para às bacias do Atlântico Norte (Fig. 6.3), Parnaíba (Fig. 6.4), Atlântico Nordeste (Fig. 6.5), Atlântico Leste (Fig. 6.7) e Atlântico Sudeste (Fig. 6.9), e o compartilhamento do componente espacial com espécies não nativas (6%; 3%; 6%; 4% e 1%, respectivamente) e uso e ocupação do solo (1%, 4%, 3%, 3%, 2%, respectivamente) explicaram uma parte da variação

na composição de espécies ameaçadas. Portanto, o número de espécies não nativas foi a ameaça antrópica mais importante nas bacias do Atlântico Sudeste e Atlântico Nordeste, enquanto que uso e ocupação do solo foi a principal ameaça para as bacias Atlântico Sudeste, Parnaíba e Atlântico Norte (Figura 6 e 7). Em relação à bacia do São Francisco (Fig. 6.6), observamos a importância do compartilhamento do componente espacial com número espécies não nativas, reservatório e uso e ocupação do solo (15%, 2% e 1%, respectivamente), sendo o principal preditor para esta bacia o número de espécies não nativas. Ressaltamos que a maior porcentagem de explicação do número de espécies não nativas para a variação de espécies ameaçadas de peixes ocorreu nessa bacia hidrográfica (Fig. 6 e 7).

Ressaltamos também a bacia La Plata (Fig. 6.8), na qual parte da variância deveu-se à contribuição compartilhada do componente espacial com o número de espécies não nativas (8%), uso e ocupação do solo (6%) e reservatórios (3%). A maior porcentagem de explicação de reservatórios para a variação de espécies ameaçadas de peixes ocorreu nessa bacia hidrográfica (Fig. 6).

Por fim, em relação à bacia Amazônica (Fig. 6.9), observamos que o compartilhamento do componente espacial com o uso e ocupação do solo explicaram de modo significativo a variância (4%), sendo o uso e ocupação do solo o principal e único preditor relevante para esta bacia (Fig. 6 e 7).

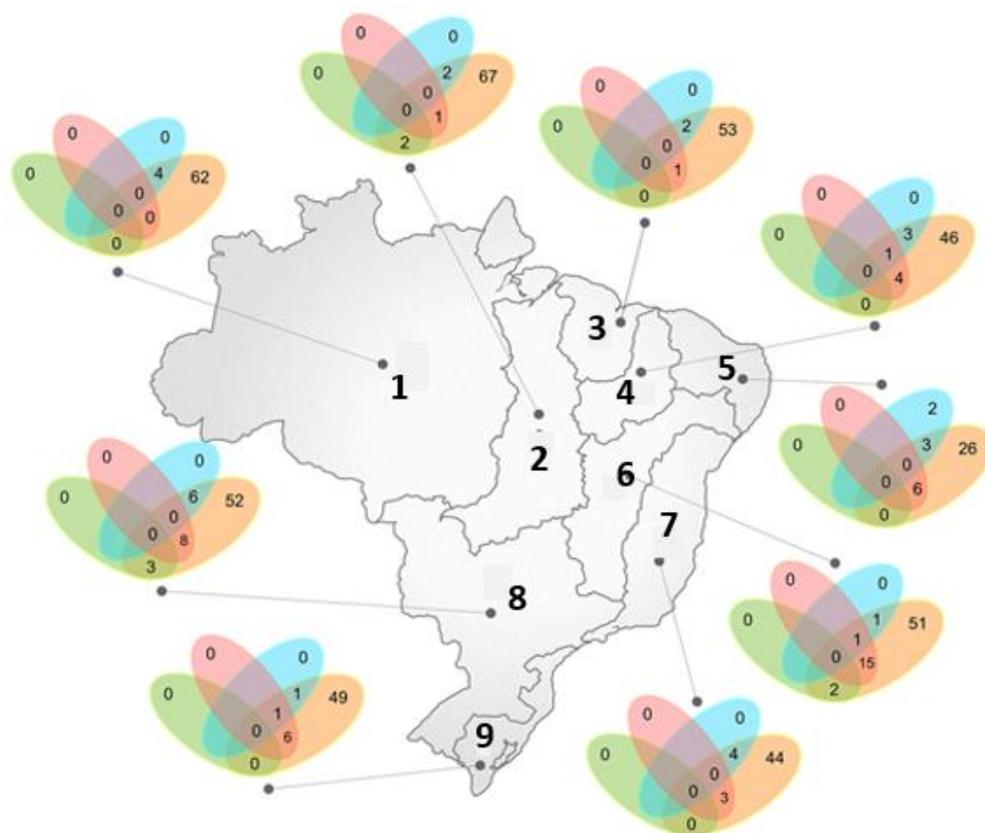


Figura 6. Resultados da análise de redundância parcial (pRDA) mostrando a importância relativa (%) das principais ameaças antrópicas sobre as espécies ameaçadas de peixes em cada bacia hidrográfica brasileira. Bacias hidrográficas do Brasil. 1 – Bacia Amazônica; 2 - Bacia do Araguaia-Tocantins; 3 – Bacia do Atlântico Norte; 4 – Bacia da Parnaíba; 5 - Bacia do Atlântico Nordeste; 6 – Bacia do São Francisco; 7 – Bacia do Atlântico Leste; 8 – La Plata; 9 – Atlântico Sudeste. Elipses indicam: verde- reservatórios; rosa- espécies não nativas; azul- uso e ocupação do solo; laranja-componente espacial.

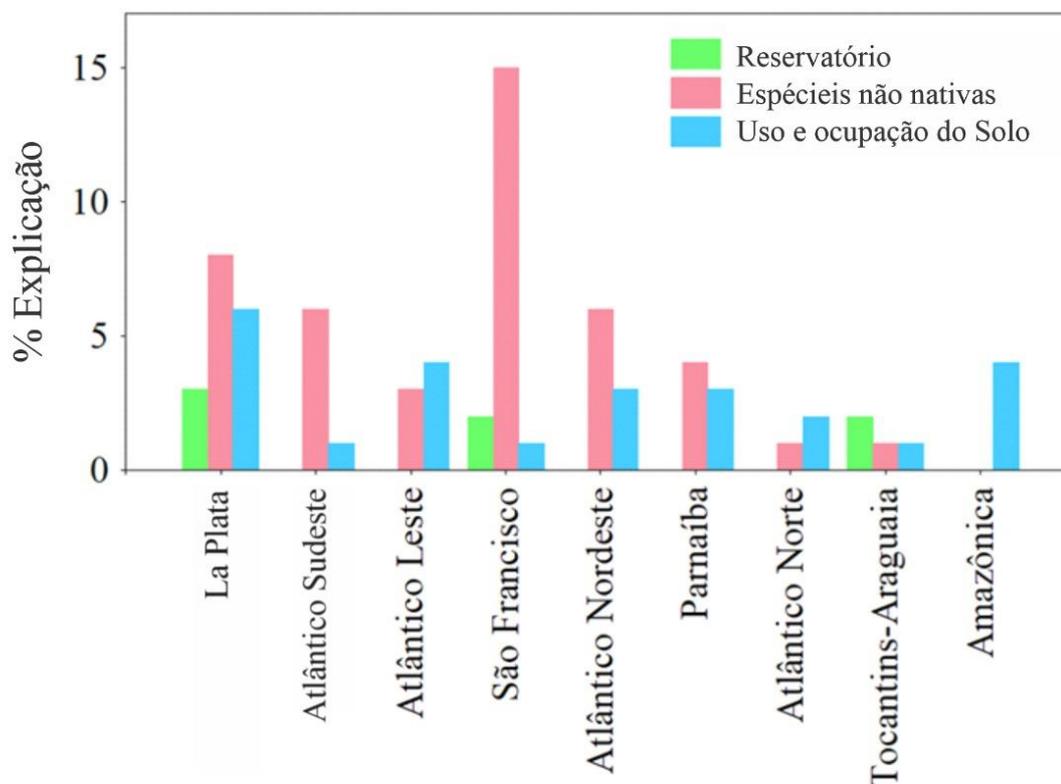


Figura 7. Resultados da análise de redundância parcial (pRDA) mostrando a importância relativa (%) do compartilhamento espacial com os principais impactos antrópicos sobre as espécies ameaçadas de peixes por bacia brasileira.

4.4 Discussão

A ocupação antrópica das terras através de usos múltiplos confere complexidade e dificulta a elaboração de propostas para a gestão territorial, tanto em nível local como regional (Bernardes 2015). Neste contexto, conhecer quais são as atividades humanas de maior impacto sobre as bacias hidrográficas do Brasil é fundamental para a conservação de espécies ameaçadas de peixes. Principalmente devido ao aumento do número de espécies descritas como ameaçadas e as alterações de categoria de grau de ameaçada verificadas nas listas oficiais nas três últimas décadas refletem a ampliação do conhecimento biológico e do

entendimento das principais ameaças antrópicas sobre as espécies de peixes ameaçadas (ICMBIO 2018). Assim, a identificação dos principais usos e a quantificação de seus impactos a nível de bacia são subsídios cruciais nas discussões sobre conservação de espécies ameaçadas. De fato, os resultados apresentados foram bem sucedidos em mostrar o sinergismo entre os represamentos hidrelétricos, introdução de espécies e a perda da cobertura florestal nas bacias hidrográficas brasileiras, indicando relações de importância entre eles, sendo particularmente úteis como subsídios ao planejamento e a implementação de ações de conservação de espécies de peixes ameaçados a nível de bacia hidrográfica.

A construção de barragens tem duas principais consequências para a ictiofauna: fragmentação de populações e regulação do fluxo do corpo hídrico (Grill et al. 2015), como a modificação de ambientes lóticos para lênticos (Poff et al. 2007). Os represamentos hidrelétricos são especialmente prejudiciais para espécies de peixes migradores (Caudill et al. 2013; Pelicice et al. 2014) devido à obstrução de rotas migratórias para áreas de desova ou alimentação (McLaughlin et al. 2006) e à alta mortalidade de peixes em turbinas (Larinier 2000). Esses são efeitos esperados sobre as espécies migradoras ameaçadas de extinção consideradas nesse estudo, como algumas dos gêneros *Prochilodus* e *Brycon*. A grande maioria dessas espécies pertencentes a esses gêneros ocorrem em bacias hidrográficas com grande concentração de reservatórios, como São Francisco, Araguaia-Tocantins e La Plata, principalmente, como demonstrado nesse estudo.

Além de causarem impactos inerentes ao controle da vazão e alterações dos *habitats*, os represamentos têm sido também responsabilizados por introduções massivas de espécies de peixes, tanto por atuar como locais de proliferação e disseminação de espécies não nativas, como por eliminar eventuais barreiras geográficas naturais e conectar províncias ictiofaunísticas distintas (Júlio-Júnior et al. 2009; Tonella et al., 2018). Essa disseminação de

espécies não nativas ocorre o fenômeno chamado de “homogeneização biótica” (Rahel 2000; Olden et al. 2004; Vitule et al. 2012), considerado um dos maiores problemas para a conservação da biodiversidade de peixes neotropicais, particularmente de água doce (Rodriguez 2001).

Não menos importante, temos o impacto antrópico na retirada de matas ciliares para uso e ocupação do solo. Alterações dos ambientes aquáticos provocadas por atividades agropecuárias, como a remoção de matas ciliares são as principais ameaçadas às espécies de peixes continentais (ICMBIO 2018), como ficou evidenciado nesse estudo que, o principalmente uso do solo as bacias brasileiras é a pastagem e agricultura. As matas ciliares são um bioma que constitui uma área de grande comunicação entre vegetação, solo e curso d'água, representando áreas de grande interação biológica, física e química (Gregory et al. 1991). Assim, diversos estudos têm demonstrado a alta sensibilidade de espécies ameaçadas diante da degradação das matas ciliares (como exemplo, Seehausen et al. 1997; Pearson 2007). Dentre os peixes ameaçados desse estudo que são altamente sensíveis a degradação da vegetação ripária, podemos destacar o gênero *Brycon*, que são altamente dependentes de material alóctone da vegetação ripária, peculiaridade que torna essas espécies ainda mais suscetíveis a alterações em seus biótopos (Lima 2017), como o caso de algumas espécies, como *B. goulding* na bacia do Paraná (Tonella et al. 2019), *B. gouldingi* e *B. nattereri* na bacia do Tocantins (Albrecht et al. 2009; Vitorino-Jr et al. 2014) e *B. opalinus* nas bacias costeiras brasileiras (Gomiero et al. 2008).

Como evidenciado nos resultados, o uso e ocupação do solo, principalmente para pastagem, nas Bacias Atlântico Leste, Atlântico Norte e Amazônica constitui-se no principal agente de perturbação da comunidade de peixes ameaçados. De fato, uso e ocupação, do solo tem sido documentado como importante agente desestruturador de serviços ecossistêmicos da

Amazônia como armazenamento de carbono, regulação climática regional, balanço hidrológico e funções da biodiversidade (Davidson et al. 2012). A bacia Amazônica comporta a maior diversidade de peixes do mundo (Albert et al. 2011), com aproximadamente 2.406 espécies (Jézéquel et al. 2020). Embora possua relativamente poucas espécies ameaçadas de extinção, certamente sua perda potencial de espécies está subestimado por causa do baixo conhecimento taxonômico sobre quais são as espécies existentes (déficit Lineano) ou do conhecimento sobre a área de distribuição das espécies (déficit Wallaceano) (Hortal et al. 2015).

Para as Bacias La Plata, Atlântico Sudeste, São Francisco, Atlântico Nordeste e Parnaíba a introdução de espécies não nativas foi considerada o principal impacto antrópico. Esse resultado corrobora os estudos de Vitule et al. (2012), Daga et al. (2015), Jean-Nicolas et al. (2017) e Kiruba-Sankar et al. (2018) que consideram os ambientes aquáticos continentais os ecossistemas mais ameaçados do planeta pelas invasões de espécies. No caso, introdução de espécies invasoras corresponde a segunda maior causa de extinção de espécies, superada apenas pela degradação de habitat (Wilson 1992; Brown 2000; Rahel 2002; Carpenter et al. 2007; Johnson et al. 2008).

Os maiores centros urbanos e industriais da América do Sul estão localizados na Bacia La Plata (Agostinho et al. 1995). Tanto é que, os resultados evidenciaram que a Bacia La Plata é fortemente impactada por uso e ocupação do solo, principalmente pela pastagem, represamento e espécies não nativas, devido ao fato que essa bacia é considerada a bacia brasileira com maior número de espécies ameaçadas e não nativas. A alta quantidade de espécies não nativas pode estar relacionada com a construção do reservatório de Itaipu em 1982, que promoveu a inundação do Salto de Sete Quedas, uma barreira natural que separava duas ecoregiões hidrográficas (*sensu* Graça & Pavanelli 2007; Langeani et al. 2007, Abell et al. 2008). Nessa ocasião, pelo menos 33 espécies de peixes a jusante dos Saltos de Sete

Quedas (médio Paraná e Paraguai) chegaram ao alto Rio Paraná (Júlio-Júnior et al. 2009; Vitule et al. 2012). Após esse período, pelo menos 17 espécies de peixes permaneceram restritas ao trecho a jusante da barragem de Itaipu (Agostinho et al. 2015). Porém, com a operação de um canal de passagem para peixes (chamado Canal de Piracema, e operado a partir de 2002), outras espécies dispersaram para o trecho superior da bacia (Makrakis et al. 2007; Júlio-Júnior et al. 2009; Vitule et al. 2012). As escadas ou passagens de peixes foram criadas para minimizar os impactos sobre espécies migradoras (Agostinho et al. 2016), no entanto, um dos maiores problemas quando se trata de escadas de peixes são a dificuldade em controlar quais espécies utilizarão a passagem (Pompeu et al. 2012), sendo que, muitas vezes funcionam como armadilhas ecológicas, contribuindo para o declínio ou extinção de espécies (Pelicice & Agostinho 2008), principalmente para as espécies migradoras já relatadas anteriormente.

A bacia do rio São Francisco é considerada uma das mais importantes bacias brasileiras, por abranger sete Estados da Federação. São diversos os problemas enfrentados nesta bacia em virtude das intervenções feitas no curso do rio como: diminuição do volume de água no canal principal, interrupção do ciclo natural das cheias, erosão das margens, rompimento de diques de contenção (Casado et al. 2002; Holanda et al. 2005; Holanda et al. 2008) e introdução de espécies (Becker et al. 2016), como ficou evidente neste estudo que, introdução de espécies foi o fator mais relevante para essa bacia. Uma vez que, as mudanças no baixo rio São Francisco resultantes da instalação sucessiva de barragens são extremamente preocupantes quando se trata de introdução de espécies nessa bacia (Vasco et al. 2019).

Os resultados evidenciaram para a bacia Tocantins-Araguaia que o uso e ocupação do solo e represamentos são as principais atividades antrópicas que afetam os peixes ameaçados na bacia. De fato, a bacia do Tocantins-Araguaia, é a única localizada inteiramente em

território brasileiro, e vem sofrendo sérios impactos, principalmente pela remoção da vegetação para a agricultura (Costa et al. 2003) e a construção de hidrelétricas (Medeiros et al. 2014). Esta bacia hidrográfica foi alvo de desenvolvimento hidrelétrico na última década, na qual grandes barragens foram construídas no canal principal do rio Tocantins (Agostinho et al. 2011; Araújo et al. 2013; Winemiller et al. 2016; Akama 2017) e várias pequenas barragens foram instaladas nos seus tributários (Tollfson 2011; Akama 2017), afetando a conectividade hidrologia e estrutura das matas ciliares (Vitorino et al. 2014). Além do que, à rápida expansão do agronegócio para produção de commodities no entorno da bacia, provocou aproximadamente 50 % da perda da cobertura vegetal natural (Pelicice et al. 2021).

O estudo teve com principal intuito abordar os principais impactos antrópicos sobre as espécies ameaçadas de peixes em diferentes bacias hidrográficas brasileiras. Os resultados evidenciaram que, as ameaçadas antrópicas (uso e ocupação do solo, espécies invasoras e represamentos) são relevantes quando se trata de impactos sobre espécies de peixes ameaçados, demonstrando que há diferença relativa para cada bacia hidrográfica brasileira. Sugerindo que as ações de conservação/manejo devem ter como foco aspectos diferentes para cada bacia hidrográfica brasileira (e.g. a maior preocupação no São Francisco é espécies invasoras, enquanto na Amazônica é uso do solo, etc). Sendo uma demanda urgente e pouco encontrada na literatura para direcionar e priorizar a alocação de investimentos em conservação a nível regional e nacional para a conservação de espécies ameaçadas de peixes do Brasil. Principalmente em virtude da expansão de atividades como urbanização, construção de hidrelétricas, aberturas de estradas, incêndios, agricultura, pecuária e, com um efeito sinérgico, devem causar danos irreversíveis às populações de peixes.

REFERÊNCIAS

Abell R, et al. 2008. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. 2008. *Bioscience* **58**(5): 403-414 DOI: 10.1641/B580507.

Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM. 2007. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Eduem, Maringá.

Agostinho AA, Gomes LC, Santos NC, Ortega JC, Pelicice FM. 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research* **173**: 26-36.

Agostinho AA, Gomes LC, Veríssimo S, Okada EK. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná river: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **14**: 11-19 DOI: 10.1007/s11160-004-3551-y.

Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* **68**: 1119-1132 DOI: 10.1590/S1519-69842008000500019.

Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC. 2008. Dams and the fish fauna of the neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* **68**:1119-1132 DOI: 10.1590/S1519-69842008000500019.

Agostinho AA, Suzuki HI, Fugi R, Alves DC, Tonella LH, Espindola LA. 2015. Ecological and life history traits of *Hemiodus orthonops* in the invasion process: Looking for clues at home. *Hydrobiologia* **746**:415–430 DOI: 10.1007/s10750-014-2030-2.

Agostinho AA, Thomaz SM, Gomes LC. 2005. Conservation of the Biodiversity of Brazil's inland Waters. *Conservation Biology* **19**:646–652 DOI: 10.1111/j.1523-1739.2005.00701.x.

Agostinho AA, Vazzoler AEA, Thomaz SM. 1995. The high river Paraná basin: Limnological and ichthyological aspects. Pages 59–104 in Tundisi JG, Bicudo T, Matsumura-Tundisi M, editores. *Limnology in Brazil*. ABC/SBL, Rio de Janeiro.

Agostinho CS, Pelicice FM, Marques EE, Soares AB, Almeida DAA. 2011. All that goes up must come down? Absence of downstream passage through a fish ladder in a large Amazonian river. *Hydrobiologia* **675**(1): 1–12 DOI: 10.1007/s10750-011-0787-0.

Akama A (2017) Impacts of the hydroelectric power generation over the fish fauna of the Tocantins river, Brazil: Marabá Dam, the final blow. *Oecologia Australis* **21**(3):222-231.

Albert JS, Reis R. 2011. *Historical biogeography of Neotropical freshwater fishes*. University of California Press, Berkeley.

Albertson LK, Ouellet V, Daniels MD. 2018. Impacts of stream riparian buffer land use on water temperature and food availability for fish. *Journal of freshwater ecology* **33**(1), 195–210 DOI: 10.1080/02705060.2017.1422558.

Albrecht MP, Caramaschi EP, Horn MH. 2009. Population responses of two omnivorous fish species to impoundment of a Brazilian tropical river. *Hydrobiologia* **627**: 181–93 DOI: 10.1007/s10750-009-9727-7.

Araújo ES, Marques EE, Freitas IS, Neuberger AL, Fernandes R, Pelicice FM. 2013. Changes in distance decay relationships after river regulation: similarity among fish assemblages in a large Amazonian river. *Ecology of Freshwater Fish* **22**(4): 543–552 DOI: 10.1111/eff.12054.

Ávila MP, Carvalho RN, Casatti L, Simião-Ferreira J, Morais LFD, Teresa FB. 2018. Metrics derived from fish assemblages as indicators of environmental degradation in Cerrado streams. *Zoologia (Curitiba)* **35**. DOI: 10.3897/zoologia.35.e12895.

Bampfyld CJ, Lewis MA. 2007. Biological control through intraguild predation: case studies in pest control, invasive species and range expansion. *Bulletin of Mathematical Biology* **6**:1031–1066 DOI: 10.1007/s11538-006-9158-9.

Blanchet FG, Legendre P, Borcard D. 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology*, **89**(9), 2623-2632. DOI: 10.1890/07-0986.1.

Becker B, Galhardo BDOS, Macedo DR, Hughes RM, Callisto M, Santos GB. 2016. Influence of limnological zones on the spatial distribution of fish assemblages in three Brazilian reservoirs. *Journal of limnology* **75**(1).

Beisner BE, Ives AR, Carpenter SR. 2003. The effects of an exotic fish invasion on the prey communities of two lakes. *Journal of Animal Ecology* **72**: 331–342.

Bernardes FF. 2015. Landscape Ecology According to Geography: A Proposal of Tools for the Analysis and Management of the Environment. Pages 175–185 in Luc M, Somorowska U, Szmanda JB, editores. *Landscape Analysis and Planning*. Springer, Cham, Switzerland. DOI: 10.1007/978-3-319-13527-4.

Blackport R, MacGregor R, Imhof J. 1995. An approach to the management of groundwater resources to protect and enhance fish habitat. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences* **2284**.

Blanchet S, Loot G, Grenouillet G, Brosse S. 2007. Competitive interactions between native and exotic salmonids: a combined field and laboratory demonstration. *Ecology of Freshwater Fish* **16**: 133–143 DOI: 10.1111/j.1600-0633.2006.00205.x.

Borcard D, Legendre P. 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling* **153**: 51–68 DOI: 10.1016/S0304-3800(01)00501-4.

Brasil. 2014. Portaria MMA N° 445, de 17 de dezembro de 2014. Reconhece espécies de peixes e invertebrados aquáticos da fauna brasileira ameaçados de extinção. Ministério do Meio Ambiente 18 de dez. 2014. Seção 01. Disponível em

http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2014/p_mma_445_2014_lista_peixes_amea%C3%A7ados_extin%C3%A7%C3%A3o.pdf (acesso em Fevereiro 2021).

Brown LR. 2000. Fish communities and their associations with environmental variables, lower San Joaquin River drainage, California. *Environmental Biology of Fishes* **57**:251–269 DOI: 10.1023/A:1007660914155.

Bunn SE, Arthington AH. 2002. Basic principles and consequences of altered hydrological regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* **30**: 492–507 DOI: 10.1007/s00267-002-2737-0.

Caissie D. 1991. The importance of groundwater to fish habitat: Base flow characteristics for three Gulf Region Rivers. *Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences* **814**: 1–25.

Cambray JA. 2003. Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. *Hydrobiologia* **500**: 217–230 DOI: 10.1023/A:1024648719995.

Cañas C. 2019. The impact of deforestation on the water and fish populations of the Peruvian Amazon. Pages 145–154 in Chirif A, editor. *Peru: Deforestation in Times of Climate Change*. IWGIA, Lima.

Carey MP, Wahl DH. 2010. Native fish diversity alters the effects of an invasive species on food webs. *Ecology* **91**(10): 2965–2974 DOI: 10.1890/09-1213.1.

Carpenter SR, et al. 2007. Understanding regional change: A comparison of two lake districts. *Bioscience* **57**:323–335. DOI: 10.1641/b570407.

Casado APB, Holanda FSR, Araújo Filho FAG, Yagui P. 2002. Bank erosion evolution in São Francisco River. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa* **26**: 231–239.

Castro R, Polaz CN. 2020. Small fish: the largest and most threatened neotropical freshwater fish fauna in the megadiverse. *Neotropic Biota* **20** (1) DOI: 10.1590/1676-0611-bn-2018-0683.

Caudill CC, Keefer ML, Clabough TS, Naughton GP, Burke BJ, Peery C. 2013. Indirect effects of impoundment on migrating fish: temperature gradients in fish ladders slow dam passage by adult Chinook salmon and steelhead. *Plos One* **8**:1–13 DOI: 10.1371/journal.pone.0085586.

Ceballos G, Ehrlich PR, Barnosky AD, García A, Pringle RM, Palmer TM. 2015. Accelerated modern human - induced species losses: entering the sixth mass extinction. *Science Advances* **1**(5) DOI: 10.1126/sciadv.1400253.

Costa, M. H., Botta, A., & Cardille, J. A. 2003. Effects of large-scale changes in land cover and climate variability in the discharge of the Tocantins River. *Journal of Hydrology* **283**(1): 206–217 DOI: 10.1016/S0022-1694(03)00267-1.

Côté IM, Darling ES, Brown CJ. 2016. Interactions among ecosystem stressors and their

importance in conservation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **283**(1824) DOI: 10.1098/rspb.2015.2592.

Cunico AM, Allan JD, Agostinho AA. 2011. Functional convergence of fish assemblages in urban streams of Brazil and the United States. *Ecological Indicators* **11**(5):1354–1359 DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.02.009.

Daga VS, Skora F, Padial AA, Gubiani EA, Vitule JRS. 2015. Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. *Hydrobiologia* **746**: 327–347 DOI: 10.1007/s10750-014-2032-0.

Dala-Corte RB, et al. 2020. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Journal of Applied Ecology* **57**(7): 1391–1402 DOI: 10.1111/1365-2664.13657.

Davidson EA, et al. 2012. The Amazon basin in transition. *Nature* **481**(7381): 321–328.

Daga VS, Skora F, Padial AA, Gubiani EA, Vitule JRS. 2015. Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. *Hydrobiologia* **746**: 327–347 DOI: 10.1007/s10750-014-2032-0.

Diniz-Filho JAF, Bini LM, Hawkins BA. 2003. Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Global ecology and Biogeography* **12**(1): 53–64 DOI: 10.1046/j.1466-822X.2003.00322.x.

Dormann FC et al. 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* **30**(5): 609–628 DOI: 10.1111/j.2007.0906-7590.05171.x.

Dray S, Legendre P, Peres-Neto PR. 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbor matrices (PCNM). *Ecological Modelling* **196**(3-4): 483–493 DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2006.02.015.

Effert-Fanta, EL, Fischer RU, Wahl DH. 2019. Effects of riparian forest buffers and agricultural land use on macroinvertebrate and fish community structure. *Hydrobiologia* **841**(1): 45–64 DOI: 10.1007/s10750-019-04006-1.

Eschmeyer WN, Fricke R, van der Laan R. 2018. Catalog of fishes: Genera, Species, References. Disponível em <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp> (acesso em Janeiro 2018).

Esteves FA, Barbosa FAR. 1986. Eutrofização artificial - A doença dos lagos. *Ciência Hoje* **5**:56–61.

Fialho AP, Oliveira LG, Tejerina-Garro FL, De Mérona B. 2008. Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Hydrobiologia* **598**:315–324 DOI: 10.1007/s10750-007-9165-3.

Gois KS, Pelicice FM, Gomes LC, Agostinho AA. 2015. Invasion of an Amazonian cichlid in the Upper Paraná River: facilitation by damming and decline of a native species. *Hydrobiologia* **746**(1):401–413 DOI 10.1007/s10750-014-2061-8.

Gomiero LM, Manzatto AG, Braga FMS. 2008. The role of riverine forests for food supply for the omnivorous fish *Brycon opalinus* Cuvier, 1819 (Characidae) in the Serra do Mar, Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **68**(2): 321–28 DOI: 10.1590/S1519-69842008000200013.

Goulding M. 1980. The fishes and the forest. Explorations in Amazonian Natural History. University of California Press, Berkeley.

Gozlan RE. 2009. Biodiversity crisis and the introduction of non-native fish: Solutions, not scapegoats. *Fish Fisheries* **10**:109–110 DOI: 10.1111/j.1467-2979.2008.00316.x.

Graça WJ, Pavanelli CS. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Eduem, Maringá.

Granzotti RV, Miranda LE, Agostinho AA, Gomes LC. 2018. Downstream impacts of dams: shifts in benthic invertivorous fish assemblages. *Aquatic Sciences* **80**(3): 28 DOI: 10.1007/s00027-018-0579-y.

Gregory SV, Swanson FJ, McKee WA, Cummins KW. 1991. An Ecosystem Perspective of

Riparian Zones. *Bioscience* **41**:540–551 DOI: 10.2307/1311607.

Grill G, Lehner B, Lumsdon AE, Macdonald GK, Zarfl C, Liermann CR. 2015. An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. *Science* **10**(1) DOI:10.1088/1748-9326/10/1/015001.

Gubiani ÉA, Gomes LC, Agostinho AA, Baumgartner G. 2010. Variations in fish assemblages in a tributary of the upper Paraná River, Brazil: A comparison between pre and post-closure phases of dams. *River Research and Applications* **26**(7): 848–865 DOI: 10.1002/rra.1298

Gubiani ÉA, Ruaro R, Ribeiro VR, Eichelberger ACA, Bogoni RF, Lira AD, da Graça WJ. 2018. Non-native fish species in Neotropical freshwaters: how did they arrive, and where did they come from?. *Hydrobiologia* **817**(1): 57–69 DOI: 10.1007/s10750-018-3617-9.

Holanda FSR, Rocha IP, de Oliveira VS. 2008. Estabilização de taludes marginais com técnicas de bioengenharia de solos no Baixo São Francisco. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* **12**: 570–575 DOI: 10.1590/S1415-43662008000600002.

Holanda FSR, Santos LGDC, Santos CMD, Casado APB, Pedrotti A, Ribeiro GT. 2005. Vegetação ribeirinha afetada pela erosão das margens do rio São Francisco, nordeste do Brasil. *Revista Árvore* **29**(2): 327–336.

Hortal J, de Bello F, Diniz-Filho JAF, Lewinsohn TM, Lobo JM, Ladle RJ. 2015. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. *Annual Review of Ecology,*

Evolution, and Systematics **46**: 523–549 DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400.

ICMBIO. 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI - Peixes. ICMBio/MMA, Brasília.

IUCN - World Conservation Union. 2004. The Durban Action Plan (revised version). Presented at IUCN 5th World Parks Congr., Durban S. Afr.

Jean-Nicolas B, Marie-Christine P, Nicolas K, Agnès H, Serge M. 2017. Spatiotemporal trends for exotic species in French freshwater ecosystems: where are we now?. *Hydrobiologia*, **785**(1):293-305.

Jézéquel C, et al. 2020. A database of freshwater fish species of the Amazon Basin. *Scientific Data* **7**(1): 1–9 DOI: 10.1038/s41597-020-0436-4.

Johnson PTJ, Olden JD, Zanden MJV. 2008. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontier in Ecology and the Environmental* **6**(7):357–363. DOI: 10.1890/070156.

Júlio-Júnior H, Tós CD, Agostinho AA, Pavanelli CS. 2009. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. *Neotropical Ichthyology* **7**:709–718 DOI: 10.1590/S1679-62252009000400021.

Kiruba-Sankar R, Raj JP, Saravanan K, Kumar KL, Angel JRJ, Velmurugan A, Roy SD. 2018. Invasive species in freshwater ecosystems—threats to ecosystem services. In *Biodiversity and Climate Change Adaptation in Tropical Islands* (pp. 257-296). Academic Press.

Langeani F, Castro RMC, Oykawa OT, Shibatta OA, Pavanelli CS, Casatti L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica* **7**(3): 181–197.

Larinier M. 2000. Represa e migração de peixes. Comissão Mundial de Barragens. Disponível em www.unep.org/dams/WCD/report.asp. (acesso em 23 Março 2012).

Legendre P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm?. *Ecology* **74**(6), 1659-1673. DOI: 10.2307/1939924.

Legendre P, Legendre L. 1998. *Numerical Ecology*, 2nd edition. Elsevier, Amsterdam.

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**(2) DOI: 10.1371/journal.pbio.0060028.

Liermann CR, Nilsson C, Robertson J, Ng RY. 2012. Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. *BioScience* **62**(6): 539–548 DOI: 10.1525/bio.2012.62.6.5.

Lima AC, Agostinho CS, Sayanda D, Pelicice FM, Soares AM, Monaghan KA. 2016. The rise

and fall of fish diversity in a neotropical river after impoundment. *Hydrobiologia* **763**(1): 207–221.

Lima FCT. 2017. A revision of the cis-andean species of the genus *Brycon* Müller & Troschel (Characiformes: Characidae). *Zootaxa* **4222**(1): 1–189 DOI: 10.11646/zootaxa.4222.1.1.

Loureiro-Crippa VE, Hahn NS. 2006. Use of food resources by the fish fauna of a small reservoir (rio Jordão, Brazil) before and shortly after its filling. *Neotropical Ichthyology* **4**: 357–362.

Luz-Agostinho KDG, Bini LM, Fugi R, Agostinho AA, Júlio Jr. HF. 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **4**: 61–68 DOI: 10.1590/S1679-62252006000100005.

Makrakis S, Gomes LC, Makrakis MC, Fernandez DR, Pavanelli CS. 2007. The Canal da Piracema at Itaipu dam as a fish pass system. *Neotropical Ichthyology* **5**:185–195 DOI: 10.1590/S1679-62252007000200013.

McLaughlin RL, et al. 2006. Effects of low-head barriers on stream fishes: taxonomic affiliations and morphological correlates of sensitive species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **63**(4): 766–779 DOI: 10.1139/f05-256.

MEA. 2005. Millennium ecosystem assessment: ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.

Medeiros ER, Pelicice FM, Agostinho CS, Marques EE. 2014. Short-term changes in energy allocation by Hemiodontidae fish after the construction of a large reservoir (Lajeado Dam, Tocantins River). *Neotropical Ichthyology* **12**(3): 649–658 DOI: 10.1590/1982-0224-20130186.

Mérona B, Vigouroux R, Horeau V. 2003. Changes in food resources and their utilization by fish assemblages in a large tropical reservoir in South America (Petit-Saut Dam, French Guiana). *Acta Oecologica* **24**: 147–156 DOI: 10.1016/S1146-609X(03)00065-1.

Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt P, Legendre D., Mcglinn PR, Minchin RB, O'hara G, Simpson L, Solymos P, Henry M, Stevens H, Szoecs E, Wagner H. 2019. Vegan: community ecology package. Rpackage version 2.5-6. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 25 janeiro de 2018.

Olden JD, Poff NL, Douglas MR, Douglas ME, Fausch KD. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in ecology & Evolution* **19**(1): 18-24. DOI: 10.1016/j.tree.2003.09.010.

Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) Acesso em junho de 2017> <http://www.fao.org/geonetwork/srv/en/main.home?uuid=d47ba28e-31be-470d-81cf-ad3d5594fafd>.

Park YS, Chang J, Lek S, Cao W, Brosse S. 2003. Conservation strategies for endemic fish

species threatened by the Three Gorges Dam. *Conservation biology* **17**(6): 1748–1758 DOI: 10.1111/j.1523-1739.2003.00430.x.

Pearson M. 2007. An assessment of potential critical habitat for Nooksack dace (*Rhinichthys cataractae* ssp.) and salish sucker (*Catostomus* sp.). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. No. 2007/058. Disponível em www.dfo-mpo.gc.ca/csas/Csas/DocREC/2007/RES2007_058_e.pdf. (acesso em Fevereiro 2021).

Pelicice FM, Pompeu PS, Agostinho AA. 2014. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries* **16**(4): 697–715 DOI: 10.1111/faf.12089.

Pelicice FM, Agostinho AA. 2008. Fish-passage facilities as ecological traps in large neotropical rivers. *Conservation Biology* **22**: 180–8 DOI: 10.1111/j.1523-1739.2007.00849.x.

Pelicice FM, Agostinho AA. 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions* **11**(8): 1789-1801 DOI: 10.1007/s10530-008-9358-3.

Pelicice FM, Azevedo-Santos VM, Vitule JRS, Orsi ML, Lima-Junior DP, Magalhães ALB, Pompeu PS, Petrere Jr. M, Agostinho AA. 2017. Neotropical freshwater fishes imperiled by unsustainable policies. *Fish and Fisheries* **18**: 1119–1133 DOI: 10.1111/faf.12228.

Pelicice FM, Latini JD, Agostinho AA. 2015. Fish fauna disassembly after the introduction of

a voracious predator: main drivers and the role of the invader's demography. *Hydrobiologia* **746**(1): 271–283 DOI 10.1007/s10750-014-1911-8.

Pelicice FM, Vitule JRS, Lima Junior DP, Orsi ML, Agostinho AA. 2014. A Serious New Threat to Brazilian Freshwater Ecosystems: The Naturalization of Nonnative Fish by Decree. *Conservation Letters* **7**(1): 55–60 DOI: 10.1111/conl.12029.

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. *Biological Invasions* **21**(8): 2577-2588. DOI: 10.1007/s10530-019-01996-w.

Penczak T, Agostinho AA, Okada EK (1994) Fish diversity and community structure in two small tributaries of the Paraná River, Paraná State, Brazil. *Hydrobiologia* 294:243–251 DOI: 10.1007/BF00021297.

Poff NL, Olden JD, Merritt DM, Pepin DM. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **104**(14): 5732–5737 DOI: 10.1073/pnas.0609812104.

Pompeu PDS, Agostinho AA, Pelicice FM. 2012. Existing and future challenges: the concept of successful fish passage in South America. *River Research and Applications* **28**(4): 504–512.

Pusey BJ, Arthington AH. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish : a review. *Marine and Freshwater Research* **54**: 1–16 DOI:

10.1071/MF02041.

Rahel FJ. 2000. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. *Freshwater Biology* **52**: 696–710. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2006.01708.x.

Rahel FJ. 2002. Homogenization of freshwater faunas. *Annual Review of Ecology and Systematics* **33**: 291–315 DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150429.

Reid AJ, et al. 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews* **94**(3): 849–873 DOI: 10.1111/brv.12480.

Ricciardi A, Rasmussen JB. 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology* **13**(5): 1220–1222.

Rodriguez JP. 2001. Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? *Biodiversity and Conservation* **10**: 1983–1996 DOI: 10.1023/A:1013151722557.

Schneider KN, Winemiller KO. 2008. Structural complexity of woody debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain-river system. *Hydrobiologia* **610**(1): 235–244 DOI: 10.1007/s10750-008-9438-5.

Seehausen O, van Alphen JJM, Witte F. 1997. Cichlid fish diversity threatened by eutrophication that curbs sexual selection. *Science* **277**(5333): 1808–1811

DOI:10.1126/science.277.5333.1808.

Silva Gonçalves C, de Souza Braga FM, Casatti L. 2018. Trophic structure of coastal freshwater stream fishes from an Atlantic rainforest: evidence of the importance of protected and forest-covered areas to fish diet. *Environmental biology of fishes* **101**(6): 933–948 DOI: 10.1007/s10641-018-0749-8.

Siqueira T, Lacerda CGT, Saito VS. 2015. How does landscape modification induce biological homogenization in tropical stream metacommunities? *Biotropica* **47**: 509–516 DOI: 10.1111/btp.12224.

Strictar-Pereira L, Agostinho AA, Delariva RL. 2016. Effects of river damming in Neotropical piscivorous and omnivorous fish: feeding, body condition and abundances. *Neotropical Ichthyology* **14**(1) DOI: 10.1590/1982-0224-20150044.

Strictar-Pereira L, Agostinho AA, Gomes LC. 2015. Eating the competitor: A mechanism for invasion. *Hydrobiologia* **746**(1): 223–231 DOI: 10.1007/s10750-014-2031-1.

Swanson S, Kozlowski D, Hall R, Heggem D, Lin J. 2017. Riparian proper functioning condition assessment to improve watershed management for water quality. *Journal of soil and water conservation* **72**(2): 168–182 DOI: 10.2489/jswc.72.2.168.

Tollfson JA. 2011. struggle for power. Brazil is developing the last great untapped reserve of hydroelectricity, the Amazon basin. *Nature* **479**(7372): 160–161.

Tonella LH, Dias RM, Vitorino Junior OB, Fugi R, Agostinho AA. 2019. Conservation status and bio-ecology of *Brycon orbignyanus* (Characiformes: Bryconidae), an endemic fish species from the Paraná River basin (Brazil) threatened with extinction. *Neotropical Ichthyology* **17**(3) DOI: 10.1590/1982-0224-20190030.

Tonella LH, Fugi R, Vitorino OB, Suzuki HI, Gomes LC, Agostinho AA. 2018. Importance of feeding strategies on the long-term success of fish invasions. *Hydrobiologia* **817**(1): 239–252 DOI: 10.1007/s10750-017-3404-z.

Tundisi JG. 1986. Ambiente, represas e barragens. *Revista Ciência Hoje* **5**(27), 49–54.

Vasco AN, Netto ADOA, da Silva MG. 2019. The influence of dams on ecohydrological conditions in the São Francisco River Basin, Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology* **19**(4): 556–565. DOI: 10.0.3.248/j.ecohyd.2019.03.004.

Vitorino-Jr OB, Lopes KS, Pelicice FM. 2014. Abundance and length structure of *Brycon nattereri* (Osteichthyes, Bryconidae), an endangered fish species in central Brazil. *Acta Scientiarum Biologica Sciences* **36**(4): 421–425 DOI: 10.4025/actascibiolsci.v36i4.23857.

Vitule JRS, Freire CA, Simberloff D. 2009. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries* **10**(1): 98–108 DOI: 10.1111/j.1467-2979.2008.00312.x.

Vitule JRS, 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**: 111–120 DOI: 10.1111/j.1472-4642.2011.00821.x.

Winemiller KO, McIntyre PB, Castello L, Fluet-Chouinard E, Giarrizzo T, Nam S, Sáenz L (2016) Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* **351**(6269): 128-129.

Weyl OLF, Lewis H. 2006. First record of predation by the alien invasive freshwater fish *Micropterus salmoides* L. (Centrarchidae) on migrating estuarine fishes in South Africa. *African Zoology* **41**: 294–296 DOI: 10.1080/15627020.2006.11407365.

Wilson EO. 1992. *The Diversity of life*. Belknap press, Cambridge, MA.

Wondzell SM, Diabat M, Haggerty R. 2019. What matters most: are future stream temperatures more sensitive to changing air temperatures, discharge, or riparian vegetation?. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* **55**(1): 116–132 DOI: 10.1111/1752-1688.12707.

Wootton JT. 2012. River food web response to large-scale riparian zone manipulations. *Plos One* **7**(12) DOI: 10.1371/journal.pone.0051839.

Yonekura R, Kohmatsu Y, Yuma M. 2007. Difference in the predation impact enhanced by morphological divergence between introduced fish populations. *Biological Journal of the*

Linnean Society **91**: 601–610 DOI: 10.1111/j.1095-8312.2007.00821.x.

Zarfl C, Lumsdon AE, Berlekamp J, Tydecks L, Tockner K. 2015 A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Science* **77**: 161–170 DOI: 10.1007/s00027-014-0377-0.

Zeni JO, Pérez-Mayorga MA, Roa-Fuentes CA, Brejão GL, Casatti L. 2019. How deforestation drives stream habitat changes and the functional structure of fish assemblages in different tropical regions. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **29**(8), 1238-1252. DOI: 10.1002/aqc.3128.

Zimmerman JKH, Vondracek B. 2006. Interactions of slimy sculpin (*Cottuscognatus*) with native and non native trout: consequences for growth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **63**(7): 1526–1535 DOI: 10.1139/f06-054.

APÊNDICE A – S1: Espécies de peixes ameaçados do Brasil e suas respectivas bacias hidrográficas.

S1: Espécies de peixes ameaçados do Brasil e suas respectivas bacias hidrográficas. VU= vulnerável, EM= em perigo e CR= criticamente em perigo de extinção. (baseada em Portaria 445/2014 - MMA.)

Espécies

Status

Bacia

Characiformes

<i>Apareiodon davisii</i> (Fowler, 1941)	EN	Atlântico Leste
<i>Apareiodon vladii</i> (Pavanelli, 2006)	VU	La Plata
<i>Prochilodus britskii</i> (Castro & Vari, 2003)	EN	La Plata
<i>Prochilodus vimbooides</i> (Kner, 1859)	VU	La Plata, São Francisco
<i>Hypomasticus thayeri</i> (Borodin, 1929)	EN	Atlântico Leste

<i>Myleus tiete</i> (Eigenmann & Norris 1900)	EN	La Plata
<i>Aphyocheiroduon hemigrammus</i> (Eigenmann, 1915)	VU	La Plata
<i>Astyanax gymnogenys</i> (Eigenmann, 1911)	EN	La Plata
<i>Astyanax jordanensis</i> (Vera Alcaraz, Pavanelli & Bertaco, 2009)	VU	Atlântico Sudeste
<i>Brycon devillei</i> (Castelnau, 1855)	EN	São Francisco, Atlântico Nordeste
<i>Brycon gouldingi</i> (Lima, 2004)	EN	Tocantins-Araguaia
<i>Brycon insignis</i> (Steindachner, 1877)	EN	Atlântico Leste
<i>Brycon nattereri</i> (Günther, 1864)	VU	La Plata, São Francisco, Tocantins-Araguaia
<i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes, 1850)	EN	La Plata
<i>Brycon opalinus</i> (Cuvier, 1819)	VU	Atlântico Leste
<i>Brycon vermelha</i> (Lima & Castro, 2000)	EN	São Francisco
<i>Creagrutus varii</i> (Ribeiro, Benine & Figueiredo, 2004)	VU	La Plata
<i>Glandulocauda caerulea</i> (Menezes & Weitzman, 2009)	EN	La Plata
<i>Henochilus wheatlandii</i> (Garman, 1890)	CR	São Francisco
<i>Kolpotocheiroduon theloura</i> (Malabarba & Weitzman, 2000)	VU	São Francisco, La Plata
<i>Mimagoniates sylvicola</i> (Menezes & Weitzman, 1990)	EN	Atlântico Nordeste
<i>Mylesinus paucisquamatus</i> (Jégu & Santos, 1988)	EN	Tocantins-Araguaia
<i>Ossubtus xinguense</i> (Jégu, 1992)	VU	Tocantins-Araguaia, Atlântico Norte
<i>Rachoviscus graciliceps</i> (Weitzman & Cruz, 1981)	EN	Atlântico Nordeste
<i>Rhinopetitia potamorhachia</i> (Netto-Ferreira, Birindelli, Sousa & Menezes, 2014)	EN	Tocantins-Araguaia, Amazônica
<i>Spintherobolus leptoura</i> (Weitzman & Malabarba, 1999)	EN	La Plata, Atlântico Leste
<i>Characidium grajahuensis</i> (Travassos, 1944)	CR	La Plata, Atlântico Leste
<i>Characidium oiticicai</i> (Travassos, 1967)	VU	La Plata, Atlântico Leste
<i>Melanocharacidium nigrum</i> (Buckup, 1993)	EN	Amazônica
Siluriformes		
<i>Potamarius grandoculis</i> (Steindachner, 1877)	CR	São Francisco
<i>Kalyptodoras bahiensis</i> (Higuchi, Britski & Garavello, 1990)	EN	Atlântico Nordeste
<i>Rhynchodoras xingui</i> (Klausewitz & Rössel, 1961)	EN	Tocantins-Araguaia
<i>Aguarunichthys tocantinsensis</i> (Zuanon, Rapp Py-Daniel & Jégu 1993)	EN	Tocantins-Araguaia
<i>Conorhynchos conirostris</i> (Valenciennes, 1840)	EN	São Francisco
<i>Pimelodus halisodous</i> (Ribeiro, Lucena & Lucinda, 2008)	VU	Tocantins-Araguaia
<i>Pimelodus joannis</i> (Ribeiro, Lucena & Lucinda, 2008)	VU	Tocantins-Araguaia
<i>Pimelodus stewarti</i> (Ribeiro, Lucena & Lucinda, 2008)	VU	Tocantins-Araguaia
<i>Steindachneridion amblyurum</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	CR	São Francisco
<i>Steindachneridion doceanum</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	CR	São Francisco
<i>Steindachneridion melanodermatum</i> (Garavello, 2005)	EN	La Plata
<i>Steindachneridion parahybae</i> (Steindachner, 1877)	EN	São Francisco

<i>Steindachneridion scriptum</i> (Miranda Ribeiro, 1918)	EN	La Plata, Atlântico Sudeste
<i>Lophiosilurus alexandri</i> (Steindachner, 1876)	VU	São Francisco
<i>Chasmocranus brachynema</i> (Gomes & Schubart, 1958)	EN	La Plata
<i>Taunayia bifasciata</i> (Eigenmann & Norris, 1900)	VU	La Plata, Atlântico Leste
<i>Ancistrus minutus</i> (Fisch-Muller, Mazzoni & Weber, 2001)	EN	Tocantins-Araguaia
<i>Baryancistrus longipinnis</i> (Kindle, 1895)	CR	Tocantins-Araguaia
<i>Baryancistrus niveatus</i> (Castelnau, 1855)	CR	Tocantins-Araguaia
<i>Hemiancistrus megalopteryx</i> (Cardoso, 2004)	EN	Atlântico Sudeste
<i>Hopliancistrus tricornis</i> (Isbrücker & Nijssen, 1989)	EN	Tocantins-Araguaia
<i>Hypancistrus zebra</i> (Isbrücker & Nijssen, 1991)	CR	Tocantins-Araguaia
<i>Leporacanthicus joselimai</i> (Isbrücker & Nijssen, 1989)	VU	Tocantins-Araguaia, Amazônica
<i>Lithoxus lithoides</i> (Eigenmann, 1912)	VU	Amazônica
<i>Parancistrus nudiventris</i> (Rapp Py-Daniel & Zuanon, 2005)	VU	Tocantins-Araguaia
<i>Pareiorhaphis nasuta</i> (Pereira, Vieira & Reis, 2007)	CR	São Francisco
<i>Peckoltia compta</i> (de Oliveira, Zuanon, Rapp Py-Daniel & Rocha, 2010)	EN	Amazônica
<i>Peckoltia snethlageae</i> (Steindachner, 1911)	EN	Tocantins-Araguaia
<i>Pogonopoma obscurum</i> (Quevedo & Reis, 2002)	EN	Atlântico Sudeste
<i>Pogonopoma parahybae</i> (Steindachner, 1877)	EN	Atlântico Sul
<i>Scobinancistrus aureatus</i> (Burgess, 1994)	VU	Tocantins-Araguaia
<i>Scobinancistrus pariolispos</i> (Isbrücker & Nijssen, 1989)	VU	Tocantins-Araguaia
<i>Megadontognathus kaitukaensis</i> (Campos-da-Paz, 1999)	VU	Amazônica
Cyprinodontiformes		
<i>Austrolebias juanlangi</i> (Costa, Cheffe, Salvia & Litz, 2006)	CR	Atlântico Sudeste
<i>Austrolebias periodicus</i> (Costa, 1999)	VU	Atlântico Sudeste
<i>Cynopoecilus intimus</i> (Costa, 2002)	CR	La Plata, Atlântico Sudeste
<i>Jenynsia diphyes</i> (Lucinda, Ghedotti & da Graça, 2006)	EN	La Plata

S2: Espécies não nativas de peixes do Brasil e respectivas bacias hidrográficas invadidas, baseado em listagem de Gubiani et al. (2018).

Espécie não nativa	Bacia de invasão
Perciformes	
<i>Astronotus crassipinnis</i> (Heckel, 1840)	Atlântico Nordeste
<i>Cichla kelberi</i> (Kullander & Ferreira, 2006)	La Plata, Atlântico Leste, São Francisco,
<i>Cichla monoculus</i> (Agassiz, 1831)	La Plata
<i>Cichla ocellaris</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Atlântico Nordeste, Atlântico Norte, La Plata

<i>Cichla pinima</i> (Kullander & Ferreira, 2006)	Atlântico Nordeste
<i>Cichla piquiti</i> (Kullander & Ferreira, 2006)	La Plata, São Francisco
<i>Cichla pleiozona</i> (Kullander & Ferreira, 2006)	Amazônica
<i>Cichla temensis</i> (Humboldt, 1821)	La Plata
<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger, 1897)	La Plata
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	La Plata, São Francisco
<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)	La Plata
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	Atlântico Nordeste
<i>Macropodus opercularis</i> (Linnaeus, 1758)	São Francisco
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepède, 1802)	Atlântico Sudeste, La Plata
<i>Mikrogeophagus altispinosus</i> (Haseman, 1911)	São Francisco
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	La Plata
<i>Pachypops fourcroyi</i> (Lacepède, 1802)	Araguaia-Tocantins, Amazônica
<i>Pachyurus junki</i> (Soares & Casatti, 2000)	Araguaia-Tocantins, Amazônica
<i>Parachromis managuensis</i> (Günther, 1867)	Atlântico Nordeste
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	La Plata
Characiformes	
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> (Menezes, 1992)	La Plata
<i>Apareiodon ibitiensis</i> (AmaralCampos, 1944)	São Francisco
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	São Francisco
<i>Aphyocharax anisitsi</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	La Plata
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	São Francisco
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	Atlântico Nordeste
<i>Brycon amazonicus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Atlântico Sudeste
<i>Brycon hilaarii</i> (Valenciennes, 1850)	La Plata
<i>Bryconamericus exodon</i> (Eigenmann, 1907)	La Plata
<i>Characidium laterale</i> (Boulenger, 1895)	La Plata
<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1816)	La Plata
<i>Cynopotamus kincaidi</i> (Schultz, 1950)	La Plata
<i>Cyphocharax gilli</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	La Plata
<i>Gymnocorymbus ternetzi</i> (Boulenger, 1895)	La Plata
<i>Hemiodus orthonops</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	La Plata
<i>Hoplias intermedius</i> (Günther, 1864)	La Plata
<i>Hoplias lacerdae</i> (MirandaRibeiro, 1908)	São Francisco
<i>Hoplias mbigua</i> (Azpelicueta, Benítez, Aichino & Mendez, 2015)	La Plata
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	La Plata
<i>Hyphessobrycon flammeus</i> (Myers, 1924)	La Plata
<i>Hyphessobrycon herbertaxelrodi</i> (Géry, 1961)	Atlântico Nordeste
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	La Plata

<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	La Plata
<i>Leporinus octofasciatus</i> (Steindachner, 1915)	La Plata
<i>Megaleporinus elongatus</i> (Valenciennes, 1850)	La Plata
<i>Megaleporinus macrocephalus</i> (Garavello & Britski, 1988)	La Plata
<i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837)	La Plata
<i>Megaleporinus piavussu</i> (Britski, Birindelli & Garavello, 2012)	La Plata
<i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope, 1870)	São Francisco, Parnaíba, La Plata
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858)	São Francisco, La Plata
<i>Metynnis mola</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	La Plata
<i>Prochilodus argenteus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Atlântico Nordeste
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	Atlântico Sudeste
<i>Pyrrhulina brevis</i> (Steindachner, 1876)	Atlântico Sudeste
<i>Roeboides descavadensis</i> (Fowler, 1932)	La Plata
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	Atlântico Leste
<i>Schizodon borellii</i> (Boulenger, 1900)	La Plata
<i>Serrasalmus marginatus</i> (Valenciennes, 1837)	La Plata
<i>Serrasalmus spilopleura</i> (Kner, 1858)	La Plata
<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	La Plata
<i>Triportheus angulatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Parnaíba
<i>Triportheus nematurus</i> (Kner, 1858)	La Plata
<i>Triportheus signatus</i> (Garman, 1890)	La Plata
Siluriformes	La Plata
<i>Ageneiosus inermis</i> (Linnaeus, 1766)	La Plata
<i>Ageneiosus ucayalensis</i> (Castelnau, 1855)	La Plata
<i>Auchenipterus osteomystax</i> (MirandaRibeiro, 1918)	La Plata
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	La Plata
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	La Plata
<i>Farlowella hahni</i> (Meinken, 1937)	La Plata
<i>Heptapterus mustelinus</i> (Valenciennes, 1835)	La Plata
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	La Plata, Atlântico Nordeste, São Francisco
<i>Hypophthalmus edentates</i> (Spix & Agassiz, 1829)	La Plata
<i>Hypostomus cochliodon</i> (Kner, 1854)	La Plata
<i>Hypostomus commersoni</i> (Valenciennes, 1836)	São Francisco, La Plata
<i>Hypostomus microstomus</i> (Weber, 1987)	La Plata
<i>Hypostomus ternetzi</i> (Boulenger, 1895)	La Plata
<i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818)	Atlântico Leste
<i>Loricaria simillima</i> (Regan, 1904)	La Plata
<i>Loricariichthys platymetopon</i> (Isbrücker & Nijssen, 1979)	La Plata
<i>Loricariichthys rostratus</i> (Reis & Pereira, 2000)	La Plata

<i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes, 1840)	La Plata, Araguaia-Tocantins, Amazônica, Atlântico Nordeste
<i>Ossancora eigenmanni</i> (Boulenger, 1895)	La Plata
<i>Parauchenipterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	La Plata, Parnaíba, Atlântico Nordeste, Tocantins-Araguaia
<i>Parodon nasus</i> (Kner, 1859)	São Francisco
<i>Pimelodella taenioptera</i> (MirandaRibeiro, 1914)	La Plata
<i>Pimelodus maculatus</i> (Lacepède, 1803)	La Plata
<i>Pimelodus misteriosus</i> (Azpelicueta, 1998)	La Plata
<i>Pimelodus ornatus</i> (Kner, 1858)	La Plata
<i>Platydoras armatulus</i> (Valenciennes, 1840)	La Plata
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)	La Plata, Atlântico Leste
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	Atlântico Sudeste
<i>Pterodoras granulosus</i> (Valenciennes, 1821)	La Plata
<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i> (Holmberg, 1893)	La Plata
<i>Rhinelepis aspera</i> (Agassiz, 1829)	São Francisco
<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)	La Plata
<i>Trachelyopterus lucenai</i> (Burns et al., 2002)	La Plata
<i>Trachydoras paraguayensis</i> (Eigenmann & Ward, 1907)	La Plata
<i>Trichomycterus brasiliensis</i> (Lütken, 1874)	La Plata
Cypriniformes	La Plata, Atlântico Leste, Amazônia
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	Amazônia
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	La Plata
<i>Danio rerio</i> (Hamilton, 1822)	São Francisco
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	La Plata
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Richardson, 1845)	La Plata
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i> (Cantor, 1842)	La Plata
<i>Xiphophorus hellerii</i> (Heckel, 1848)	Atlântico Nordeste
Cyprinodontiformes	
<i>Poecilia reticulata</i> (Peters, 1859)	La Plata, São Francisco
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	Parnaíba
<i>Xiphophorus maculatus</i> (Heckel, 1848)	La Plata
Myliobatiformes	La Plata
<i>Potamotrygon amandae</i> (Loboda & Carvalho, 2013)	La Plata
<i>Potamotrygon falkneri</i> (Castex & Maciel, 1963)	La Plata
<i>Potamotrygon motoro</i> (Müller & Henle, 1841)	La Plata
Clupeiformes	La Plata
<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	La Plata
Pleuronectiformes	La Plata
<i>Catathyridium jenynsii</i> (Günther, 1862)	La Plata
Gymnotiformes	La Plata

<i>Apteronotus caudimaculosus</i> (deSantana, 2003)	La Plata
<i>Apteronotus ellisi</i> (AlonsodeArámburu, 1957)	La Plata
<i>Brachyhypopomus gauderio</i> (Giora & Malabarba, 2009)	La Plata
<i>Gymnorhamphichthys hypostomus</i> (Ellis, 1912)	La Plata, Amazônica, Tocantins-Araguaia
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	La Plata
<i>Gymnotus pantanal</i> (Fernandes, Albert, Daniel-Silva, Lopes, Crampton & Almeida-Toledo, 2005)	La Plata
<i>Gymnotus paraguensis</i> (Albert & Crampton, 2003)	La Plata
Atheriniformes	La Plata
<i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835)	La Plata

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando que os peixes de água doce são apontados como o grupo de vertebrados mais ameaçados do planeta, essa tese fundamentou-se principalmente na avaliação das principais ameaças sobre esse grupo e na identificação de prioridades para conservação das espécies de peixes de água doce ameaçadas de extinção no Brasil. Dessa forma, o primeiro estudo “Predizendo impactos das mudanças climáticas sobre a diversidade de espécies ameaçadas de peixes do Brasil” mostra que i) quase todas as espécies de peixes serão expostas em algum grau às condições climáticas nos cenários moderados ou pessimistas dos anos 2050 e 2080; ii) redução na contribuição de todos os traços ecológicos nos tempos futuros (2050 e 2080) e cenários (4.5 e 8.5) em relação ao presente. Sabendo disso, o segundo estudo “Mudanças Climáticas e Priorização Espacial para a conservação de espécies de peixes ameaçadas do Brasil” revelou que (i) é possível combinar modelos de distribuição de espécies frente às mudanças climáticas com a priorização para conservação focado em ecossistemas de água doce; (ii) as unidades de conservação do Brasil são pouco efetivas para mitigar os impactos das mudanças climáticas sobre as espécies de peixes ameaçadas de extinção. Tendo em conta que, a extinção de espécies no ecossistema de água doce é maior do que em ecossistemas terrestres, o terceiro estudo “Uso e ocupação do solo, represamentos e introdução

de espécies afetam diferentemente peixes ameaçados em bacias hidrográficas brasileiras” identificou as principais ameaças antrópicas que afetam as espécies de peixes ameaçadas em diferentes bacias hidrográficas do Brasil. As informações obtidas nessa tese sobre as ameaças que afetam as espécies de peixes ameaçadas em diferentes bacias hidrográficas do Brasil constitui um importante instrumento para guiar os projetos para áreas prioritárias para conservação, e com isso a conservação de peixes ameaçados.

ANEXO A - Artigos de pesquisas publicados e aceitos durante o período de desenvolvimento do doutorado que contribuíram para a execução desta tese

ARTIGOS PUBLICADOS

Tonella, L. H. ; Fugi, R.; V. Jr, O. B. ; Suzuki, H.I I.; Gomes, L. C.; Agostinho, A. A. . Importance of feeding strategies on the long-term success of fish invasions. *Hydrobiologia*, v. II, p. 1-14, 2017.

Tonella, L. H., Dias, R. M., Junior, V., Barroso, O., Fugi, R., & Agostinho, A. A. (2019). Conservation status and bio-ecology of *Brycon orbignyanus* (Characiformes: Bryconidae), an endemic fish species from the Paraná River basin (Brazil) threatened with extinction. *Neotropical Ichthyology*, 17(3).

Tonella, L. H., Vitorino Junior, O. B., Lima Junior, D. P., Gomes, L. C., Pelicice, F. M., & Agostinho, A. A. (2020). Extemporaneous environmental legislation: an analysis of the conflicts underlying Law 3824/1960 on coarse wood removal in Brazilian artificial reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 32.

Garcia, D. A., Tonella, L. H., Alves, G. H., 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), 326-335.

ARTIGOS ACEITOS

Tonella, L. H., et al. (2021). NEOTROPICAL FRESHWATER FISH: a dataset of occurrence and abundance of freshwater fish in the Neotropics. *Ecology*.

Dias, R. M.; Lopes, T.; Alvez, G. Z.; Tóffoli, R.; Tonella, L. H., Pelicice, F. M.; Agostino, A .A. Brazil's leading environmental agency and aquatic biodiversity assaulted by federal decree. (2021). *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*

Tonella, L. H., Kerkhoff, J. A. (2021). Espécies exóticas invasoras: aspectos históricos, ecológicos e legais. Submetido à *Revista Brasileira de Direito Ambiental*