Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de
Ambientes Aquáticos Continentais

Modelos de Nicho Ecológico: Aplicações e tendências para peixes de água doce

Liane Naetzold

Orientador: Daniel Loebmann
Coorientadora: Fabiana Gonçalves Barbosa

Rio Grande
2021

Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais

Modelos de Nicho Ecológico: Aplicações e tendências para peixes de água doce

Aluno: Liane Naetzold
Orientador: Daniel Loebmann
Coorientadora: Fabiana Gonçalves Barbosa

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Rio Grande
2021

Dedico
esta dissertação a todas as espécies que não conhecemos e que
provavelmente serão extintas antes mesmo de as conhecermos

AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal do Rio Grande (Furg) por mais uma vez contribuiu na minha formação com um ensino de qualidade;

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior CAPES pela disponibilidade da bolsa que contribuíram para este projeto;

Agradeço, à minha família e aos meus pais, Elio e Mary pelos seus esforços em garantir uma boa educação ao longo destes anos e me proporcionaram voar tão alto;

As minhas irmãs, Stella e Kelen pelo imenso carinho e apoio nesta trajetória, as muitas chamadas de vídeos que me proporcionaram momentos de alegria, como sempre a vida é bem melhor com vocês;

Ao meu companheiro Fabricio pela paciência e apoio desses e de todos os outros anos;

Ao meu orientador Daniel Loebmann pelo apoio, dedicação e paciência para desenvolver esta dissertação;

Agradeço também, a minha Coorientadora por toda paciência e profissionalismo, e por me mostrar a modelagem preditiva que proporcionou novos conhecimentos e aprendizagens, bem como expandir novos horizontes;

Aos meus colegas de laboratório de zoologia Saulo, Vinicius, Fernando e aos técnicos do laboratório, Renato (Renatinho) e a Raquel;

Ao professor Reginaldo pela conversas e ensinamentos sobre o pacote sdm no R;

E as colegas e amigos do laboratório de Limnologia, Cássia e ao Murillo pelo apoio com o programa R e principalmente ao grupo pic-pic, Mavi, Pâmela, Maybi e Karoline que me proporcionaram muitas risadas e momentos de alegria ao longo desses anos, gratidão gurias!

Ao grupo de Futsal: Aninha, Gabi, Bruna, Silvinha, Joana, Nati, Letiane, Fernanda, Nina, Dalvis maravilhosa, Rafa e em especial a Silah (maravilinda), Wanessa e a Cátia (catita) que muitos foram os cafés, chimarrão e bolos compartilhado ao meio a correria do dia a dia. Grata meninas por todos os momentos afetivos, de muita risada, pela parceria e amizade de todas as quartas-feiras;

A todos os demais amigos que nos momentos mais difíceis nos proporcionam tantos momentos de alegria e boas risadas: Tatinha, Andreia, Ketlin, Marilia, , Syed, Jonathan, Valéria, Fabi, Aninha, Diego;

Aos membros da banca, pela disponibilidade em avaliar e contribuir para melhoria deste trabalho;

A todas as pessoas que me ajudaram e torceram pela minha formação de forma direta ou indiretamente;

A todos, meu muito obrigada

Liane Naetzold

RESUMO

Compreender as distribuições potenciais das espécies (DPE) frente as variações das condições ambientais, tornam-se ferramentas importantes em diversas áreas do conhecimento. Isso porque as mudanças climáticas e as espécies invasoras são responsáveis pela perda da biodiversidade. Neste sentido, uma ferramenta que é utilizada para prever a DPE são os modelos de nicho ecológico (MNEs). Este estudo teve por objetivo 1: realizar um estudo cienciométrico do uso dos MNEs para peixes de água doce (Capítulo 1). 2: Aplicar MNEs para mapear a distribuição potencial de peixes invasores nas América do Sul, diante de possíveis cenários de mudanças climáticas (Capítulo 2). No capítulo 1 os resultados indicam lacunas no conhecimento sobre MNEs para peixes de água doce, através da revisão de 79 artigos foram pré-identificadas oito perguntas que direcionam nossa análise e interpretação dos resultados. Observou-se forte tendência em estudos com essa temática em países desenvolvidos, contrastando com países menos desenvolvidos que são mais diversos. Assim, os MNEs mostraram-se ser uma ferramenta bastante promissora para estudos que tenham interesse no campo da conservação. No segundo capítulo as previsões dos modelos para cada espécie foram combinadas a partir de quatro algoritmo (BIOCLIM, DOMAIN, RF e SVM), de forma a obter um modelo consenso de: *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus nattereri* utilizando dados com da região nativa e invadida para o presente e futuro (2070), sob dois cenários (RCP 4.5 e RCP 8.5) a partir de três modelos de circulação CCSM4, HADGEM e MPI. Em seguida, os modelos foram projetados nas Américas buscando identificar potenciais áreas com adequabilidade para que as espécies possam se estabelecer. Dessa forma, verificamos que as espécies invasoras podem aumentar suas potenciais áreas de adequabilidade ambiental moldadas pelas mudanças no clima no futuro, especialmente ao Sul da América do Sul.

Palavras-chave: análise cienciométrica; *Cichla ocellaris*; invasão biológica; modelos de distribuição de espécies; mudança climáticas; *Pygocentrus nattereri*

ABSTRACT

Understanding the potential distributions of species (DPE) in the face of variations in environmental conditions, become important tools in several areas of knowledge. This is because climate change and invasive species are responsible for the loss of biodiversity. In this sense, a tool that is used to predict a DPE is the ecological niche models (ENMs). The objective of this study was 1: to carry out a scientometric study of the use of MNEs for freshwater fish (Chapter 1). 2: Apply ENMs to map the potential distribution of invasive fish in South America, facing possible scenarios of climate change (Chapter 2). In chapter 1, the results indicate gaps in knowledge about ENMs for freshwater fish, through the review of 79 articles, eight questions were pre-identified that guide our analysis and interpretation of the results. There was a strong trend in studies with this theme in developed countries, in contrast to less developed countries that are more diverse. Thus, ENMs cannot be a very promising tool for studies that are interested in the field of conservation. In the second chapter how model movements for each species were combined using four modeling methods (BIOCLIM, DOMAIN, RF and SVM), in order to obtain a consensus model of: *Cichla ocellaris* and *Pygocentrus nattereri* using data from the native and invaded region for the present and future (2070), under two scenarios (RCP 4.5 and RCP 8.5) from three circulation models CCSM4, HADGEM and MPI. Then, the models were evaluated in the Americas seeking to identify possible areas with suitability for the species to establish themselves. Thus, we found that invasive species can increase their potential areas of environmental suitability shaped by changes in the climate in the future, especially in the South of South America.

Keywords: scientometric analysis; *Cichla ocellaris*; biological invasion; species distribution models; climate change; *Pygocentrus nattereri*

APRESENTAÇÃO

Esta dissertação investiga as tendências sobre o uso dos Modelos de Nicho Ecológico (MNEs) para peixes de água doce (em inglês, ENMs). Para isso, a dissertação está dividida em quatro partes sendo: introdução geral, referencial teórico, objetivos gerais e específicos, dois manuscritos e considerações finais. A introdução aborda conceitos básicos da modelagem preditiva diante de cenários climáticos futuros para espécies de peixes invasoras. O referencial teórico, aborda a distribuição das espécies, assim como, as definições de modelos de distribuição de espécies e suas aplicações. Esta seção está formatada de acordo com as normas da ABNT (NBR 6023/2018, NBR 10520/2002). A segunda seção refere-se ao capítulo I que aborda de uma análise cienciométrica no qual investigou tendências e lacunas do conhecimento científico sobre o uso de MNEs para peixes de água doce e será submetido a revista *Freshwater Biology* (Qualis A1). A terceira seção refere-se ao capítulo II no qual utilizou-se os MNEs para prever o impacto das mudanças climáticas na distribuição de duas espécies de peixes invasores nas Américas e será submetido a revista *Global Change Biology* (Qualis A1). E, por fim, as considerações finais englobam as conclusões acerca dos estudos realizados.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL 14

2. REFERENCIAL TEÓRICO 16

2.1 Dados de ocorrência das espécies e Variáveis preditoras 16

2.2 Modelos de Nicho de Ecológicos (MNEs) 19

2.3 Aplicação dos MNEs e Modelagem no contexto de invasão biológica 22

2.4 Modelagem para cenário de mudanças climáticas 23

2.5. Espécies alvo 25

2.5.1 *Cichla ocellaris* (Bloch & Schneider, 1801) 26

2.5.2 *Pygocentrus nattereri* (Kner, 1958) 27

3.OBJETIVO 28

3.1 Objetivo Geral. 28

3.2 Objetivos Específicos. 28

REFERÊNCIAS 29

CAPÍTULO 1 40

1. INTRODUÇÃO 42

2. METODOLOGIA 44

2.1 Revisão da literatura 44

2.2 Análises quantitativas dos estudos revisados 44

3 RESULTADOS 45

3.1 Análise quantitativa da avaliação temporal das publicações e da diversidade dos periódicos. 45

3.2 Avaliação das variáveis preditoras estudadas e o uso da MNEs em distintas áreas das ciências ambientais 49

3.3 Características dos algoritmos abordados nos estudos analisados e os países mais produtivos 52

4. DISCUSSÃO 55

4.1 tendências e vieses das variáveis preditoras e dos algoritmos aplicado nos MNEs 55

4.2 Redes colaborativas e as articulações da produção científica dos Modelos de Nicho Ecológico das espécies 58

4.3 Característica e avalição do viés taxonômico 59

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS 60

REFERÊNCIAS 62

CAPÍTULO 2 79

INTRODUÇÃO 81

MATERIAIS E MÉTODOS 84

Coleta de dados e distribuição das espécies 84

Dados climáticos e seleção dos modelos para avaliar a distribuição futura das espécies 86

Pré-processamento dados climáticos 87

Processo de modelagem das espécies 88

Estatística do modelo 88

RESULTADOS 89

Importância das variáveis bioclimáticas 89

Performance do modelo 89

Potencial distribuição de *cichla ocellaris e pygocentrus nattereri* presente e futura 89

MNEs das espécies invasoras em dois senários futuros: menos pessimista e um mais pessimista 90

DISCUSSÃO 95

REFERÊNCIAS 102

CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS 118

REFERÊNCIAS 120

ANEXOS 121

CAPÍTULO I 121

CAPÍTULO II 150

LISTA DE FIGURAS

Introdução geral

2.2 Modelos de Nicho Ecológico (MNEs) 19

Figura 1: Representação do processo de criação de um modelo de distribuição de espécie (adaptada de Fabiana Barbosa, 2012) 20

Figura 2: Esquema representando alguns dos algoritmos utilizados na construção dos Modelo de Nicho Ecológicos (figura adaptada de Pecchi et al., 2019). Dependendo da entrada, os procedimentos específicos usados nos modelos MNEs variam entre os métodos. Sendo: SRE = envelope de alcance de superfície, MDA= Analise Discriminante Multivariada, CTA = Modelos de árvore de classificação e regressão, MAXENT = Entropia Máxima, GLM = Modelo Linear Generalizado, GAM = Modelos Aditivos Generalizados, RF = Floresta Aleatória, MARS = splines de regressão adaptativa multivariada, GARP = Algoritmo Genético para Produção de Conjunto de Regras, ANN = redes neurais artificiais, Maxlike = máxima verossimilhança, SVM = máquinas de vetores de suporte, BIOCLIM = modelo climático, ENFA = Análise de fator de nicho ecológico, DOMAIN = modelo climático, CART = modelos de árvore de classificação e regressão, MAHALANOBIS = Distância de Mahalanobis 21

CAPITULO 1

3.1. Análise quantitativa da avaliação temporal das publicações e da diversidade dos periódicos 45

Figura 1 Número de publicações com o uso de MNEs utilizados para peixes de água doce até 2018. A linha de tendência indica um aumento na publicação de artigos sobre peixes de água doce MNES (N = 79) 46

Figura 2 Diversidade de periódicos que publicaram artigos sobre MNEs de peixes de água doce indexados pela Web of Science. Onde no eixo Y é a diversidade do periódico ao longo tempo verificadas no índice de Shanon. E a linha de tendência representa um aumento crescente na diversidade de periódicos ao longo dos anos 49

3.*2 Avaliação das variáveis preditoras estudadas e uso dos MNES em distintas áreas das ciências ambientais nas publicações*..... 49

Figura 3 Número de artigos de acordo com a área de aplicação dos modelos de distribuição de espécies para peixes de água doce. Na figura A, os diferentes temas científicos abordados nos estudos com MNEs. E na figura B os temas que mais publicaram sobre os MNEs 51

3.3 Característica dos algoritmos abordados nos estudos analisados e países mais produtivos

..... 52

Figura 4 Número de artigos de acordo com o Algoritmo dos modelos de nicho ecológicos, utilizado na modelagem de peixes (A). MAXENT = Entropia Máxima, BRT = Árvores de Regressão Impulsionada, GLM = Modelo Linear Generalizado, GAM = Modelos Aditivos Generalizados, RF = Floresta Aleatória, MARS = splines de regressão adaptativa multivariada, GARP = Algoritmo Genético para Produção de Conjunto de Regras, ANN = redes neurais artificiais , CTA = Modelos de árvore de classificação e regressão, Maxlike = máxima verossimilhança, SVM = máquinas de vetores de suporte, BIOCLIM = modelo climático, SRE = envelope de alcance de superfície, MDA = análise discriminante de mistura, LDA = análise discriminante linear, FDA = discriminante flexível análise, ENFA = Análise de fator de nicho ecológico, DOMAIN = modelo climático, Dist. Gower = Distância de Gower, CART = modelos de árvore de classificação e regressão, GLMM = modelo linear generalizado misto, Lógica difusa = lógica difusa, MAHALANOBIS = Distância de Mahalanobis e característica dos algoritmos mais publicados em modelos de distribuição de espécies (B). Estudos que utilizaram apenas o algoritmo MAXENT e ensemble 52

Figura 5 Número de estudos com os 22 países mais produtivos nos MNEs de peixes de água doce 53

Figura 6 Representação da rede colaborativa entre países que mais publicaram sobre MNEs para espécies de peixes de água doce. Onde o tamanho dos nós (círculos) é proporcional ao número de publicações e a espessura das conexões (distâncias entre os nós, links) indica a força da colaboração entre países através dos documentos compartilhados sobre os MNEs. Quanto mais próximos os países estiverem localizados, mais forte será a colaboração entre eles (Van Eck & Waltman, 2019)..... 54

Figura 7 Rede colaborativa entre as 31 instituições mais produtivas sobre os MNEs para espécies de peixes de água doce. A espessura das conexões (links) representa o grau colaboração entre a instituição, quanto mais próximas a localização das instituições mais forte é a colaboração científica entre as organizações de pesquisa 55

CAPÍTULO 2

Metodologia 84

Coleta de dados e Distribuição das espécies 84

Figura 1 Mapa distribuição atual das espécies invasoras. Sendo em a) Área da Bacia Amazônica região nativa das espécies Cichla ocellaris e Pygocentrus nattereri. Em b) pontos de ocorrência da Cichla ocellaris da sua área nativa e invasora. E em c) pontos de ocorrência da Pygocentrus nattereri da sua área nativa e invasora..... 85

Resultados 89

MNEs das espécies invasoras em dois cenários futuros: menos pessimista e um mais pessimista..
..... 90

Figura 4. Mapa evidenciando a distribuição potencial de *Cichla ocellaris em* comparação com o clima atual (Current) que corresponde a suas faixas nativas e invadidas, com as potenciais áreas de adequabilidade no futuro (2070) em um cenário menos pessimista RCPs 4.5 com três modelos diferentes de previsão climática: CC (CCSM4), MP (MPI- ESM-LR) e HG (HADGEM2-ES). As áreas verdes representam regiões com adequabilidade ambiental para a espécie. 91

Figura 5. Mapa mostrando a distribuição potencial Cichla ocellaris em comparação com o clima atual (Current) que corresponde a suas faixas nativas e invadidas, com as potenciais áreas de adequabilidade no futuro (2070) em um cenário menos pessimista RCPs 8.5 com três modelos diferentes de previsão climática: CC (CCSM4), MP (MPI- ESM-LR) e HG (HADGEM2-ES). As áreas verdes representam regiões com adequabilidade ambiental para a espécie..... 92

Figura 6. Mapa evidenciando a distribuição potencial *Pygocentrus nattereri* comparação com o clima atual (Current) que corresponde a suas faixas nativas e invadidas, com potenciais áreas de adequabilidade no futuro (2070) em um cenário menos pessimista RCPs 4.5 com três modelos diferentes de previsão climática: CC (CCSM4), MP (MPI- ESM-LR) e HG (HADGEM2-ES).. 93

Figura 7. Mapa evidenciando a distribuição potencial *Pygocentrus nattereri* em comparação com o clima atual (Current) que corresponde a suas faixas nativas e invadidas, com potenciais áreas de adequabilidade no futuro (2070) em um cenário mais pessimista RCPs 8.5 com três modelos diferentes de previsão climática: CC (CCSM4), MP (MPI- ESM-LR) e HG (HADGEM2-ES).... 94

LISTA DE TABELAS

2. REFERENCIAL TEORICO

2.1 Dados de ocorrência das espécies e Variáveis Preditoras.....16

Tabela 1. Exemplos de algumas bases de dados públicas de biodiversidade disponíveis via internet.....18

Tabela 2. Bases de dados com as variáveis preditoras disponível via internet 19

CAPÍTULO 1

3.1. Análise quantitativa da avaliação temporal das publicações e da diversidade dos periódicos 45

Tabela 1. Periódicos que publicaram a maioria dos trabalhos sobre MNEs para peixes de água doce. Número de artigos (= NP), categoria da Web of Science para cada periódico (= categoria WoS).....48

3.2 Avaliação das variáveis preditoras estudadas e uso dos MNES em distintas áreas das ciências ambientais nas publicações 49

Tabela 2. Variáveis ambientais e climáticas mais utilizadas nos estudos sobre os MNEs para espécies de peixes de água doce 50

1. INTRODUÇÃO GERAL

As atividades antrópicas em especial a emissão de gás carbônico oriunda do desmatamento, queimadas e a queima de combustíveis não renováveis têm causado alterações do clima em escala global. Segundo o Painel Intergovernamental para Mudanças Climáticas (*International Panel on Climate Change* – IPCC), as temperaturas médias globais têm aumentado desde a década de 70, e esse aquecimento deve continuar no futuro. Diante disso, as mudanças do clima são uma das grandes ameaças à biodiversidade (THOMAS et al., 2012) e muitos dos seus impactos já podem ser observados (CLAVERO & GARCÍA-BERTHOU, 2005). Concomitantemente, as introduções de espécies invasoras, de forma intencional ou acidental, podem causar perdas na biodiversidade, levando muitas vezes a diminuição da população de espécies nativas nos ecossistemas, resultando assim na vulnerabilidade aos efeitos da invasão na comunidade nativa (AGOSTINHO & JÚLIO JR., 1996; LEPRIEUR et al., 2009; SIMBERLOFF et al., 2013). Diante de cenários climáticos futuros as espécies invasoras poderão aumentar sua distribuição atual, com aumento de áreas de clima adequado para o estabelecimento das espécies e/ou deslocar sua distribuição atual (PETERSON, 2003).

Espécies invasoras são aquelas encontradas fora da sua distribuição natural e uma vez introduzida se proliferam sem controle, trazendo riscos às espécies nativas e ao ecossistema. Por terem vantagens competitivas e pela ausência de inimigos naturais, as espécies invasoras passam a ocupar e transformar o ecossistema a seu favor, efeitos negativos em todo ecossistema de água doce (COPP et al., 2017). A introdução de espécies invasoras causa danos muitas vezes irreparáveis sobre os ecossistemas aquáticos e são consideradas pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) como a segunda maior causa mundial de perda de biodiversidade. Os ecossistemas aquáticos são particularmente vulneráveis a esse impacto e muitos estudos mostram que essas espécies invasoras podem alterar a composição das comunidades nativas (JENKINS, 2003; LEPRIEUR et al., 2009; TRICARICO et al., 2016) e causam um declínio populacional de espécies nativas, resultando em impactos negativos sobre o funcionamento de ecossistema aquáticos de água doce (SIMBERLOFF, 2003; SIMBERLOFF et al., 2013; DOHERTY et al., 2016).

A bioinvasão quando estabelecida afeta processos importantes dentro de um ecossistema, como por exemplo as relações nas teias tróficas e cadeias alimentares provocando um efeito em cascata trófica nos ecossistemas, através do mecanismo

descendente Top-Down (ROININEM et al., 1996; HUMTER et al., 1997), quando os predadores presentes nos níveis superiores das teias alimentares influenciam todos os níveis tróficos abaixo, enquanto que no mecanismo ascendente Bottom-Up, ou seja, quando um nível trófico na base da cadeia trófica afeta de forma indireta um nível trófico superior, este efeito tipo Bottom-Up tem implicações diretas na cadeia trófica, pois interfere na eficiência dos predadores (HUMTER et al., 1997; KAGATA et al., 2005), dessa forma, modificando os processos da teia alimentar e por consequência afetando toda a biodiversidade e funcionamento do ecossistema.

A partir disso, tem se buscado ferramentas que possam predizer possíveis mudanças na faixa geográfica das espécies invasoras, beneficiadas pelas mudanças climáticas. E uma ferramenta que vem sendo utilizada para fornecer uma melhor compreensão nesta abordagem são os modelos de nicho ecológicos (MNEs) (em inglês Ecological Niche Models- ENMs). Os MNEs são gerados utilizando algoritmo que correlaciona um conjunto de variáveis ambientais e os locais de ocorrência das espécies (PEARSON & DAWSON, 2003) podendo, assim, predizer a distribuição potencial de ocorrência de uma espécie em resposta a mudanças do clima (THUILLER et al., 2005, THUILLER, 2007; MATEO et al., 2011).

Os MNEs têm sido aplicados para predizer o efeito das mudanças do clima sobre a distribuição potencial de espécies invasoras, principalmente, em ambientes terrestres (BARBOSA et al., 2012). Em ambientes aquáticos e em países que abrigam as maiores biodiversidades do planeta são poucos os estudos envolvendo modelagem de espécies invasoras diante das mudanças do clima (SOBERÓN & PETERSON, 2005; VAZ et al., 2015). Na escala espacial das espécies, o clima é um fator limitante, visto que a mesma pode aumentar, diminuir ou deslocar a distribuição de uma espécie (ELITH & LEATHWICK, 2009). E, no processo de modelagem ao projetar futuras distribuições de espécies sob mudanças no clima torna-se uma importante ferramenta na ecologia uma vez que os ecossistemas de água doce são vulneráveis aos efeitos das mudanças climáticas (MORRONGIELLO et al., 2011) e os peixe estão entre os grupos megadiversos e ameaçados do mundo (DUDGEON, 2011; COMTE & OLDEN, 2017).

Neste sentido, os ecossistemas aquáticos lênticos e lóticos estão entre os ecossistemas mais ameaçados na terra, onde vem reduzindo a biodiversidade em água doce se comparada com os ecossistemas terrestres (STEIN & FLACK, 1996; DUDGEON et al., 2006). Além disso, as regiões neotropicais abrigam grande biodiversidade de peixes de água doce do mundo (AGOSTINHO & JÚLIO JR., 1999; ALBERT et al., 2011) e na América do Sul a

bacia amazônica abriga uma alta diversidade de espécies global, representado mais de um sexto de peixes de água doce do mundo (ALBERT et al., 2011). Por isso, uma forma de antecipar o impacto das mudanças climáticas nos ecossistemas ou sobre uma comunidade, é projetar cenários futuros sob as alterações da temperatura global e regimes sazonais de precipitação (GUISAN & THUILLER, 2005).

Estudos têm utilizado MNEs para espécies de peixes invasores correlacionando com as condições ambientais para projetar futuras áreas de adequabilidade ambiental (HEINO et al., 2009; CASSEMIRO et al., 2018). Além disso, os órgãos competentes nas tomadas de decisões e que operam em diversas escalas (local, regional e nacional) podem se beneficiar das previsões e podem gerar subsídios e medidas proativas quanto a novas introduções de espécies exóticas e invasoras e ações de gerenciamento e conservação de espécies nativas (BEAUMONT et al., 2008). Assim, o presente trabalho buscou investigar as lacunas do conhecimento dos peixes de água doce.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Dados de ocorrências das espécies e Variáveis Preditoras

Habitat pode ser definido como o espaço físico onde um organismo vive e se desenvolve, ou seja, o nicho ecológico das espécies, representado pelo conjunto de fatores bióticos e abióticos (ESTEVES, 2011). Os fatores abióticos, por exemplo o clima, atuam geralmente em grandes escalas espaciais e representam o conjunto de condições ambientais favoráveis ou limitantes para a ocorrência e distribuição de uma espécie, onde ela possa sobreviver (PEARSON & DAWSON, 2003; LIMA-RIBEIRO, 2015). Assim, o termo nicho ecológico foi apresentado primeiro por Grinnell (1917) ele estava interessado em explicar o controle do ambiente sobre a distribuição restrita de algumas espécies de pássaros. A ideia geral de Grinnell era de que o controle da distribuição das espécies estava relacionado às condições ambientais, ou seja, estas alterações vão limitar o nicho das espécies (SOBERÓN, 2007; PETERSON et al., 2011). Posteriormente, Hutchinson (1957) propôs um nicho multidimensional, ou seja, determinado por multi-fatores, tanto fatores abióticos quanto bióticos vão interferir na distribuição das espécies e nas condições necessárias para uma espécie sobreviver. Esta definição se popularizou porque as condições de tolerância e fatores ecológicos podem ser mensuradas, diferente do proposto por Grinnell. Hutchinson propôs

um conceito de nicho onde uma unidade pode ser quantificada, ou seja, modelou o hipervolume de n-dimensional que envolve a amplitude das condições ambientais e biológicas necessárias para sobrevivência da espécie (SOBERÓN & PETERSON, 2005; LIMA-RIBEIRO, 2015). Por exemplo, o nicho de uma espécie de peixe poderia incluir o intervalo de temperatura tolerado, frequência do hidroperíodo e os regimes de precipitação ideal para a espécie.

Em relação ao processo da modelagem por meio MNEs (ENMs) é baseado na teoria do nicho ecológico, evidenciando a diferença entre nicho realizado e o nicho fundamental (AUSTIN, 2002; SOBERÓN, 2007, SOBERÓN & NAKAMURA, 2009). Onde por sua vez, nicho fundamental de uma espécie constitui a amplitude dos fatores ambientais e recursos que permitam uma espécie sobreviver e se manter viável em um local, não levando em consideração os processos intraespecíficos e de predação que constituem um espaço geográfico. Enquanto que, o nicho realizado representa um intervalo do nicho fundamental, que leva em consideração os fatores de predação e competição entre as espécies. Logo, o nicho realizado representa a faixa ambiental onde uma espécie se encontra. Em geral, o espaço que delimita o nicho fundamental é sempre maior que o nicho realizado (SOBERÓN & PETERSON, 2005).

A partir disso sabendo o nicho que se quer modelar outro passo importante para a escolha dos modelos de nicho ecológico (MNEs) (ENM), são dados disponíveis para a espécie analisada, assim como, o objetivo do estudo (ELITH & LEATHWICK, 2009). Sendo assim, os dados de ocorrência das espécies, ou seja, registros presença e ausência são adotados na forma de coordenadas geográficas (Latitude e Longitude) que são utilizados para calibrar e validar os modelos bioclimáticos (GUISAN & THUILLER, 2005). Os registros de presença podem ser obtidos através de coleções de herbários e museus (ELITH & LEATHWICK, 2009). Além disso, os dados estão disponíveis em bases de dados públicas disponíveis gratuitamente, via internet (ver tabela 1 para algumas bases de dados disponíveis), isso tem contribuído para o fácil acesso aos registros de presença das espécies (SOBERON & PETERSON, 2005).

Além disso, a escolha das variáveis preditoras também são relevantes neste processo, onde tais preditores ambientais são representados em mapas temáticos, onde a superfície de cada célula é contínua, onde cada pixel representa uma área do espaço (LIMA-RIBEIRO & DINIZ-FILHO, 2013), e são mais frequentemente utilizados em dados refinados a partir de técnicas de interpolação, por exemplo, dados climáticos (NEW et al., 2002; HIJMANS et al.,

2005; IPCC, 2018) juntamente com dados de imagem de satélites, por exemplo, cobertura e dados topográficos. Cada célula da área do estudo apresenta uma resolução que contém uma informação, e a soma de todas as células representa o tamanho da área do estudo (WILLIS & WHITTAKER, 2002; FRANKLIN, 2009). Logo, estudos que têm interesse em predições na distribuição das espécies sobre grandes áreas espaciais (global ou continental) normalmente utilizam mapas com resoluções grosseiras (grandes áreas globais) (LIMA-RIBEIRO & DINIZ-FILHO, 2013).

Tabela 1. Exemplos de algumas bases de dados públicas de biodiversidade disponíveis via internet

Base de dados	Organismos	Site
Global Biodiversity Information Facility (GBIF)	Animais, microorganismos e plantas	http://www.gbif.org
Instituto Hórus	Animais e plantas invasoras do Brasil	http://www.institutohorus.org.br
FishBase	Peixe	http://www.fishbase.org
Herpnet	Anfíbios e répteis	http://www.herpnet.org
SpeciesLink	Animais, micro-organismos e plantas	http://splink.cria.org.br
Global Invasive Species Database (GISD)	Animais, micro-organismos e plantas invasoras	http://www.issg.org/database/welcome
National Institute of Invasive Species Science	Animais invasores	http://www.niiss.org
SABIF	Planta	
Vetrnet	Anfíbios e aves	http://vertnet.org/
OBIS	Animais marinho	http://www.iobis.org/

Perante a esta vasta disponibilidade de dados, alguns estudos têm sido desenvolvidos para comparar o desempenho dos preditores ambientais para prever a distribuição potencial das espécies (LUOTO & HEIKKINEN, 2008; PETERSON & NAKAZAWA, 2008). Porém, dentro de um grande conjunto de dados de preditores ambientais selecionados inicialmente podem existir preditores correlacionados ou com baixo poder de predição. Em vista disso, é necessário realizar uma pré-seleção dos preditores a serem utilizados usando, por exemplo, uma Análise de Componentes Principais (PCA) para

reduzir possíveis ruídos nos resultados dos modelos (SEGURADO et al., 2006) ou uma correlação de Pearson (MUKAKA, 2012).

2.2 Modelos de Nicho Ecológico (MNEs)

Nas últimas décadas a aplicação de modelos de distribuição das espécies (inglês *Species Distribution Model* – SDM), também conhecido como Modelos de Nicho Ecológico (inglês *Ecologic Niche Model* – ENM), ou Modelos Climáticos tornaram-se procedimentos habituais para auxiliar na predição de possíveis distribuições geográficas e verificar os fatores que delimitam a ocorrência das espécies (SOBERÓN & PETERSON, 2005; ELITH & LEATHWICK, 2009; ARAÚJO & PETERSON, 2012; RANGEL & LOYOLA, 2012). Tais modelos são gerados a partir de algoritmos que associam os dados de ocorrência das espécies com um conjunto de variáveis ambientais para identificar áreas com adequabilidade ambiental de ocorrência das espécies (GUISAN & ZIMMERMANN, 2000; ARAÚJO & PETERSON, 2012; RANGEL LOYOLA, 2012). Os resultados, produzem projeções da distribuição das espécies em um cenário atual e futuro (PEARSON & DAWSON, 2003; PETERSON et al., 2011) (Figura 1).

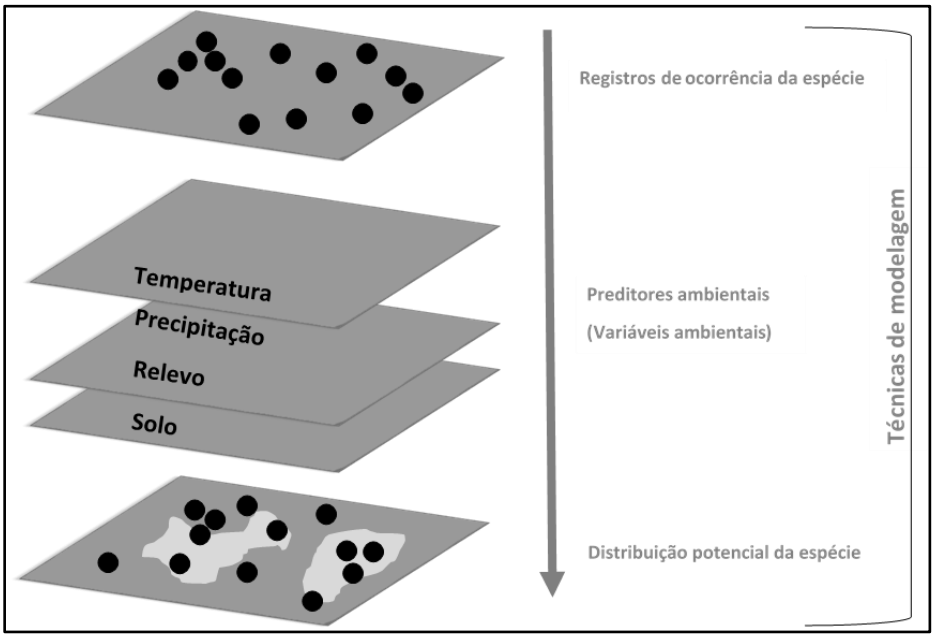


Figura 1: Representação do processo de criação de um modelo de distribuição de espécie (adaptado de Fabiana Barbosa, 2012).

Atualmente, existe uma vasta gama de Algoritmos que podem ser utilizados para relacionar um conjunto de variáveis ambientais com os locais de ocorrência de uma espécie (GUISAN & THUILLER, 2005). Em geral, os algoritmos são classificados em dois grupos: aqueles que utilizam apenas os dados de presença e os dados de presença e ausência (CANHOS et al., 2004; GU & SWIHART, 2004). Os registros de presença levam em consideração locais onde a espécie foi observada, por exemplo BIOCLIM, Distância Euclidiana, Distância de Mahalanobis, DOMAIN, enquanto que os registros de ausência levam em conta os locais onde a espécie não ocorre, por exemplo, GLM (Modelo Linear Generalizado) e o GAM (modelo aditivo generalizado) (TSOAR et al., 2007) (figura 2). Além disso, existem distintos softwares computacionais para geração de modelos de distribuição das espécies, onde alguns ambientes disponibilizam apenas uma técnica de modelagem, como por exemplo Desktop Garp (STOCKWELL & NOBLE, 1992) e ambientes que disponibilizam várias técnicas de modelagem, tais como Dinâmica EGO (, (SOARES-FILHO, RODRIGUES & SOUZA, 2009), OpenModeller (SUTTON et al., 2007) e o Software R (R CORE TEAM, 2018).

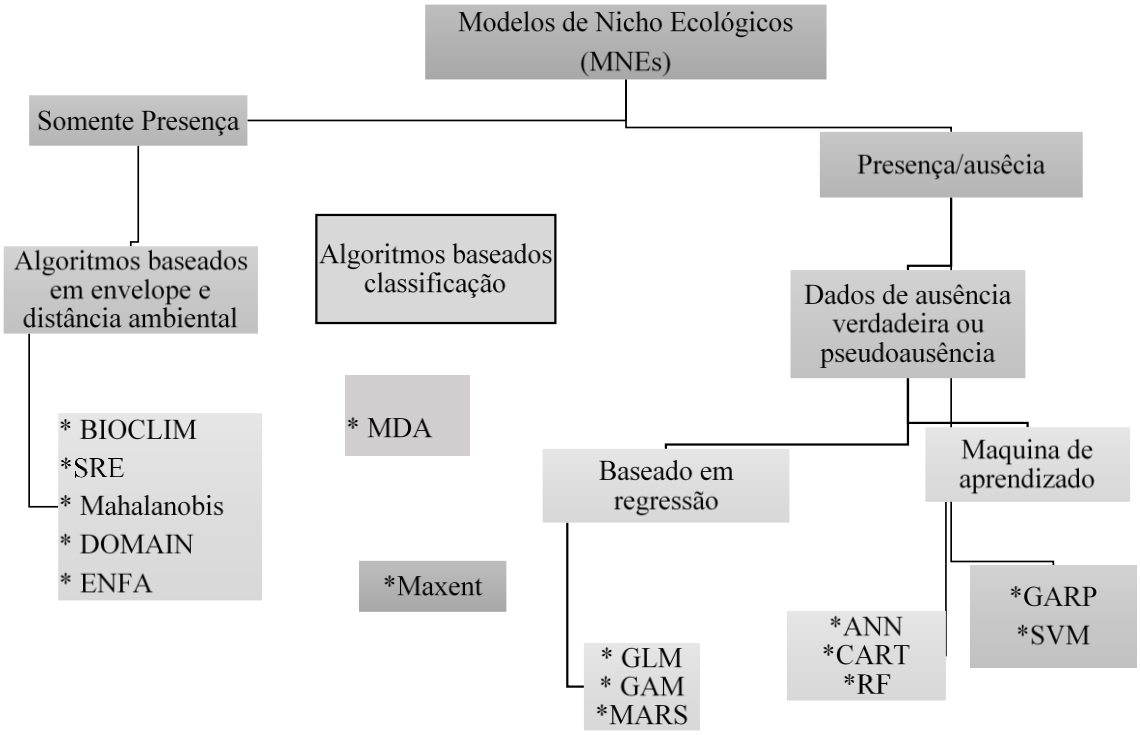


Figura 2: Exemplo de algoritmos utilizados na construção dos modelos de distribuição das espécies (figura adaptada de Pecchi et al., 2019). Dependendo da entrada, os procedimentos específicos usados nos modelos MNEs variam entre os métodos. Sendo: SRE = envelope de alcance de superfície, MDA= Analise Discriminante Multivariada, CTA = Modelos de árvore de classificação e regressão, MAXENT = Entropia Máxima, GLM = Modelo Linear Generalizado, GAM = Modelos Aditivos Generalizados, RF = Floresta Aleatória, MARS = splines de regressão adaptativa multivariada, GARP = Algoritmo Genético para Produção de Conjunto de Regras, ANN = redes neurais artificiais, Maxlike = máxima verossimilhança, SVM = máquinas de vetores de suporte, BIOCLIM = modelo climático, ENFA = Análise de fator de nicho ecológico, DOMAIN = modelo climático, CART = modelos de árvore de classificação e regressão, MAHALANOBIS = Distância de Mahalanobis.

Dessa forma, um dos maiores desafios de se usar modelos de distribuição de espécies é validar as projeções para outros períodos (ARAÚJO & PETERSON, 2012), especialmente sob projeções climáticas futuras (ARAÚJO et al., 2005). Nesse sentido, nos últimos anos têm crescido estudos que comparam diferentes algoritmos para tentar encontrar métodos com estatísticas mais robustas e evitar viés nas construções dos modelos (TSOAR et al., 2007). Algumas pesquisas comparam e debatem sobre os resultados produzidos pelos modelos finais sob a distribuição e ocorrência das espécies, criados a partir de distintos algoritmos disponíveis (ARAÚJO & NEW, 2007). Porém, é difícil chegar num consenso sobre a técnica

de modelagem mais robusta. Sendo assim, diante da vasta disponibilidade de dados e da variedade de algoritmos, podem gerar ruídos e incertezas nos mapas finais de distribuição potencial das espécies. Vale ressaltar, que nos últimos anos, estudos sobre modelagem preditiva têm sido comumente validados no mínimo por dois métodos de validação de modelo e que os modelos preditivos tiveram um bom desempenho *(*MARMION et al., 2009; FOURNIER et al., 2017; AHMAD et al., 2020*)*. Desta forma, o desempenho do modelo deve ser avaliado de forma mais confiável e robusto quando comparado com modelos que utilizam apenas um método de validação (SHABANI et al., 2016).

Existem algumas medidas que podem ser utilizadas para sintetizar um conjunto de previsões. Nos estudos envolvendo MNEs, os mapas de consenso são mais utilizados (ARAÚJO & NEW, 2007; DINIZ-FILHO et al., 2009). Mapas consenso (*ensamble forecasting* veja, ARAÚJO & NEW, 2007) fazem um somatório total dos mapas e realizam uma média entre vários modelos de predição que foram obtidos e que possam estar causando 'ruído' e incertezas preditivas (LIMA-RIBEIRO et al., 2013). Ao combinar previsões de consenso, pode-se produzir médias ponderadas o que gera igual probabilidade para cada modelo. Portanto, utilizar mapas de consenso geram predições mais robustas para mapear a adequabilidade climática potencial da espécie (MARMION et al., 2009; DINIZ-FILHO et al., 2010).

2.3 Aplicação dos MNEs e Modelagem no contexto de invasão biológica

Os MNEs têm sido aplicados em distintas áreas do conhecimento, por exemplo, para unidades de conservação e preservação da biodiversidade (MARINI et al., 2009; NÓBREGA & DE MARCO JR., 2011, DA CUNHA et al., 2018), em estudos sobre fitogeografia e biogeografia das espécies (WERNECK et al., 2012; COLLEVATTI et al., 2013; ALVARADO-SERRANO & KNOWLES, 2014), para conservação de espécies ameaçadas (DE SIQUEIRA et al. 2009, CARVALHO et al. 2010, LOMBA et al. 2010), conservação de espécies endêmicas e migratórias (LIN et al., 2017; YOUSEFI et al., 2020), no contexto de espécies invasoras (PETERSON et al. 2003, GIOVANELLI et al., 2008; STOHLGREN et al., 2010; CASSEMIRO et al., 2018), entender a biologia evolutiva dos indivíduos (ANDERSON et al., 2002), e com aumento dos estudos e de dados disponíveis sobre o clima, entender e predizer a distribuição dos organismos frente às mudanças climáticas (ANDERSON, 2013; NABOUT et al., 2011; REIS et al., 2019; YOUSEFI et al., 2020; MANJARRÉS-HERNÁNDEZ et al., 2021).

No que se refere às espécies invasoras, os modelos preditivos podem ser gerados através do conjunto de variáveis ambientais e os dados de ocorrência das espécies da sua área nativa. Posteriormente, o modelo gerado é extrapolado para fora de sua área nativa para identificar regiões que apresentem similaridades ambientais para a ocorrência da espécie (PETERSON, 2003). Em seguida, o modelo criado também é projetado para fora da sua área invadida para identificar regiões com áreas de adequabilidade ambiental para que a espécie possa se estabelecer (e.g., sobrevivência e reprodução dos indivíduos). Portanto, modelos têm sido criados tanto com dados da região nativa da espécie quanto com dados da região invadida pela espécie (PETERSON et al., 2003).

Enquanto, que no contexto das mudanças climáticas globais, os MNEs são gerados com dados de ocorrências das espécies e preditores climáticos atuais. Posteriormente, o modelo criado é projetado no mesmo espaço geográfico ou em uma nova região sob projeções futuras do clima e assim, predizer áreas potencialmente adequadas para o estabelecimento de espécies no presente e no futuro (THUILLER, 2004). Com isso, os MNEs têm sido cada vez mais aplicada para fornecer informações básicas para a conservação e manejo de espécies e os efeitos das mudanças climáticas podem afetar a distribuição das espécies no seu habitat (MOHAMMADI et al., 2019; PARREIRA et al., 2019), incluindo espécies invasoras, sob cenários climáticos atuais e futuros (MCDOWELL et al., 2014). Deste modo, os MNEs fornecem informações importantes para fundamentar estudos no campo da ecologia e conservação das espécies, podendo contribuir com ações voltadas para gerenciamento, prevenção e manutenção dos ecossistemas (BEAUMONT et al., 2008).

2.4 Modelagem para cenário de mudanças climáticas

Ao longo da sua formação, a Terra sempre passou por modificações no clima, resultante de fatores naturais, tais como, erupções vulcânicas e alterações na radiação solar. Contudo, desde a revolução industrial, o clima no globo terrestre está passando por modificações cada vez mais rápidas. Atividades antrópicas, tais como: o desmatamento de florestas, transporte transcontinentais, alteração do uso do solo e sistemas agrícolas alteram as condições naturais de um ecossistema (HEINO et al., 2009; BELLARD et al., 2016) e isso tem alterado o clima na terra e consequentemente provocado mudanças climáticas no globo terrestre.

Mudanças climáticas são alterações do clima através do tempo, estas variações dizem respeito às mudanças de temperatura, precipitação, nebulosidade entre outros fatores

climáticos (IPCC, 2015). De acordo com o IPCC, as mudanças do clima estão associadas tanto à flutuação natural dos gases atmosféricos quanto à variação por ações razões antropogênicas (IPCC, 2015). As ações humanas têm contribuído para o crescente aumento no aquecimento global, com uma série de consequências para o equilíbrio do planeta. O aquecimento global resulta no aumento da concentração de Gases de Efeito Estufa (GEE) na atmosfera: o vapor de água (H_2O), o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O). O planeta tem passado por constantes modificações ao logo dos anos, no entanto, as temperaturas médias globais têm aumentado desde a década de 70, e esse aquecimento deve continuar em virtude das constantes emissões de GEE (IPCC, 2015).

Ao longo do século, as modificações nas alterações do clima e os fenômenos extremos têm atingido o globo terrestre. Por exemplo, nos últimos anos a Europa têm enfrentado altas temperaturas que passaram dos 40°C (2017, 2018), queimadas na Austrália (2019), seca da Amazônia (2005, 2010), enchentes nos pampas argentinos (2000, 2002) entre outros (MAGRIN et al., 2009). Além, do aumento da frequência do fenômeno *El Niño*, responsável pela elevação da temperatura e aquecimento das águas oceânicas e, consequentemente pode afetar o clima em diversas esferas espaciais (regional e global), o que pode alterar o regime de precipitação e as condições dos padrões das correntes de ar (NOBRE et al., 2007; MARENGO et al., 2007; MARENGO et al., 2008; ZENG et al., 2008). Nesse contexto, a conservação dos ecossistemas naturais terrestres; marinhos e de água doce, bem como a restauração de ecossistemas degradados são essenciais, pois desempenham um papel fundamental na conservação das espécies, visto que as mudanças climáticas já estão impactando os ecossistemas e estão associados principalmente às modificações na distribuição geográfica das espécies (PARMESAN, 2006; COMTE et al., 2013).

Modelos de Circulação Climática (MCC) ou Modelos Globais Acoplados Oceano-Atmosfera (AOGCMs- Atmosphere-Ocean General Circulation Model) são ferramentas computacionais que utilizam modelos matemáticos que permitem modelar as condições com base em simulações que descrevem processos da circulação atmosférica e permitem fazer projeções de como a temperatura global média deve aumentar ao longo do século e com consequência, um aumento do aquecimento global e seus impactos no globo terrestre (BRACONNOT et al., 2007). Tais modelos de circulação têm sido importantes para o desenvolvimento de modelos ecológicos que predizem os impactos da mudança do clima na biodiversidade. Atualmente, existem vários modelos climáticos disponíveis que foram desenvolvidos por diferentes centros de pesquisa do mundo (COLLINS et al., 2006; SALAS-

MELIA et al., 2005; KNUTTI et al., 2013; ZHENG & YU, 2013). Existem diversos modelos climáticos disponíveis em diferentes resoluções espaciais que simulam as condições do clima no futuro, cada modelo climático simula uma versão diferente de um possível clima no futuro, considerando a temperatura até o final do século.

Muitos fatores devem ser considerados ao tentar prever como o aquecimento global futuro contribuirá para as mudanças climáticas, as emissões futuras de GEE é um fator importante neste processo. Os modelos climáticos atuais são representados de acordo com diferentes cenários climáticos – *Representative Concentration Pathways* (RCPs) – que representam uma medida das emissões de GEE. Existem quatro cenários de emissões de GEE: RCP 2.6, RCP 4.5, RCP 6 e RCP 8.5, que são utilizados em estudos de mudança do clima (HEINO et al., 2009; LIU et al., 2017; CASSEMIRO et al., 2018). Os RCPs são classificados de acordo com a provável concentração de GEE até o final do século (2100) (TAYLOR et al., 2012).

Em um cenário mais otimista (RCP 2.6) é previsto que a atmosfera terrestre armazene 2,6 W/m^2 de gás carbônico (CO_2) é previsto que a temperatura aumente entre 1,7°C e 3°C até o final do século (VAN VUUREN et al., 2007). Já em um cenário intermediário que correspondem aos RCP 4.5 e RCP 6, é esperado um acumulado entre 4,5 W/m^2, e 6 W/m^2 de CO_2 na atmosfera e 2°C a 3,2°C de elevação na temperatura, respectivamente (SMITH & WIGLEY, 2006; FUJINO et al., 2006; CLARKE et al., 2007; HIJIOKA et al., 2008). Enquanto, que um cenário mais pessimista de emissões de GEE RCP 8.5, espera-se que ocorra um acúmulo de 8,5 W/m^2 CO_2 na atmosfera, e consequentemente a temperatura aumente ainda mais alta, em comparação com os outros cenários é estimado que fique entre 2,6°C e 4,8°C (RIAHI et al., 2007; MOSS et al., 2010; TAYLOR et al., 2012). Portanto, são necessários esforços para estabilização e a diminuição das concentrações de GEE nos próximos anos e gerar políticas públicas eficientes para remoção de GEE da atmosfera. Assim, os MCC são ferramentas importantes para prever o clima no futuro e auxiliar estudos que visam a preservação e conservação da biodiversidade.

2.5 Espécies Alvos

A escolha das espécies selecionadas foi a partir do relatório do Ministério do Meio Ambiente (MMA) (2016) intitulado Espécies Exóticas Invasoras de Águas Continentais no Brasil. No qual apresenta uma lista das espécies de peixe exóticos e invasoras.

Baseado nessa lista fizemos um recorte para as espécies que são nativas apenas da Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas, porém são invasoras em outras bacias na América do Sul. Posteriormente, os dados compilados foram pesquisados em outras literaturas com o objetivo de corroborar com a lista do MMA. A partir do filtro de informações levantadas chegou-se a duas espécies invasoras: *Cichla ocellaris e Pygocentrus nattereri.*

2.5.1 *Cichla ocellaris* (Bloch & Schneider, 1801)

Cichla ocellaris, comumente conhecida como tucunaré, é peixe teleósteo, perciforme, da família Cichlidae. São nativos da bacia da Amazônia. No Brasil, existem pelo menos 12 espécies de tucunarés, sendo cinco descritas, com variação grande de tamanho, podendo medir até 1 metro de comprimento total, em seu habitat nativo (KEITH, BAIL & PLANQUETTE, 2000). Apresentam grande variação de cor dependendo da espécie e, possivelmente em função do ambiente em que são encontrados (HOEINGHAUS et al., 2003; PELICICE & AGOSTINHO, 2009). São piscívoros, predam e competem por recursos com outros peixes nativos e causam uma cadeia de eventos nos corpos de água onde são introduzidos (CARVALHO et al., 2005). Por ser espécies invasoras nos ambientes fora da sua distribuição natural, e uma vez introduzidos competem por recursos com as espécies nativas, o que podem alterar a composição das comunidades nativas (LEPRIEUR et al., 2009; TRICARICO et al., 2016) e causar um declínio populacional de espécies nativas, resultando em impactos negativos sobre o funcionamento de ecossistema aquáticos de água doce (SIMBERLOFF et al., 2013; DOHERTY et al., 2016). Causando um evento em cascata dentro do ecossistema afetando os processos dinâmicos que ocorrem na cadeia e teias alimentares, influenciando assim, no mecanismo Top-Down (ROININEM et al., 1996), que é quando os predadores presentes nos níveis superiores das teias alimentares influenciam todos os níveis tróficos abaixo. Dessa forma, modificando os processos da teia alimentar e por consequência afetando toda a biodiversidade e funcionamento do ecossistema (CONTI et al., 2015).

Alimentam-se principalmente de peixes e camarões, enquanto que os jovens se alimentam de zooplâncton e a partir do tamanho de 4 cm iniciam seu hábito piscívoro (LOWE-MCCONNELL, 1999). Além disso, se caracterizam por construir ninhos em troncos

ou em vegetação submersa no fundo do ambiente aquático e possuem cuidado parental até atingirem cerca de 2-3 cm de comprimento (LOWE-MCCONNELL, 1999).

O sucesso na invasão desses peixes em novos ambientes está relacionado com lagos mais quentes, águas mais transparentes e profundas (ESPÍNOLA, MINTE-VERA & JÚLIO JR., 2010). A sua introdução em novos ecossistemas tem ocorrido de forma intencional, a partir de pescadores e não intencional por meio de sistemas de cultivo (ESPÍNOLA & JÚLIO JR., 2007). Como por exemplo, a sua introdução nos lagos do Vale do Rio Doce, MG, levou a diminuição de peixes nativos de pequeno porte, bem como, efeito negativo sobre a diversidade e na composição das espécies nativas (LATINI & PETRERE, 2004). Assim, as incorporações desses peixes provocam mudanças na estrutura da ictiofauna onde são introduzidos, o que pode representar um efeito negativo para a economia local (WELCOMME, 1988). Ainda que o cultivo dos tucunarés seja importante para a piscicultura, a sua introdução nos ambientes naturais, pode modificar a abundância e riqueza das espécies nativas, podendo levá-las a uma diminuição populacional ou mesmo sua extinção (KOLAR & LODGE, 2001).

2.5.2 *Pygocentrus nattereri* (Kner, 1958)

Pygocentrus nattereri popularmente conhecida por Piranha-vermelha apresenta um corpo comprimido lateralmente e robusto, com coloração dorsal escura e ventral mais clara apresentando um colorido amarelo ou vermelho-amarelado. Os indivíduos jovens apresentam manchas no corpo, embora os adultos ao longo do tempo as percam (BRAGA, 1972). O tamanho máximo atingido por *Pygocentrus nattereri* é 50 cm de comprimento e massa corporal até 3,8 Kg e são encontrados na Bacia do rio Amazonas, Bacia do rio Paraná-Paraguai, rios costeiros do Nordeste do Brasil e Bacia do Essequibo, na Venezuela, América do Sul (BRAGA, 1972).

A espécie tem grande plasticidade em sua dieta, quando adulta é predador e piscívoros com grande capacidade de adaptação em ambientes lênticos (RESENDE et al., 1998; POMPEU & GODINHO, 2001). Podendo se alimentar também, de insetos, frutos, sementes e outras partes de vegetais (BRAGA, 1972). Sua introdução se deu de forma intencional para a pesca e controle biológico no vale do Rio Doce, MG (PELICICE, LATINI & AGOSTINHO, 2014).

As consequências da introdução de *Pygocentrus nattereri* em novos ecossistemas têm causado impactos ecológicos como a perda de diversidade biológica de espécies nativas na ictiofauna. Como, por exemplo, na região do Parque Estadual do Rio Doce, a introdução desta e outras espécies piscívoras, causaram a extinção local de grande número de espécies nativas, em diversos lagos (PINTO-COELHO et al., 2008; PELICICE, LATINI & AGOSTINHO, 2014). Além disso, provocam alterações na comunidade de fitoplâncton, zooplâncton, em predadores invertebrados e nas condições abióticas da água. Somando-se a isso, causam prejuízos na pesca, além de possíveis danos causados ao gado e acidentes com pessoas (LATINI & PETRERE, 2004).

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Investigar a aplicabilidade dos Modelos de Nicho Ecológico para espécies de peixes de água doce e conduzir um estudo para prever a distribuição potencial com duas espécies invasoras diante de cenários de mudanças climáticas nas Bacias Hidrográficas da América do Sul.

3.2 Objetivos específicos

- ✓ Verificar tendências e vieses sobre o uso de MNEs para espécies de peixes de água doce através de uma análise cienciométrica;

- ✓ Identificar áreas mais suscetíveis ao aumento da distribuição de peixes invasores nas Bacias Hidrográficas da América do Sul, frente os possíveis cenários de mudanças climáticas

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JÚNIOR, Horácio Ferreira. Peixes de outras águas: ameaça ecológica. 1996.

AGOSTINHO, A.A. & JÚLIO JR. H.F. 1999. Peixes da bacia do Alto rio Paraná. In Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais (R.H. Lowe-McConnell). Edusp, São Paulo, p. 374-400.

AHMAD, Shahid et al. Using an ensemble modelling approach to predict the potential distribution of Himalayan gray goral (Naemorhedus goral bedfordi) in Pakistan. **Global Ecology and Conservation**, v. 21, p. e00845, 2020.

ALBERT, James S.; REIS, Roberto (Ed.). **Historical biogeography of Neotropical freshwater fishes**. Univ of California Press, 2011.

ALVARADO-SERRANO, Diego F.; KNOWLES, L. Lacey. Ecological niche models in phylogeographic studies: applications, advances and precautions. **Molecular ecology resources**, v. 14, n. 2, p. 233-248, 2014.

ANDERSON, Robert P. A framework for using niche models to estimate impacts of climate change on species distributions. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1297, n. 1, p. 8-28, 2013

ANDERSON, Robert P.; PETERSON, A. Townsend; GÓMEZ-LAVERDE, Marcela. Using niche-based GIS modeling to test geographic predictions of competitive exclusion and competitive release in South American pocket mice. **Oikos**, v. 98, n. 1, p. 3-16, 2002.

ARAÚJO, Miguel B. et al. Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. **Global ecology and Biogeography**, v. 14, n. 6, p. 529-538, 2005.

ARAÚJO, Miguel B.; NEW, Mark. Ensemble forecasting of species distributions. **Trends in ecology & evolution**, v. 22, n. 1, p. 42-47, 2007.

ARAÚJO, Miguel B.; PETERSON, A. Townsend. Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. **Ecology**, v. 93, n. 7, p. 1527-1539, 2012.

AUSTIN. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. **Ecological Modelling**, v.157, p. 101-118, 2002.

BARBOSA, Fabiana Gonçalves; SCHNECK, Fabiana; MELO, Adriano Sanches. Use of ecological niche models to predict the distribution of invasive species: a scientometric analysis. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 4, p. 821-829, 2012.

BEAUMONT, Linda J.; HUGHES, Lesley; PITMAN, A. J. Why is the choice of future climate scenarios for species distribution modelling important?. **Ecology letters**, v. 11, n. 11, p. 1135-1146, 2008.

BELLARD, Céline; CASSEY, Phillip; BLACKBURN, Tim M. Alien species as a driver of recent extinctions. **Biology letters**, v. 12, n. 2, p. 20150623, 2016.

BRAGA, Raimundo Adhemar; SAWAYA, Paulo. **Ecologia e etologia de piranhas (gen. Serrasalmus) do nordeste do Brasil-peixe-teleosteo**. 1972.Universidade de São Paulo, São Paulo, 1972.

BRACONNOT, P. et al. Results of PMIP2 coupled simulations of the mid-Holocene and last glacial maximum - Part 2: feedbacks with emphasis on the location of the ITCZ and mid- and high latitudes heat budget. **Climate of the Past**, v. 3, n.12, p. 279-296, 2007.

BRAULIK, G.; JEFFERSON, T. A.; BEARZI, G. Delphinus delphis. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e. T134817215A50352620. 2021.

CANHOS, V. P.; SOUZA, S., GIOVANNI, R.; CANHOS, A.L. Global biodiversity informatics: setting the scene for a "New World" of ecological modeling. **Biodiversity Informatics**, v. 1, p. 1-13, 2004.

CARVALHO, Edmir Daniel et al. Fish assemblage attributes in a small oxbow lake (Upper Parana River Basin, Sao Paulo State, Brazil): species composition, diversity and ontogenetic stage. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 1, p. 45-56, 2005.

CARVALHO, Silvia B. et al. From climate change predictions to actions–conserving vulnerable animal groups in hotspots at a regional scale. **Global Change Biology**, v. 16, n. 12, p. 3257-3270, 2010.

CASSEMIRO, Fernanda AS et al. The invasive potential of tilapias (Osteichthyes, Cichlidae) in the Americas. **Hydrobiologia**, v. 817, n. 1, p. 133-154, 2018.

CLARKE, L; EDMONDS, J; JACOBY, H; PITCHER, H; REILLY, J; RICHELS R. **CCSP synthesis and assessmentproduct 2.1, Part A: scenarios of greenhouse gas emissions and atmospheric concentrations**. U.S.Government Printing Office, Washington, DC, 2007

CLAVERO, M.; GARCÍA-BERTHOU, E. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 20, n. 3, p. 110–110, 2005.

COLLEVATTI, Rosane G. et al. Drawbacks to palaeodistribution modelling: the case of South American seasonally dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 2, p. 345-358, 2013.

COLLINS, William D. et al. The formulation and atmospheric simulation of the Community Atmosphere Model version 3 (CAM3). **Journal of Climate**, v. 19, n. 11, p. 2144-2161, 2006.

COMTE, L.; BUISSON, L.; DAUFRESNE, M.; GRENOUILLET, G. Climate-induced changes in the distribution of freshwater fish: Observed and predicted trends. **Freshwater Biology**, v. *58*, n. 4, p. 625–639, 2013

COMTE, Lise; OLDEN, Julian D. Climatic vulnerability of the world's freshwater and marine fishes. **Nature Climate Change**, v. 7, n. 10, p. 718-722, 2017.

CONTI, Lorenza et al. Drivers of freshwater fish colonisations and extirpations under climate change. **Ecography**, v. 38, n. 5, p. 510-519, 2015.

COPP, Gordon H. et al. Trophic consequences of non-native pumpkinseed Lepomis gibbosus for native pond fishes. **Biological Invasions**, v. 19, n. 1, p. 25-41, 2017.

DA CUNHA, H. F.; Ferreira, É. D., TESSAROLO, G.; NABOUT, J. C. Host plant distributions and climate interact to affect the predicted geographic distribution of a Neotropical termite. **Biotropica**, v. *50*, n. 4, p. 625–632, 2018.

DE SIQUEIRA, Marinez Ferreira et al. Something from nothing: using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. **Journal for Nature Conservation**, v. 17, n. 1, p. 25-32, 2009.

DE RESENDE, Emiko Kawakami et al. Alimentacao de peixes carnivoros da planicie inundavel do Rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Embrapa Pantanal-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)**, 1996.

DINIZ-FILHO, José Alexandre F. et al. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. **Ecography**, v. 32, n. 6, p. 897-906, 2009.

DINIZ-FILHO, JOSE ALEXANDRE F. et al. Ensemble forecasting shifts in climatically suitable areas for Tropidacris cristata (Orthoptera: Acridoidea: Romaleidae). **Insect Conservation and Diversity**, v. 3, n. 3, p. 213-221, 2010.

DOHERTY, Tim S. et al. Invasive predators and global biodiversity loss. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 40, p. 11261-11265, 2016.

DUDGEON, David et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological reviews**, v. 81, n. 2, p. 163-182, 2006.

DUDGEON, D. Asian river fishes in the Anthropocene: threats and conservation challenges in an era of rapid environmental change. **Journal of Fish Biology**, v. 79, n. 6, p. 1487-1524, 2011.

ELITH, Jane; LEATHWICK, John R. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 40, p. 677-697, 2009.

ESPINOLA, Luis A; FERREIRA JULIO JUNIOR, Horácio. Espécies invasoras: conceitos, modelos e atributos. **INCI**, Caracas, v. 32, n. 9, p. 580-585, sept. 2007 .

ESPÍNOLA, Luis A.; MINTE-VERA, Carolina V.; JÚLIO, Horácio F. Invasibility of reservoirs in the Paraná Basin, Brazil, to **Cichla kelberi** Kullander and Ferreira, 2006. **Biological Invasions**, v. 12, n. 6, p. 1873-1888, 2010.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos da limnologia.** 3. ed. Rio de Janeiro: Interciências, 2011.

FOURNIER, Alice et al. Predicting species distribution combining multi-scale drivers. **Global Ecology and Conservation**, v. 12, p. 215-226, 2017.

FRANKLIN, Janet. **Mapping species distributions: spatial inference and prediction**. Cambridge University Press, 2010.

FUJINO, Junichi et al. Multi-gas mitigation analysis on stabilization scenarios using AIM global model. **The Energy Journal**, n. Special Issue# 3, 2006.

GIOVANELLI, Joao GR; HADDAD, Célio FB; ALEXANDRINO, Joao. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (Lithobates catesbeianus) in Brazil. **Biological Invasions**, v. 10, n. 5, p. 585-590, 2008.

GUISAN, Antoine; ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, v. *135,* n. 2–3, p. 147–186, 2000

GUISAN, Antoine; THUILLER, Wilfried. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology letters**, v. 8, n. 9, p. 993-1009, 2005.

GU, W; SWIHART, R.K. Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. **Biological Conservation**, v. 116, p. 195-203, 2004.

HANNAH, Lee; MIDGLEY, Guy F.; MILLAR, D. Climate change-integrated conservation strategies. **Global Ecology and Biogeography**, v. 11, n. 6, p. 485-495, 2002.

HEINO, Jani; VIRKKALA, Raimo; TOIVONEN, Heikki. Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. **Biological Reviews**, v. 84, n. 1, p. 39-54, 2009.

HIJMANS, Robert J. et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society**, v. 25, n. 15, p. 1965-1978, 2005.

HIJIOKA, Y.; MATSUOKA, Y; NISHIMOTO, H; MASUI, M; KAINUMA, M. Global GHG emissions scenarios under GHG concentration stabilization targets. **Journal of Global Environmental Engineering,** v. 13, p. 97-108, 2008.

HOEINGHAUS, David J. et al. Movement of **Cichla species** (Cichlidae) in a Venezuelan floodplain river. **Neotropical Ichthyology**, v. 1, n. 2, p. 121-126, 2003.

HUNTER, Mark D.; VARLEY, George C.; GRADWELL, George R. Estimating the relative roles of top-down and bottom-up forces on insect herbivore populations: a classic study revisited. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 94, n. 17, p. 9176-9181, 1997.

IPCC, 2013. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535.

IPCC, 2015. Climate Change 2015: The Physical Science Basis. In: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M. (Eds.), Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report ofthe Intergovernmental Panel onClimateChange. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, p. 1535

IPCC, 2015. Climate Change 2015: The Physical Science Basis. In: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M. (Eds.), Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report ofthe Intergovernmental Panel onClimateChange. Cambridge

IPCC, 2018, Climate change 2018 : *synthesis report.* Contribuição dos Grupos de Trabalho I, II e III para o Quinto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA

JENKINS, M. Prospects for Biodiversity. **Science,** v. *302*, n. 5648, p. 1175–1177, 2003

KAGATA, Hideki; NAKAMURA, Masahiro; OHGUSHI, Takayuki. Bottom-up cascade in a tri-trophic system: different impacts of host-plant regeneration on performance of a willow leaf beetle and its natural enemy. **Ecological Entomology**, v. 30, n. 1, p. 58-62, 2005.

KARATZOGLOU, Alexandros et al. kernlab-an S4 package for kernel methods in R. **Journal of statistical software**, v. 11, n. 9, p. 1-20, 2004.

KEITH, P.; BAIL, L. P-Y; PLANQUETTE, Atlas des poissons d'eau douce de Guyane, tome 2, fascicule 2 – Siluriformes, P. 2000.

KOLAR, Cynthia S.; LODGE, David M. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in ecology & evolution**, v. 16, n. 4, p. 199-204, 2001.

KNUTTI, Reto; MASSON, David; GETTELMAN, Andrew. Climate model genealogy: Generation CMIP5 and how we got there. **Geophysical Research Letters**, v.40, p. 1194–1199, 2013.

LATINI, A. O.; PETRERE JR, M. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. **Fisheries management and Ecology**, v. 11, n. 2, p. 71-79, 2004.

LIMA-RIBEIRO, Matheus Souza; DINIZ-FILHO, José Alexandre Felizola . Modelos Ecológicos e a Extinção da Megafauna: Clima e Homem na America do Sul, ***Paleoecologia.*** São Paulo: Editora Cubo, 2013.

LIMA-RIBEIRO, Matheus Souza et al. EcoClimate: a database of climate data from multiple models for past, present, and future for macroecologists and biogeographers. **Biodiversity Informatics**, v. 10, 2015.

LIN, Hsien-Yung et al. Impact of anthropogenic disturbances on a diverse riverine fish assemblage in Fiji predicted by functional traits. **Freshwater Biology**, v. 62, n. 8, p. 1422-1432, 2017.

LEPRIEUR, Fabien et al. Scientific uncertainty and the assessment of risks posed by non-native freshwater fishes. **Fish and Fisheries**, v. 10, n. 1, p. 88-97, 2009.

LOMBA, A. et al. Overcoming the rare species modelling paradox: A novel hierarchical framework applied to an Iberian endemic plant. **Biological conservation**, v. 143, n. 11, p. 2647-2657, 2010.

LOWE-MCCONNELL, R. Estudos Ecológicos de comunidades de peixes tropicais*, Ecologia.* São Paulo: **Edusp**, 1999.

LUCAS, Martyn C.; BARAS, Etienne. Migration of Freshwater Fishes.

LUOTO, Miska; HEIKKINEN, R. K. Disregarding topographical heterogeneity biases species turnover assessments based on bioclimatic models. **Global Change Biology**, v. 14, n. 3, p. 483-494, 2008.

MAGRIN, G.O.; TRAVASSO, M.I.; RODRÍGUEZ, G.R.; SOLMAN, S.; NÚÑEZ, M. Climatechange and wheat production in Argentina. **International Journal of GlobalWarming**, v. 1, n. 1, p. 214-226, 2009

MATEO, R. G.; FELICÍSIMO, Á. M.; MUÑOZ, J. Modelos de distribución de especies:

Una revisión sintética. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. *84*, n.2, p. 217–240, 2011

MANJARRÉS-HERNÁNDEZ, Ana et al. Predicting the effects of climate change on future freshwater fish diversity at global scale. **Nature Conservation**, v. 43, p. 1, 2021.

MARINI, M. Â.; BARBET-MASSIN, M.; LOPES, L. E.; JIGUET, F. Major current and future gaps of Brazilian reserves to protect neotropical savanna birds. **Biological Conservation**, v. *142*, n. 12, p. 3039–3050, 2009.

MARMION, Mathieu et al. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. **Diversity and distributions**, v. 15, n. 1, p. 59-69, 2009.

MARENGO, J.A.; NOBRE, C.A.; TOMASELLA, J.; OYAMA, M.D.; DE OLIVEIRA, G.S.; DE OLIVEIRA, R.; CAMARGO, H.; ALVES, L.M.; BROWN, I.F.The drought of Amazonia in 2005.**Journal of Climate**, v. 21, n 3, p. 495-516, 2008.

MARENGO, J.AJONES, R.; ALVES, L.M.; VALVERDE, M.C. Future change oftemperature and precipitation extremes in South America as derived from the PRECIS regional climate modeling system. **International Journal of Climatology,** v. 29, n 15, p. 2241-2255, 2009

MARIOTTI, A. Causes and impacts of the 2005 Amazon drought, Environmental **Research Letters**, v. 3, p. 1-6.

MCDOWELL, W. G., BENSON, A. J., AND BYERS, J. E. Climate controls the distribution of a widespread invasive species: implications for future range expansion. **Freshwalter Bioliology**. v. 59, p. 847–857.

MOHAMMADI, Saeed et al. Modelling current and future potential distributions of two desert jerboas under climate change in Iran. **Ecological Informatics**, v. 52, p. 7-13, 2019.

MOSS, Richard H. et al. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. **Nature**, v. 463, n. 7282, p. 747-756, 2010.

MORRONGIELLO, J. R.; CROOK, D. A.; KING, A. J.; RAMSEY, D. S. L.; BROWN, P. Impacts of drought and predicted effects of climate change on fish growth in temperate Australian lakes. **Global Change Biology**, v. *17*, n. 2, p. 745–755, 2011

MOSS, R. H.; EDMONDS, J. A.; HIBBARD, K. A.; MANNING, M. R.; ROSE, S. K.; VAN VUUREN, D. P.; MEEHL, G. A. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. **Nature**, v. *463*, n. 7282, 7p. 47-756, 2010.

MUKAKA, Mavuto M. A guide to appropriate use of correlation coefficient in medical research. **Malawi medical journal**, v. 24, n. 3, p. 69-71, 2012.

NABOUT, João Carlos et al. Global climate change and the production of "Pequi" fruits (Caryocar brasiliense) in the Brazilian Cerrado. 2011.

NEW Mark. et al. A high-resolution data set of surface climate over global land areas.**Climate Research,** v. 2, p.1-25, 2002

NOBRE, CARLOS A; SAMPAIO, GILVAN; SALAZAR, LUIS. Climate and land use changes in amazonia: impacts on the hydrological cycle and on biome distribution. **Water and the Environment Pontifical Academy of Sciences**. v. 108, 2007.

NÓBREGA, Caroline C.; DE MARCO JR, Paulo. Unprotecting the rare species: a niche-based gap analysis for odonates in a core Cerrado area. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 3, p. 491-505, 2011.

OHGAITO, R. et al. Can an Earth System Model simulate better climate change at mid-Holocene than an AOGCM? A comparison study of MIROC-ESM and MIROC3. **Climate of the Past**, v. 9, n. 4, p. 1519-1542, 2013.

OKSANEN, Jari et al. Vegan: community ecology package. Ordination methods, diversity analysis and other functions for community and vegetation ecologists. **R package ver**, p. 2.3-1, 2015.

PARMESAN, C. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. *37*, n. 1, p. 637–669, 2006.

PARREIRA, Micael Rosa et al. Disentangling uncertainties from niche modeling in freshwater ecosystems. **Ecological Modelling**, v. 391, p. 1-8, 2019.

PEARCE, Jennie; FERRIER, Simon. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. **Ecological modelling**, v. 133, n. 3, p. 225-245, 2000.

PEARSON, Richard G.; DAWSON, Terence P. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful?. **Global ecology and biogeography**, v. 12, n. 5, p. 361-371, 2003.

PELICICE, Fernando Mayer; AGOSTINHO, Angelo Antonio. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (Cichla kelberi) in a Neotropical reservoir. **Biological Invasions**, v. 11, n. 8, p. 1789-1801, 2009.

PELICICE, F. M; LATINI, J.D.; AGOSTINHO, A. A. Fish fauna disassembly after the introduction of a voracious predator: main drivers and the role of the invader's demography. **Hydrobiologia**, p. 271-283, 2014.

Peterson AT. Predicting the geographic of species' invasions via ecological niche modeling. **The Quarterly Review of Biology**, v. 78, p. 419-433, 2003

PETERSON, A.Townsend; PAPES Monica; KLUZA, Daniel A. Predicting the potential invasive distributions of four alien plant species in North America. **Weed Science**, v. 51, p. 863-868, 2003.

PETERSON, A. Townawnd; NAKAZAWA, Y. Environmental data sets matter in ecological niche modelling: an example with Solenopsis invicta and Solenopsis richteri. **Global Ecology and Biogeography**, v.17, p. 15-144, 2008.

PETERSON, A. Townsend et al. Ecological Niches and Geographic Distributions. **Princenton University Press**, Princenton, 2011.

PETERSON, A. Townsend; SOBERÓN, Jorge. Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. **Natureza & Conservação**, v. 10, n. 2, p. 102-107, 2012.

PINTO-COELHO, RM. et al. The inverted trophic cascade in tropical plankton communities: impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 68, n. 4, supl. p. 1025-1037, nov. 2008

POMPEU, Paulo dos Santos; GODINHO, Alexandre Lima. Mudança na dieta da traíra Hoplias malabaricus (Bloch)(Erythrinidae, Characiformes) em lagoas da bacia do rio Doce devido à introdução de peixes piscívoros. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, n. 4, p. 1219-1225, 2001.

RANGEL, T. F.; R. D. LOYOLA; Labeling ecological niche models**. Natureza & Conservação** v.10, p. 119–126, 2012.

R CORE TEAM. R Core Team: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna*, 20018.* https://www.r-project.org

REIS, Cristiano Rodrigues et al. Climate Change Influencing the Potential Distribution of a Brazilian Savanna Indicator Species. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 3, 2019.

RIAHI K.; GRÜBLER A.; NAKICENOVIC N. Scenarios of long-term socio-economic and environmental development under climate stabilization. **Technol Forecast Soc Chang** 74:887–935, 2007.

ROECKNER, Erich et al. The atmospheric general circulation model ECHAM 5. PART I: Model description. 2003.

ROININEN, Heikki; PRICE, Peter W.; TAHVANAINEN, Jorma. Bottom-up and top-down influences in the trophic system of a willow, a galling sawfly, parasitoids and inquilines. **Oikos**, p. 44-50, 1996.

ROBERTS M.J. The ocean component of HadGEM1. **GMR Report Annex** IV.D.3, Hadley Centre for Climate Prediction and Research/Met Office, Exeter,2004.

SALAS-MÉLIA, D. et al. Description and validation of the CNRM-CM3 global coupled model. **CNRM working note**, v. 103, p. 36, 2005.

SEGURADO, P., ARAÚJO, M.B., KUNIN, W.E. Consequences of spatial autocorrelation for niche-based models. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, p. 433-444, 2006

SIMBERLOFF, Daniel. Confronting introduced species: a form of xenophobia?. **Biological invasions**, v. 5, n. 3, p. 179-192, 2003.

SIMBERLOFF, D.; J. L. MARTIN; P. GENOVESI. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. **Trends in Ecology & Evolution** v.28: 58–66, 2013.

SHABANI, Farzin; KUMAR, Lalit; AHMADI, Mohsen. A comparison of absolute performance of different correlative and mechanistic species distribution models in an independent area. **Ecology and evolution**, v. 6, n. 16, p. 5973-5986, 2016.

SCHMIDT G.A. et al. Configuration and assessment of the GISS ModelE2 contributions to the CMIP5 archive. **Journal of Advances in Modeling Earth Systems**, 2014.

SCHÖLKOPF, Bernhard et al. New support vector algorithms. **Neural computation**, v. 12, n. 5, p. 1207-1245, 2000.

SMITH, Steven J.; WIGLEY, T. M. L. Multi-gas forcing stabilization with Minicam. **The Energy Journal**, n. 3, 2006.

STEIN, BRUCE A.; FLACK, STEPHANIE R. **America's Least Wanted: Alien Species Invasions of U.S**. Ecosystems. The Nature Conservancy, Arlington, Virginia. 1996.

SOBERÓN, Jorge; PETERSON, A. Townsend. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. 2005.

SOBERÓN, J. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. **Ecology Letters**, v.*10*, n.12, p. 1115–1123, 2007

SOBERÓN, J; NAKAMURA, M. Niches and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions. **Proceedings of the Notional Academy of Sciences USA**, v. 106, p. 19644-50, 2009.

SOBERÓN, J. M. Niche and area of distribution modeling: A population ecology perspective. **Ecography**, v. *33*, n. 1, p. 159–167, 2010.

SOARES-FILHO, Britaldo Silveira; RODRIGUES, Oliveira; COSTA, Souza William Leles. **Modeling Environmental Dynamics with DINAMICA EGO**. 2ed (2010). Belo Horizonte, p.120 , 2009.

STOCKWELL, D. R. B; NOBLE, I. R. Induction of sets of rules from animal distribution data: A robust and informative method of data analysis. ***Mathematics and Computers in Simulation*****,** v. 33, n. 5, p. 385–390, 1992.

STOHLGREN, Thomas J. et al. Ensemble habitat mapping of invasive plant species. **Risk Analysis: An International Journal**, v. 30, n. 2, p. 224-235, 2010.

SUEYOSHI, T. et al. Set-up of the PMIP3 paleoclimate experiments conducted using an Earth system model, MIROC-ESM. **Geoscientific Model Development**, v. 6, n. 3, p. 819-836, 2013.

SUTTON, T.; GIOVANI, R.; SIQUEIRA, M.F. Introducing OpenModeller. **OSGeo Journal**, v. 1, p. 1-6, 2007.

TAYLOR, Karl E.; STOUFFER, Ronald J.; MEEHL, Gerald A. An overview of CMIP5 and the experiment design. **Bulletin of the American meteorological Society**, v. 93, n. 4, p. 485-498, 2012.

THOMAS, M.; KREMER, C.; KLAUSMEIER, C.A.; LITCHMAN, E. A global pattern of thermal adatpation in marine phytoplankton. **Science**. v. 338, p. 1085–1088, 2012

THUILLER, W. Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. **Global Change Biology**, v. 10, p. 2020-2027, 2004.

THUILLER, Wilfried et al. Climate change threats to plant diversity in Europe. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 102, n. 23, p. 8245-8250, 2005.

THUILLER, Wilfried. Climate change and the ecologist. **Nature**, v. 448, n. 7153, p. 550-552, 2007.

TRICARICO, Elena; JUNQUEIRA, Andrea OR; DUDGEON, David. Alien species in aquatic environments: a selective comparison of coastal and inland waters in tropical and temperate latitudes. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 26, n. 5, p. 872-891, 2016.

TSOAR, A.; STEINITZ, O.; ROTEM, D.; KADMON, R. A comparative evaluation of presence only methods for modelling species distribution. **Diversity and Distributions**, v. 13, p. 397- 405, 2007

VALCKE, Sophie; MAISONNAVE, Eric; COQUART, Laure. Parallel ocean-atmosphere coupling: from OASIS3 to OASIS4.

VAN VUUREN, Detlef P. et al. Stabilizing greenhouse gas concentrations at low levels: an assessment of reduction strategies and costs. **Climatic change**, v. 81, n. 2, p. 119-159, 2007.

VAN VUUREN DP. et al., 2011. The representative concentration pathways: an overview.**Climatic Change**, v.109, p. 5–31

VAZ, U. L.; CUNHA, H. F.; NABOUT, J. C. Trends and biases in global scientific literature about ecological niche models. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 4, p. 17-24, 2015.

VETTORETTI, Guido; PELTIER, W. Richard. Last Glacial Maximum ice sheet impacts on North Atlantic climate variability: The importance of the sea ice lid. **Geophysical Research Letters**, v. 40, n. 24, p. 6378-6383, 2013.

WELCOMME, R. L. **International introductions of inland aquatic species.** FAO Fisheries Technical Paper, n. 294. Food and Agri- culture Organization, Rome, Italy, p. 318, 1988.

WERNECK, Fernanda P. et al. Deep diversification and long-term persistence in the South American 'dry diagonal': Integrating continent-wide phylogeography and distribution modeling of geckos. **Evolution: International Journal of Organic Evolution**, v. 66, n. 10, p. 3014-3034, 2012.

WILLIS, K.J; WHITTAKER, R.J. Species diversity-scale matters. **Science**, v. 295, p. 1245–1248, 2002.

WISE, Marshall et al. Implications of limiting CO2 concentrations for land use and energy. **Science**, v. 324, n. 5931, p. 1183-1186, 2009.

YASUAKI HIJIOKA, Yuzuru Matsuoka; NISHIMOTO, Hiromi. Global GHG emission scenarios under GIC; concentration stabilization targets. **Journal of Global Environmental Engineering**, v. 13, p. 97-108, 2008.

YOUSEFI, Masoud; JOULADEH-ROUDBAR, Arash; KAFASH, Anooshe. Using endemic freshwater fishes as proxies of their ecosystems to identify high priority rivers for conservation under climate change. **Ecological Indicators**, v. 112, p. 106137, 2020.

YU, Yongqiang. A flexible global coupled climate model. **Advances in Atmospheric Sciences**, v. 19, p. 169-190, 2002.

Yu Y; Zhang X; Guo Y.Global coupled ocean-atmosphere general circulation models in LASG/IAP. **Advances in Atmospheric Sciences**, v. 21, p. 444–455, 2004.

ZENG, Ning et al. Causes and impacts of the 2005 Amazon drought**. Environmental Research Letters**, v. 3, p. 9, 2008.

ZHENG, Weipeng; YU, Yongqiang. Paleoclimate simulations of the mid-Holocene and Last Glacial Maximum by FGOALS. **Advances in Atmospheric Sciences**, v. 30, n. 3, p. 684-698, 2013.

CAPÍTULO 1

Acessando a produção científica sobre o uso de Modelos de Nicho Ecológico para espécies de peixes de água doce: uma abordagem cienciométrica

Liane Naetzold, Fabiana G. Barbosa & Daniel Loebmann

Manuscrito a ser submetido a revista “Freshwater Biology

Acessando a produção científica sobre o uso de modelos de nicho ecológico para espécies de peixes de água doce: uma abordagem cienciométrica

Liane Naetzold[1]*, Fabiana G. Barbosa[1] & Daniel Loebmann[1]

[1] Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Federal do Rio Grande, Instituto de Ciências Biológicas. Av. Itália, km 8, Campus Carreiros, Rio Grande, RS, Brazil, CEP 96203-900.

Corresponding author: lianenaetzold@gmail.com

Resumo

1. Entender a distribuição das espécies é um processo importante na modelagem preditiva, que de modo geral é determinado em larga escala pelas respostas dos organismos às condições ambientais. Logo, conhecer os fatores que afetam a distribuição das espécies é importante para a para avançarmos no conhecimento sobre os padrões de distribuição da biodiversidade e sua conservação. Realizamos um estudo cienciométrico para investigar as lacunas de conhecimento sobre modelagem preditiva de peixes de água doce. 2. Para análise cienciométrica sobre o uso dos MNEs foi realizada uma busca na base de dados Web of Science entre os anos 1945 e 2018, buscando identificar padrões sobre os estudos publicados nesta área como tendência temporal da produção científica sobre MNEs, diversidade de revistas, temas abordados por estes trabalhos, variáveis preditoras incluídas nas análises, algorítmo abordados nos estudos e colaboração científica entre países e instituições. 3. A análise de 79 artigos sobre MNEs de peixes mostrou um crescente número de publicações sobre o assunto ao longo do tempo, assim como um aumento no número de periódicos que publicaram sobre o tema. Distintas variáveis preditoras foram analisadas nos estudos sobre MNEs, sendo a variável Clima a mais utilizada. Dentre os temas abordados com o uso de MNES as mudanças climáticas é o que apresenta maior número de publicações. Os métodos mais utilizados entre os MNEs foi o MAXENT, contudo os Ensemble também tiveram destaque. Quanto à produção científica houve um aumento em estudos com este tema ao longo dos anos em diversas regiões do mundo, em

especial nos Estado Unidos. Em relação a cooperação entre instituições sobre o tema, destacaram-se as organizações europeias. Entre táxons estudados nos MNEs para peixes de água doce Cypriniformes foi a ordem mais diversa seguido pela Perciformes e Siluriformes. Dentre as famílias mais representativas foram Cyprinidae e Percidae. 4. Entre algumas lacunas que precisam ser preenchidas, identificamos que países menos desenvolvidos e com grande biodiversidade apresentam menos estudos e baixa colaboração institucional entre os países. 5. Por fim, ressalta-se as múltiplas aplicações dos MNEs como uma ferramenta poderosa para estudos com biodiversidade com aplicação em conservação de espécies, mudanças climáticas e espécies invasoras.

Palavras-chave: bibliometria, ictiofauna, modelagem de distribuição de espécies, produção acadêmica, lacunas do conhecimento

1. Introdução

Modelagem de nicho ecológico (MNEs) (Austin, 2002a; Soberon & Peterson, 2005) é uma técnica que utiliza dados de distintas áreas do conhecimento para obter modelos de potencial ocorrência da espécie em um determinado espaço geográfico e onde uma população possa sobreviver (Araújo & Peterson, 2012). Entretanto, a capacidade de resposta dos organismos as modificações das condições ambientais podem variar, pois os organismos seguem uma série de fatores que permitem a sua permanência e sobrevivência em um determinado local, refletindo assim, o nicho ecológico dos organismos (Guisan & Thuiller, 2005; Soberón, 2007).

A ideia geral da MNEs é utilizar algoritmo que relacionam com um conjunto de dados de ocorrência das espécies juntamente com as variáveis ambientais, objetivando conhecer as respostas dos organismos e estimar a contribuição destes preditores (Austin *et al*., 2006), buscando prever a distribuição potencial geográfica de uma espécie (Elith & Leathwick, 2009a). Em geral, os algoritmos podem ser classificados em dois grupos com base do tipo de entrada de dados de ocorrência usada para gerar os modelos: registros de presença que levam em consideração locais onde a espécie foi observada (e.g. BIOCLIM, Distância Euclidiana, DOMAIN); registros de presença e ausência onde reconhece a espécie como ausente ou presume-se que esteja ausente (e.g. Modelo Linear Generalizado (GLM) e o modelo aditivo generalizado (GAM).

A MNEs (ENM) vem cada vez mais sendo utilizada em distintas áreas do conhecimento incluindo determinação de áreas prioritárias para criação de área protegidas (da Cunha *et al*., 2018; Lemes & Loyola, 2013; Marini et al., 2009), pesquisas associadas às espécies invasoras (Giovanelli, Haddad & Alexandrino, 2008; Stohlgren *et al.*, 2010; Cassemiro *et al.*, 2018a), estudos para a conservação de espécies endêmicas e vulneráveis (S. B. Carvalho *et al*., 2010; Lomba *et al*., 2010b) estudos para predizer a distribuição de adequabilidade climática dos organismos frente às mudanças climáticas (Hansen *et al*., 2017; Nabout *et al*., 2011; Peterson *et al*., 2011), entre outras aplicações.

Com o crescente interesse nos últimos anos em publicações com uso MNEs (Guisan et al., 2013), alguns estudos cienciométricos usaram análises quantitativas para identificar irregularidades, tendências ou lacunas em publicações na utilização desse método em um determinado campo da ciência (Melo *et al*., 2006), por exemplo, Tourinho *et al.* (2020) investigaram o uso do MNEs (ENM) para espécies de peixes ameaçadas de extinção como ferramenta para o planejamento da conservação das espécies. Ao mesmo tempo, Barbosa, Schneck & Melo (2012) analisaram as principais lacunas do conhecimento sobre MNEs (ENM) para predizer a distribuição de espécies invasoras. Esses estudos confirmaram o amplo interesse nos MNEs (ENM), um assunto de grande importância na conservação e preservação de espécies e na ecologia (Lobo *et al*., 2010) e neste contexto, o grupo dos peixes entre os grupos megadiversos e ameaçados do mundo (Dudgeon, 2011; Comte & Olden, 2017), assim MNEs são uma importante ferramenta na conservação da biodiversidade dos ecossistemas aquáticos (Beaumont et al., 2008; Buisson et al., 2008;).

Desse modo, o presente estudo teve como objetivo conduzir uma análise cienciométrica para verificar os principais vieses e lacunas de produção científica sobre o uso de MNEs (ENM) para peixes de água doce, buscando identificar: (i) tendência temporal das publicações sobre o tema; (ii) Periódicos de maior frequência de estudos com esse escopo; (iii) Principais temas abordados; (iv) Países mais produtivos usando MNEs para predizer a distribuição de espécies; (v) Verificar as variáveis preditoras que vêm sendo utilizadas nesses trabalhos; (vi) Principais algoritmo abordados; e (vii) Instituições de pesquisa que mais publicam sobre o assunto. Em seguida, analisamos nossos resultados para identificar os principais desafios para o desenvolvimento de MNEs (ENM) para peixe de água doce e tentar discutir maneiras de superá-los.

2 Metodologia

2.1 Revisão da literatura

O estudo foi realizado utilizando a base de dados da *Web of Science* (https://webofknowledge.com) para compilar artigos até 2018, aplicando as seguintes combinações de palavras: (“ecological niche model*” ou “bioclimatic model*” ou “climate envelope*” ou “habitat model*” ou “species distribution model*” ou “geographic distributions species” ou “bioclimatic envelope model*” ou “niche-based model*”) e (aquatic ou freshwater ou river* ou stream* ou reservoir* ou pond* ou lake* ou wetland* ou floodplain) e (fish*) no título, resumo e palavras-chave. Inicialmente, a busca resultou em 523 artigos. Posteriormente, após examinarmos os artigos para excluir estudos no qual os MNEs para peixe de água doce não eram investigados, esta abordagem reduziu o número de artigos para 79 estudos (ver uma lista completa dos artigos usados no presente estudo na Tabela de informações de suporte S1). Para responder às nossas perguntas analisamos cada artigo de acordo: (i) ano de publicação (ii) tipos de variáveis preditoras (clima, topografia, hidrologia); (iii) periódicos; (iv) categoria dos periódicos da Web of Science; (v) aplicação dos MNEs nos estudos (espécies invasoras, mudanças climáticas, conservação de espécies, entre outros); (vi) algoritmo mais representativos nos estudos; (vii) países e instituições que mais publicam sobre o tema; (viii) táxons mais representativas nos estudos com MNES.

2.2 Análises quantitativas dos estudos revisados

Para identificar possíveis tendências ao longo do tempo no número de artigos sobre o uso de MNEs para peixes de água doce, utilizamos Modelos Lineares Generalizados (GLMs, família Poisson). A diversidade de periódicos que publicaram artigos sobre MNEs foi estimada usando o índice de diversidade Shannon–Weaver (H'). Este índice foi adaptado para estimar a abundância relativa dos periódicos ao longo do tempo. Desse modo, com base em outros estudos relacionados ao tema, alguns autores também usaram os índices ecológicos em estudos cienciométricos (e.g. Carneiro, Nabout & Bini, 2008; Vaz, Cunha & Nabout, 2015), assim o nome dos periódicos equivale às espécies e o ano refere-se a área do estudo.

O grupo de variáveis preditoras em diferentes escalas espaciais de estudo foram classificados de acordo com a proposta por Bradie & Leung (2017), tais as variáveis foram classificadas em variáveis brutas (que corresponde ao total das variáveis preditoras analisadas

nos estudos) de modo que as variáveis semelhantes foram agrupas e calssificadas como grupos variáveis que representam os tipos de variáveis considerando as variáveis brutas. E, para verificar a aplicabilidade e identificar possíveis tendências ao longo do tempo sobre as áreas de pesquisas mais abordadas nos artigos foi seguido o proposto por Barbosa & Lemes (2016). Também obtivemos características dos periódicos que mais publicaram artigos sobre MNEs para espécies de peixes de água doce e as categorias dos periódicos indexados na Web of Scince.

Usando a origem do país do primeiro autor de cada artigo, foi possível verificar a tendência temporal ao longo do tempo sobre MNEs para peixes de água doce. Além disso, foi possível construiu uma rede colaborativa através do software VOSviewer (Van Eck & Waltman, 2010) para verificar a rede de colaboração entre os países que mais publicaram sobre o tema considerado, onde foram incluídos apenas os países com um mínimo de 2 artigos publicados no tema. O mesmo foi possível verificar para as instituições com cooperação científica mais frequentes, selecionando no mínimo 3 documentos por instituições. Assim, foi possível construir mapas cienciométricos com base nas redes colaborativas usando a frequência dos dados e cada cluster e as interações que cada país e instituição tem com o outro. Portanto, quanto maior a frequência das interações entre dois países mais próximos um do outro a rede que eles estão será, permitindo uma leitura de quantas colaborações cada país faz nacionalmente e internacionalmente (Van Eck & Waltman, 2019).

Todas as análises estatísticas foram realizadas software R (R Core Team, 2018), para Modelos Lineares Generalizados (GLMs, família Poisson) utilizamos o pacote RT4BIO (Reis Jr. *et al*., 2015) e para verificar a diversidade de periódicos, utilizamos o pacote vegan (Oksanen *et al*., 2017).

3 Resultados

3.1. Análise quantitativa da avaliação temporal das publicações e da diversidade dos periódicos

Encontramos um total de 79 publicações sobre o uso de MNEs para espécies de peixe de água doce. Através da análise temporal pode se observar um aumento no número de publicações. Sendo 2004 o primeiro ano de publicação sobre o tema, e 2017, 2016 e 2018

(n= 14, n=12 e n=9, respectivamente) foram os anos com mais publicações sobre o assunto (z = 5.822; P< 0,001; N = 14) (ver tabela 1 para uma descrição mais detalhada do modelo GLM, Apêndice S2), (Fig. 1).

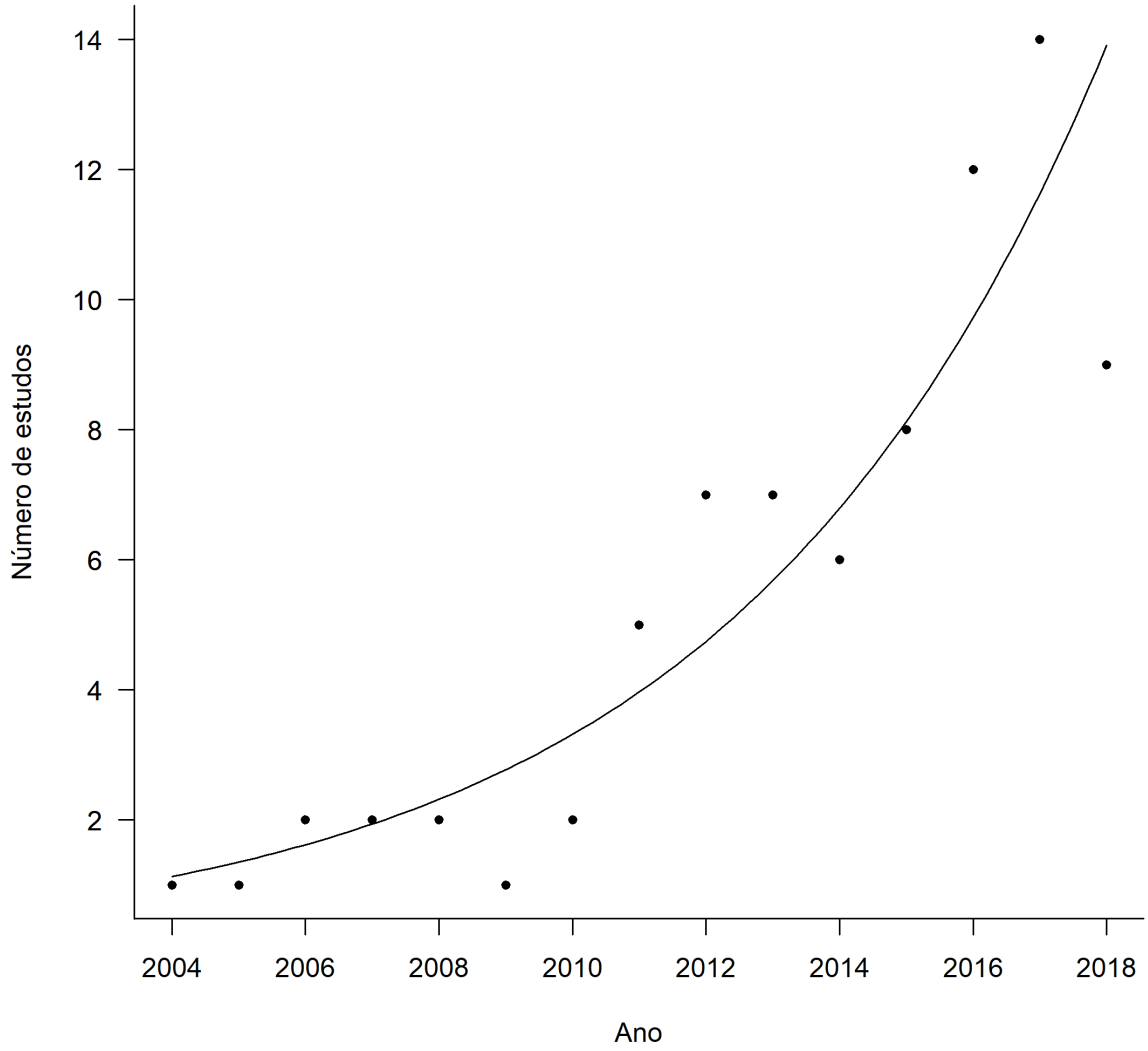


Figura 1 Número de publicações com o uso de MNEs utilizados para peixes de água doce até 2018. A linha de tendência indica um aumento na publicação de artigos sobre peixes de água doce MNES (N = 79)

Em relação aos periódicos que mais publicaram sobre o tema, observamos uma série de títulos em diferentes áreas da Ciência. Os estudos foram publicados em 48 periódicos, embora 32 deles contivessem apenas um artigo. Os 16 periódicos mais produtivos, ou seja, aqueles com dois ou mais artigos cada, representaram 62% (n=49), sendo os mais representativos Biological *Invasions* (6 artigos), seguido por *Ecological Modelling* e *Science of the Total Environment* (5 artigos), *Diversity and Distributions*, *Global Change Biology* e *Plos One* (4 artigos). Além disso, verificou que os periódicos estavam indexados em distintas categorias da Web of Science que vão desde Ecologia (n=35), Biologia Marinha de Água doce (n=24), Ciências Ambientais (n=23), Conservação da Biodiversidade (n=22) (Tabela 1). Verificou-se que a diversidade de periódicos que publicaram sobre os MNEs para espécies de peixes de água doce vem crescendo ao longo dos anos (Fig. 2).

Tabela 1. Periódicos que publicaram a maioria dos trabalhos sobre MNEs para peixes de água doce. Número de artigos (= NP), categoria da Web of Science para cada periódico (=categoria WoS).

ID	Revistas	NP	If[a]	Categoria WoS
1	Biological Invasions	6	2.897	Biodiversity Conservation, Ecology
2	Ecological Modelling	5	2.634	Ecology
3	Science of the Total Environment	5	5.589	Environmental Sciences
4	Diversity and Distributions	4	4.092	Biodiversity Conservation, Ecology
5	Global Change Biology	4	8.88	Biodiversity Conservation, Ecology, Environmental Sciences
6	Plos One	4	2.776	Multidisciplinary Sciences
7	Hydrobiologia	3	2.325	Marine & freshwater biology
8	Aquatic Invasions	2	1.705	Ecology, Marine & freshwater biology
9	Bio Ecological Conservation	2	4.451	Biodiversity Conservation, Ecology, Environmental Sciences
10	Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences	2	2.567	Fisheries, Marine & Freshwater Biology
11	Conservation Biology	2	6.194	Biodiversity Conservation, Ecology, Environmental Sciences
12	Ecology of Freshwater Fish	2	1.742	Fisheries, Marine & Freshwater Biology
13	Freshwater Biology	2	3.404	Fisheries, Marine & Freshwater Biology
14	Journal of Fish Biology	2	2.038	Fisheries, Marine & Freshwater Biology
15	Marine and Freshwater Research	2	1.859	Fisheries, Limnology, Marine & Freshwater Biology, Oceanography
16	River Research and Applications	2	1.954	Environmental Sciences, Water resources
17	Outros periódicos[b]	30	-	-

If[a] fator de impacto dos periódicos para 2018

Outros periódicos[b] que continham até uma publicação

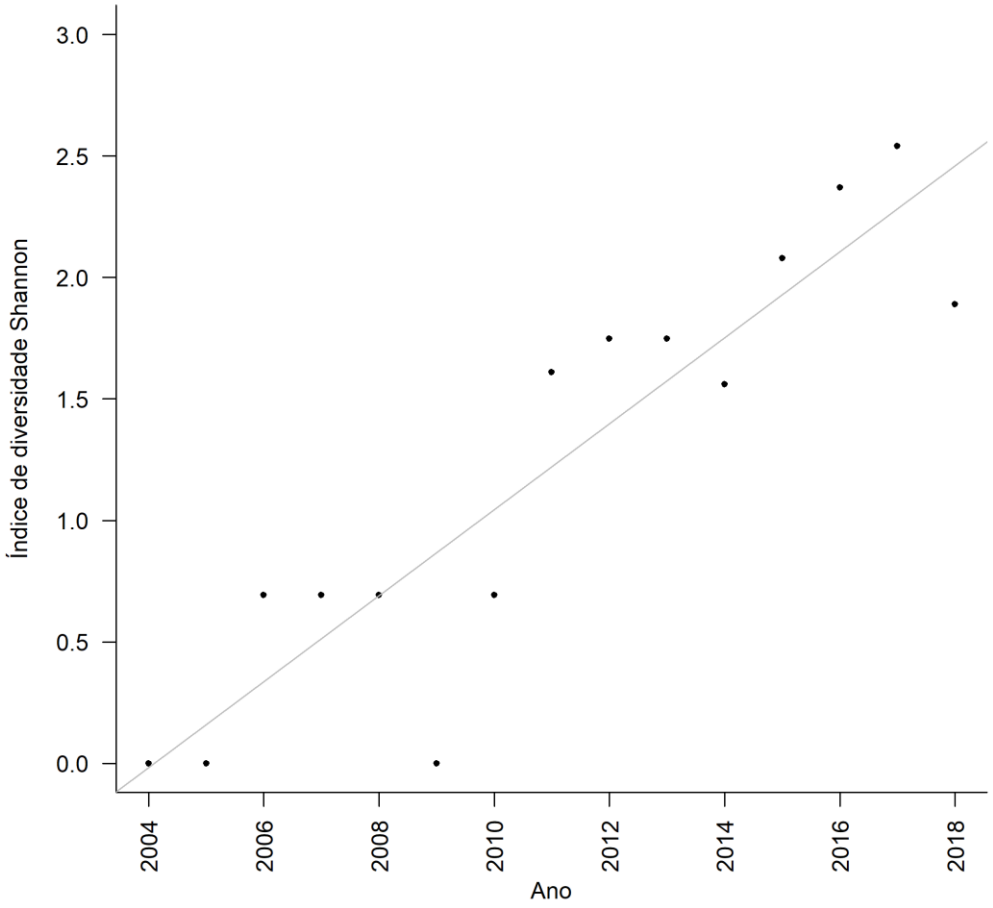


Figura 2 Diversidade de periódicos que publicaram artigos sobre MNEs de peixes de água doce indexados pela Web of Science. Onde no eixo Y é a diversidade do periódico ao longo do tempo verificadas no índice de Shanon. E a linha de tendência representa um aumento crescente na diversidade de periódicos ao longo dos anos.

3.2 Avaliação das variáveis preditoras estudadas e o uso dos MNES em distintas áreas das ciências ambientais nas publicações

Um total de 81 variáveis preditoras distintas foram analisadas nos estudos que examinamos sobre MNEs (variáveis brutas). Para isso, as variáveis semelhantes foram agregadas em 11 grupos (grupos de variáveis) que representam os tipos de variáveis utilizadas nos estudos. Os grupos de variáveis e uma breve descrição de algumas variáveis preditoras estão listados na Tabela 2 (veja, apêndice S3 para uma lista completa de variáveis brutas e seus grupos). O grupo de variáveis mais utilizadas nos trabalhos em primeiro lugar foi o Clima com 77.7% (n=63), seguidos por Topografia 75.3% (n=61), Hidrologia 56.7% (n=46) e Geologia 25.9% (n=21).

Tabela 2. Variáveis ambientais e climáticas mais utilizadas nos estudos sobre os MNEs para espécies de peixes de água doce

Variáveis	*Estudos*	*Característica das variáveis brutas mais utilizadas*
Clima	63	Dados de clima atmosférico, temperatura, pluviosidade
Topografia	61	Aspecto, altitude, elevação, índice topográfico, inclinação
Hidrologia	43	Corrente mais forte, distância à costa, velocidade do rio, velocidade do fluxo, ordem do fluxo, distância até a costa, fluxo do rio
Uso do solo	22	Cobertura do solo, uso do solo, uso da terra para agricultura
Geológico	21	Geologia, tipos de rocha, características da rocha, características do solo, características do sedimento, distância geográfica
Antropogênico	12	Interferência de ações humanas (densidade populacional, habitações ribeirinhas, poluição de habitat, distância de áreas urbanas
Vegetação	12	Tipo de vegetação, NDVI (índice de vegetação), Cobertura vegetal, Paisagem natural
Propriedade da água	5	Ph, temperatura, oxigênio dissolvido, Turbidez
Batimetria	2	Batimetria, profundidade da água
Habitat fragmentado	2	Tipo de habitat, número / tamanho das manchas, habitat físico
Biológico	1	Morfológico

Os MNEs para peixes foram aplicados em distintas áreas da ciência, sendo aplicado em oito temas científicos diferentes dentro destas áreas de pesquisas (Fig. 3). Ao longo dos anos alguns temas se destacaram nos estudos com MNEs (Fig. 3.b) o tema científico mais frequente estava relacionado às mudanças climáticas 31.4% (n=28), seguidas conservação das espécies 27% (n=24) e espécies invasoras 20.2% (n=18).

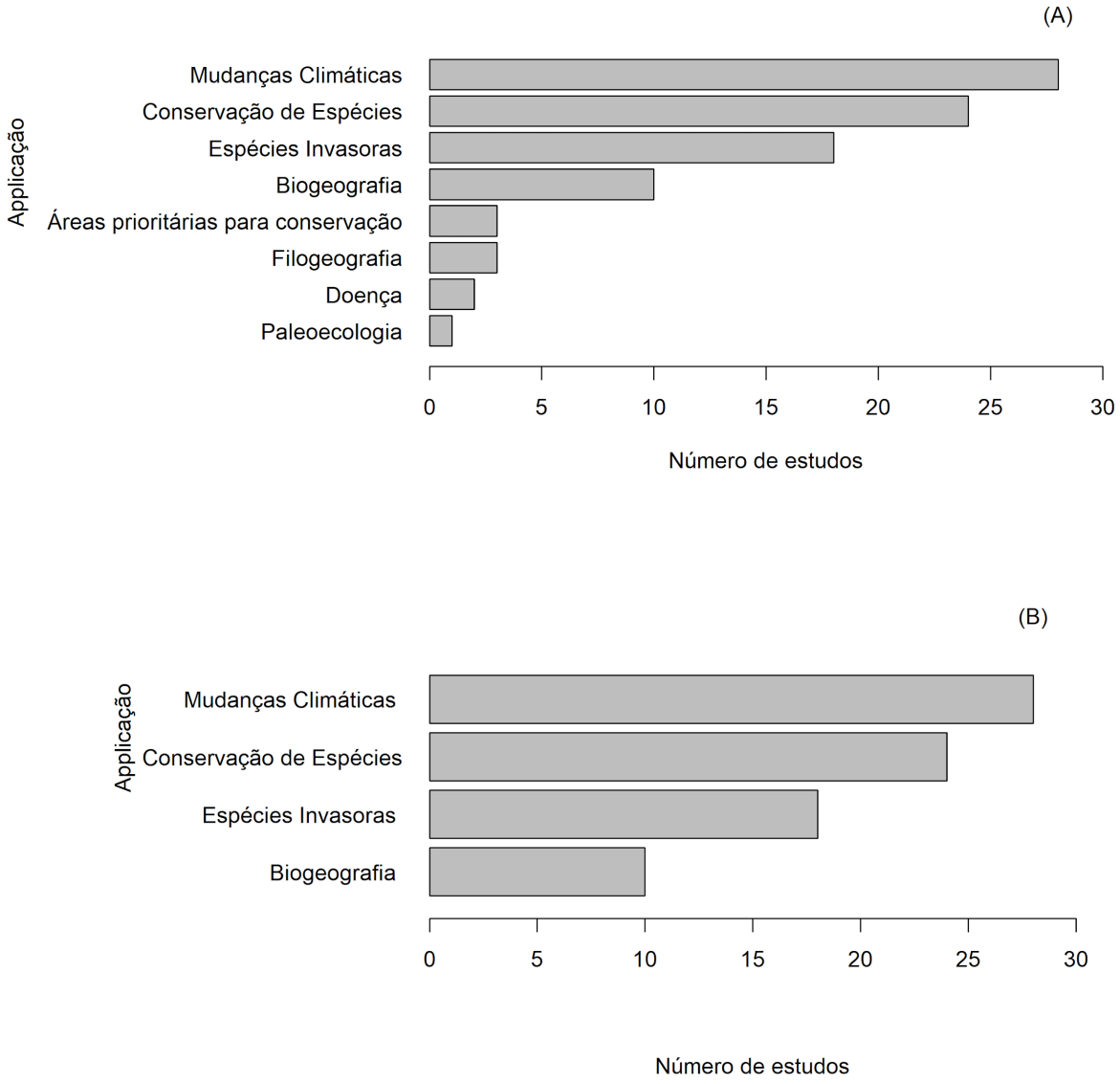


Figura 3 Número de artigos de acordo com a área de aplicação dos modelos de distribuição de espécies para peixes de água doce. Na figura A, os diferentes temas científicos abordados nos estudos com MNEs. E na figura B os temas que mais publicaram sobre os MNEs

3.3 Característica dos algoritmos abordados nos estudos analisados e países mais produtivos

Distintos algoritmos foram utilizados nos estudos analisados (Fig. 4). Um total de 13 métodos foram aplicados nos estudos, sendo o MAXENT o algoritmo mais frequente entre os MNEs, aparecendo com 35 artigos. Seguido pelo BRT (n=27), GLM (n=22) e GAM (n=20). Também é possível notar um grande número de estudos utilizaram apenas o algoritmo MAXENT, quando comparado com estudos que que utilizaram mais de um algoritmo *Ensemble* em seus estudos (Fig. 5.B).

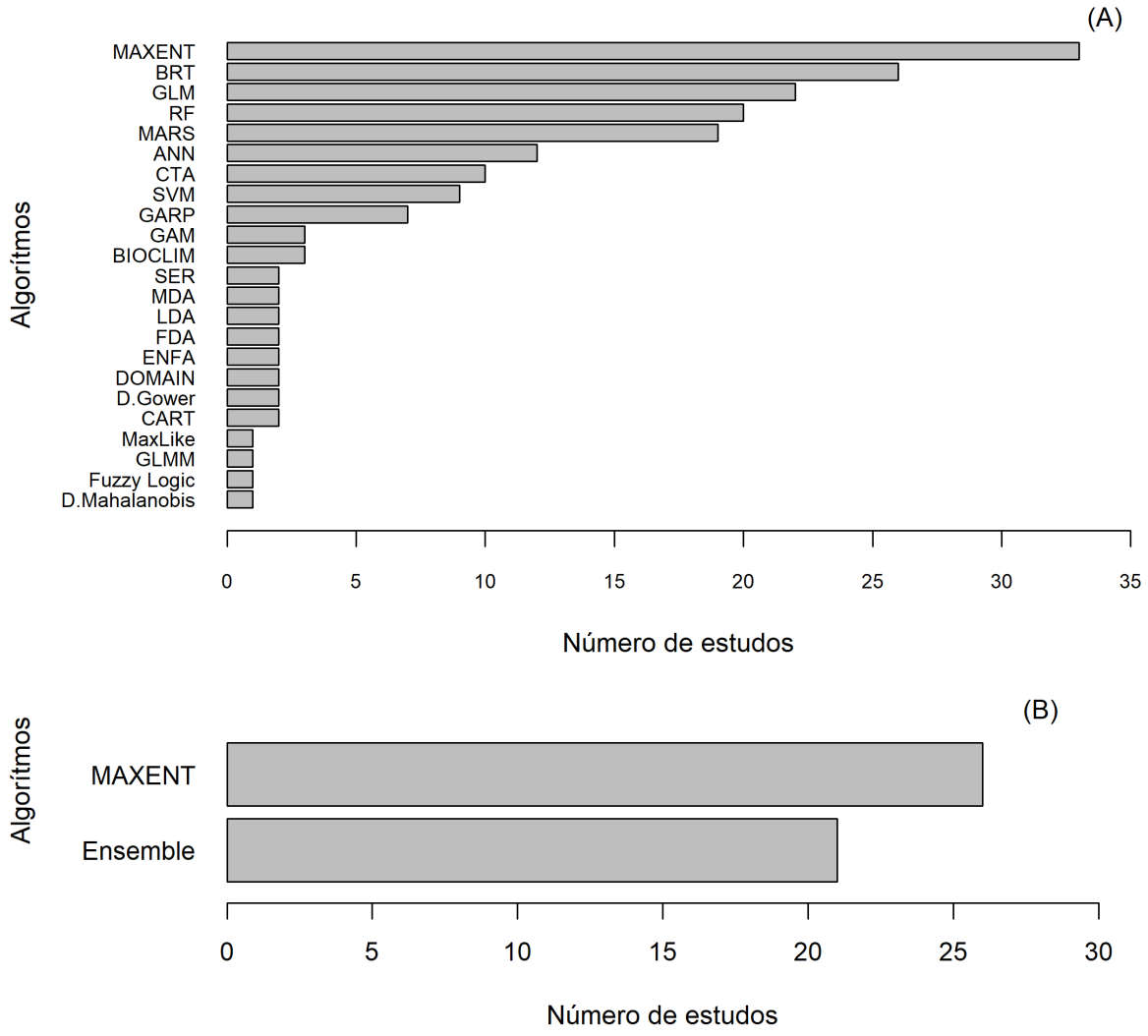


Figura 4 Número de artigos de acordo com o Algoritmo dos modelos de nicho ecológicos, utilizado na modelagem de peixes (A). MAXENT = Entropia Máxima, BRT = Árvores de Regressão Impulsionada, GLM = Modelo Linear Generalizado, GAM = Modelos Aditivos Generalizados, RF = Floresta Aleatória, MARS = splines de regressão adaptativa multivariada, GARP = Algoritmo Genético para Produção de Conjunto de Regras, ANN = redes neurais artificiais , CTA = Modelos de árvore de classificação e regressão, Maxlike = máxima verossimilhança, SVM =

máquinas de vetores de suporte, BIOCLIM = modelo climático, SRE = envelope de alcance de superfície, MDA = análise discriminante de mistura, LDA = análise discriminante linear, FDA = discriminante flexível análise, ENFA = Análise de fator de nicho ecológico, DOMAIN = modelo climático, Dist. Gower = Distância de Gower, CART = modelos de árvore de classificação e regressão, GLMM = modelo linear generalizado misto, Lógica difusa = lógica difusa, MAHALANOBIS = Distância de Mahalanobis e característica dos algoritmos mais publicados em modelos de distribuição de espécies (B). Estudos que utilizaram apenas o algoritmo MAXENT e *ensemble*

Verificamos que um total de 22 países publicaram sobre o assunto, entre eles os mais produtivos foram os Estados Unidos (n=25), seguidos de França (n=8), Espanha e Austrália (n= 6).

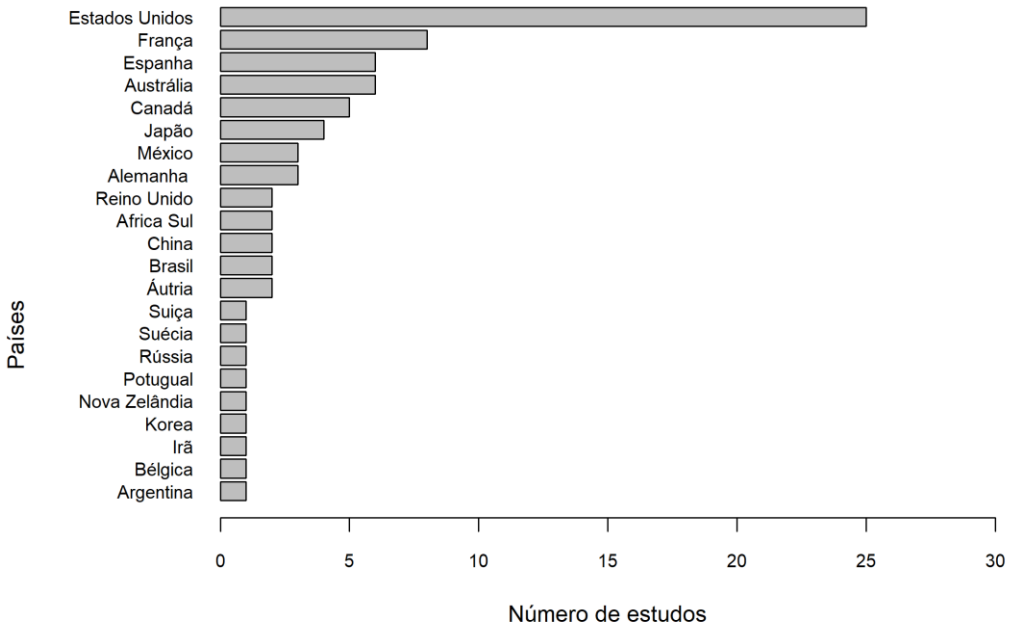


Figura 5 Número de estudos com os 22 países mais produtivos nos MNEs de peixes de água doce

Para a rede de colaboração foram identificados um total de 22 países que publicaram trabalhos envolvendo MNEs sobre peixes de água doce. Os países que mais publicaram foram os Estados Unidos da América (EUA) (31), seguido pela França (10), Canadá (7) e Austrália (6). Além disso, os EUA destacaram-se com o maior número de colaborações (Fig. 6) (veja, Tabela 3, apêndice S4). Estes resultados diferem nas redes colaborativas e produção científica entre as organizações institucionais, onde as organizações europeias são mais produtivas cientificamente destacam-se as instituições Centro National de La Recherche

Scientifique (Cnrs), Instituto Leibniz de Ecologia de Água (Fig. 7) (veja uma descrição mais detalhada das instituições na Tabela 4, apêndice S5).

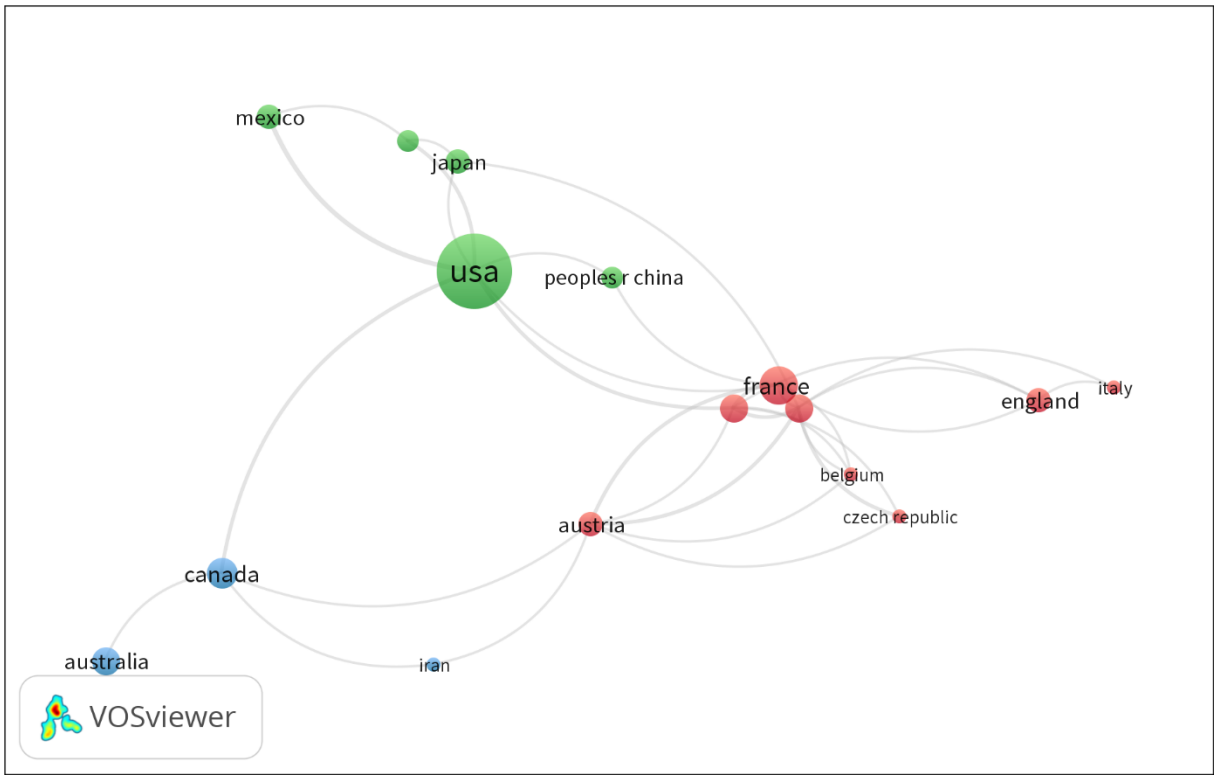


Figura 6 Representa a rede colaborativa entre países que mais publicaram sobre MNEs para espécies de peixes de água doce. Onde o tamanho dos nós (círculos) é proporcional ao número de publicações e a espessura das conexões (distâncias entre os nós, links) indica a força da colaboração entre países através dos documentos compartilhados sobre os MNEs. Quanto mais próximos os países estiverem localizados, mais forte será a colaboração entre eles (Van Eck & Waltman, 2019)

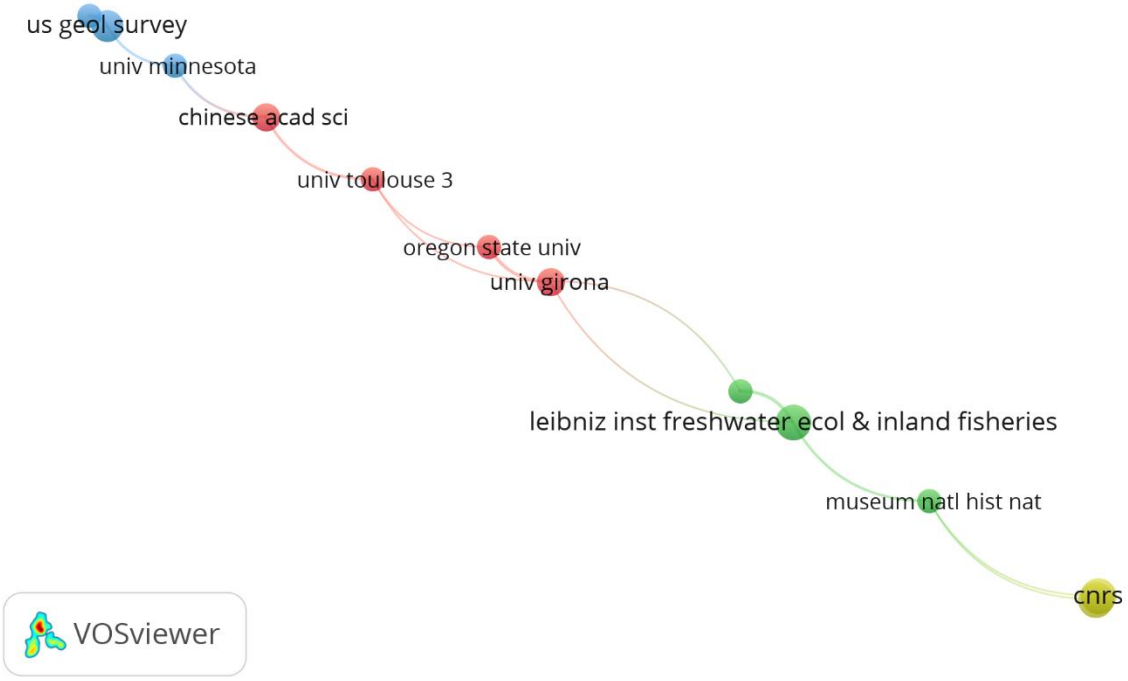


Figura 7 Rede colaborativa entre as 31 instituições mais produtivas sobre os MNEs para espécies de peixes de água doce. A espessura das conexões (links) representa o grau colaboração entre a instituição, quanto mais próximas a localização das instituições mais forte é a colaboração científica entre as organizações de pesquisa

Os estudos sobre MNEs de peixes avaliaram 32 ordens sendo Cypriniformes (famílias=7, gêneros=137, espécies=327), Perciformes (famílias=28, gêneros=92, espécies=253), Siluriformes (n=97, famílias=10, gêneros=24, espécies=63) estão entre as mais representativas. Somando um total de 97 famílias nos estudos MNES, sendo Cyprinidae (n=514), Percidae (n=99), Centrarchidae (n=81) as mais representativas (veja, Tabela 5 e 6, apêndice S6 e S7) (Fig.8 apêndices S8) e a maioria das espécies trabalhada nos estudos foram com espécies nativas (n= 1164), seguida endêmicas (n= 124), exóticas (n= 91 e invasoras (n=31) (veja, Tabela 7, apêndice S9) (Fig. 9 apêndices S10)

4 Discussão

4.1 Tendências e vieses das variáveis preditoras e dos algoritmos aplicado nos MNEs

Os resultados demonstraram que houve crescente interesse em estudos que utilizam os modelos de distribuição de espécies ao longo dos anos. Muitos desses estudos têm sido

publicados em distintos periódicos, nossos resultados mostraram um aumento na diversidade de periódicos ao longo dos anos sobre o MNEs (ENM) peixes de água doce. Desde a década de 70 os MNEs (ENM) têm sido aplicados para prever a distribuição espacial das espécies levando em consideração as condições ambientais que melhor descrevem a potencial ocorrência em um determinado nicho ecológico (Austin, 2002b; Soberón & Nakamura, 2009). Para peixes de água doce, no entanto, o primeiro artigo publicado sobre MNE$_S$ de peixe água doce é de 2004. Os MNEs (ENM) têm sido aplicados em distintas áreas do conhecimento e com diversos propósitos, por exemplo, biologia da conservação (de Carvalho *et al*., 2017; Nóbrega & De Marco, 2011), espécies invasoras (Cassemiro *et al*., 2018; Stohlgren *et al*., 2010), e os impactos das mudanças climáticas (Thiuller *et al*., 2008; Nabout *et al*. 2011; da Cunha *et al*., 2018) o que tem possivelmente contribuído para o crescimento de estudos sobre os MNEs ao longo dos anos.

Verificamos que a seleção das variáveis preditoras usadas na MNES podem ser divididas em três grupos referente aos fatores ambientais que podem influenciar na distribuição das espécies. Os preditores podem influenciar na distribuição das espécies tendo seus efeitos de forma direta ou indireta sobre os organismos (Austin, 2002c). Segundo Guisan & Zimmermann (2000) estes fatores podem ser classificados: (a) reguladores que estão relacionados ao clima (temperatura, pluviosidade, pH, entre outros), pois interferem na atividade biológica dos organismos; (b) distúrbio caracterizado por qualquer fator que alterem o equilíbrio ecossistêmico (por exemplo, ações antropológicas ou perturbação natural) e (c) disponibilidade de recursos que são as condições do meio no qual os organismos utilizam para sobreviver (por exemplo, vegetação, condição luminosa, espaço físico, entre outros). Portanto, a relação entre as espécies, os atributos ambientais e as escalas espaciais podem interferir na distribuição das espécies em um espaço geográfico (Guisan & Thuiller, 2005b; Pearson & Dawson, 2003a).

Neste sentido, identificou-se que as variáveis climáticas foram o tipo de preditor mais utilizados nos estudos analisados, seguido por topografia, hidrologia e geologia. Isto se deve talvez pelo fato que os dados climáticos são mais fáceis de obter em bases de dados (Bradie & Leung, 2017). Além disso, o uso das variáveis preditoras no processo da modelagem é influenciado pela escala espacial do estudo (global, continental ou regional). Logo, estudos que têm interesse em predições na distribuição das espécies sobre grandes áreas espaciais (global ou continental) geralmente utilizam resoluções grosseiras (e.g., 5º arcmin ou 10º arcmim) (Lima-Ribeiro & Diniz-Filho, 2013), onde os preditores climáticos, como

temperatura e precipitação, são mais apropriados para gerar modelos de distribuição de espécies (Lima-Ribeiro & Diniz-Filho, 2013; Pearson & Dawson, 2003b). Enquanto, estudos que tenham interesse em predizer áreas de pequenas extensões (regional ou local) utilizam resoluções mais finas (e.g., 30 arcseg), por este motivo, as variáveis preditoras, como uso do solo e topografia são consideradas mais determinantes na distribuição das espécies (Lima-Ribeiro & Diniz-Filho, 2013; Lomba *et al*., 2010a; Pearson & Dawson, 2003a).

Existe uma gama de algoritmo disponíveis para estimar a distribuição das espécies, principalmente com dados apenas de presença (Elith *et al*., 2006a; Franklin, 2009), devido a sua popularização que se deu a partir de 2006 houve um crescente interesse no seu uso e o artigo original (Phillips *et al.,* 2006a) foi citado 7.820 vezes até 2020 (Web of Science, 2021). Isto se deve possivelmente ao seu fácil acesso e sua interface flexível, além disso, apresenta bom desempenho e resultados com boa acurácia, pois mesmo com o emprego de poucos dados localização das espécies no processo de modelagem quando comparado com outros métodos (Elith *et al*., 2006b; Kaky, 2020; Merow *et al*., 2013). Somando a isto, o MAXENT usa registros de presença para gerar os MNES, portanto, possui a vantagem de uma maior disponibilidade de dados de presença quando comparados com os dados de presença-ausência (Elith *et al.*, 2006c). Os métodos BRT, GLM e GAM depois de MAXENT, foram os mais utilizados, tais modelos estatísticos são baseados em regressão com grande poder estatístico e têm sido aplicados frequentemente para modelar as interações biológicas (Austin, 2002d). Estes modelos são baseados em presenças e ausências ou utilizam no seu algoritmo dados de pseudo-ausência para criar os MNEs, o que pode ter facilitado seu uso quando comparados com métodos fazem uso apenas de dados ausências verdadeiras para criar os MNEs (Guisan & Thuiller, 2005b; Guisan & Zimmermann, 2000).

Além disso, quando se compara os estudos que utilizaram apenas o MAXENT em seus trabalhos com estudos que utilizam modelos de previsão conjuntos (*ensemble),* MAXENT ainda lidera, no entanto, a utilização de *ensemble* vem ganhando destaque na última década, para predizer a distribuição potencial das espécies e assim, gerar menos ruídos e incertezas na predição dos mapas de adequabilidade ambiental (Araújo & New, 2007). Existem inúmeras ferramentas estatísticas que são utilizadas para validar as MNEs (ENMs) (veja, Allouche, Tsoar & Kadmon, 2006) com isso, uma das soluções é combinar modelos de previsões em um mapa binário previsto e assim, tornar as previsões mais robustas (Araújo & New, 2007).

4. 2 Redes colaborativas e as articulações da produção científica dos Modelos Nicho Ecológico das espécies

Dentre os países mais produtivos com relação ao país de origem do primeiro autor, os Estados Unidos estão no topo da produção científica. Isto provavelmente deve-se ao grande suporte e investimento em pesquisa neste país, potencializando o desenvolvimento de informações básica sobre estudos com modelos de distribuição de espécie para prever áreas de adequabilidade ambiental (Fazey *et al*., 2005; Nabout *et al*., 2010). Contudo, observou que houve um aumento em estudos com este tema ao longo dos anos em diversas regiões do mundo (Vaz et al., 2015), principalmente em países Europeus (Urbina-Cardona et al., 2019). Corroborando com estudos de Qiu & Chen (2009) e Pyšek *et al* (2006) que mostraram que países desenvolvidos tendem a investir mais em pesquisa e tecnologia para identificar e prever novas áreas potenciais para as espécies ou futuras invasões biológicas. Além disso, a Austrália teve uma grande contribuição na pesquisa científica sobre os MNEs (ENMs), este fator pode estar associado, aos prejuízos causados pela introdução de espécies invasoras principalmente a introdução de plantas e vertebrados que vem afetando a biodiversidade do seu ecossistema (eg. Krull *et al.*, 2014; Sultana, 2018). Entre os países da América Latina o México e o Brasil estão entre os 15 mais produtivos, se destacando na produção científica quando comparados com outros países Latino-americanos ou em desenvolvimento (Nabout *et al.*, 2015, Urbina-Cardona *et al.* 2019). Concomitantemente, SCImago Journal & Country Rank classifica países através da sua produção acadêmica Brasil e México se encontram na 15ª e 28ª posição, respectivamente (SCImago, 2020; https://www.scimagojr.com/countryrank.php).

Nessa perspectiva, obervamos a tendência de que a América Latina tem aplicado os MNEs (ENMs) para fundamentar tomada de decisões em conservação, preservação da biodiversidade, monitoramento e proteção de espécies ameaçadas. Por exemplo, as redes de pesquisas ecológicas mexicana como a Comissão Nacional do Conhecimento do governo e Uso da Biodiversidade (CONABIO) e Centro de Pesquisa de ecossistemas da Universidade Nacional Autônoma do México (UNAM; Galán, Balvanera & Castellarini, 2012) aplicaram os MNEs (ENMs) como ferramentas para subsidiar estudos e tomadas de decisão em biodiversidade e planejamento de conservação (Koleff & Urquiza-Haas, 2011). Enquanto, que no Brasil os esforços estão concentrados na preservação e manutenção de espécies nativas e ameaçadas, por exemplo o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade utiliza os MNEs (ENMs) para acompanhar e proteger espécies ameaçadas,

através do planejamento de conservação de espécies (Ferraz *et al.*, 2012), bem como buscar monitorar e identificar áreas prioritárias para conservação da biodiversidade (eg, Ministério do Meio Ambiente, 2007). Além disso, instituições de pesquisa como Universidade Federal de Goiás (UFG), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFGS) e a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) são instituições que apresentam grupo de pesquisadores que trabalham com MNEs (ENMs), isso pode ter impulsionado os estudos voltados para área de conservação das espécies. Logo, os estudos com MNE (ENMs) estão voltados para a conservação de espécies e áreas prioritária para conservação (Frederico *et al.*, 2018), bem como estudos com interesse em espécies invasoras (Cassemiro *et al*., 2018) e conservação de áreas mega diversas (Oliveira *et al.*, 2019), isto possivelmente tem contribuído para o aumento dos estudos com MNEs (ENMs) no Brasil, embora MNEs (ENMs) ainda é de interesse acadêmico são importantes ferramentas bastantes promissoras e tornam-se um importante mecanismo para fundamentar pesquisas e aplicações voltados para o campo da conservação e biodiversidade. No que tange às redes de colaboração, os Estados Unidos lideraram a produção científica fazendo parceria principalmente com o México. Em relação às redes de colaboração institucional estavam relacionadas principalmente às instituições europeias, contrapondo com a rede de colaboração dos países, o mesmo pode ser verificado no trabalho de Urbina-Cardona *et al.* (2019).

4.3 Característica e avaliação do viés taxonômico

Em relação aos táxons estudados nos MNES para peixes de água doce, a ordem mais representativa foi a Cypriniformes, seguido por Perciformes e Siluriformes. A representatividade dos Cypriniformes talvez seja pelo fato de ser uma das mais diversas entre os peixes de água doce (Eschmeyer *et al.,* 2021) com inúmeros gêneros e famílias, e as espécies apresentam uma grande relevância na ecologia e de grande interesse econômico, como o aquarismo, além de terem importância na alimentação e recreação. Ocorrem em uma ampla distribuição geográfica (América do Norte, Europa, Ásia e África) e são encontrados em diversos ecossistemas de água doce (Nelson *et al*., 2016). Tais características dos Cypriniformes podem ter contribuído para estes altos números de estudos. Logo, pesquisas que tenham interesse no planejamento e conservação de espécies podem se favorecer com estudos com os MNES das espécies (Galparsoro *et al*., 2009), como por exemplo, estudos sobre mudanças climáticas (Buisson *et al*., 2008; Kwon *et al*., 2015), conservação (Yousefi *et al*., 2020) e espécies exóticas invasoras (Cassemiro *et al*., 2018) para fundamentar ações

de gestão de planejamento e aplicações voltados para o campo da conservação e biodiversidade.

Entre os 79 artigos revisados, a maioria dos estudos estavam relacionados aos temas Mudanças climáticas, Conservação de espécies e Espécies invasoras, talvez estejam relacionados ao crescente interesse no uso MNEs em diversos campos da ciência. Dentre estes estudos estavam relacionados principalmente em prever e identificar áreas potenciais para distribuição das espécies, planejamento de conservação, áreas prioritárias para conservação e manutenção da biodiversidade de peixes de água doce. O objetivo mais frequente dos estudos foi verificar o impacto das mudanças do clima na distribuição potencial das espécies. Por exemplo, Pandit *et al.* (2017) estimaram a distribuição potencial atual e futura das espécies sobre como as condições ambientais afetam distribuições de espécies no espaço e tempo e verificaram como estas mudanças no clima alteram padrões espaciais na dinâmica populacional sob cenários futuros, bem como, priorizar áreas importantes para conservação das espécies. Adicionalmente, em estudos recentes Maire *et al.* (2017) combinaram MNEs para identificar os locais mais importantes para a proteção e conservação da biodiversidade de peixes na França com base nas informações das características ambientais e requerimentos biológicos das espécies. Estudos semelhantes foram desenvolvidos para identificar a vulnerabilidade e a renovação da biodiversidade da fauna aquática nos rios da Austrália sob os efeitos das mudanças climáticas (James *et al*., 2017).

Adicionalmente, a maioria dos estudos estava relacionada a espécies nativas, seguida de endêmicas, exóticas e invasoras, isto provavelmente seja reflexo dos objetivos dos estudos, o que amplia o campo de pesquisa e cobre diversos objetivos, por exemplo estudos sobre estratégias de conservação e manejo para as espécies, visto que distribuições de espécies no espaço geográfico afetam os padrões de distribuição da comunidade ictiofaunística do local, torna-se um ponto importante na manutenção da biodiversidade das espécies, especialmente para espécies com características migratórias (McKinney *et al*., 2012). Neste viés, muito provavelmente estes estudos sejam impulsionados pela popularização e os recentes avanços tecnológicos na modelagem preditiva (Elith *et al*., 2010).

5. Considerações finais

Nossas conclusões deste estudo cienciométrico mostraram um crescente interesse no uso MNEs para predizer a distribuição de peixes de água doce, especialmente após 2012,

provavelmente pela popularização e o crescente interesse mundial sobre os MNEs que se deu a partir de 2005 (Alexandre *et al*., 2013). Contudo, algumas lacunas importantes precisam ser compreendidas, como o número relativamente pequeno de estudos realizados em países Latinos- americanos ou em desenvolvimento, uma vez que estes países abrigam uma grande biodiversidade da fauna aquática (Nuñez & Pauchard, 2010). Somando a isso, o baixo investimento em pesquisa em países em desenvolvimento ainda é pequeno. Neste sentido, países em desenvolvimento e que abrigam uma grande diversidade de espécies requerem maior investimento dos governos para investir em tecnologia e infraestruturas que possam auxiliar no desenvolvimento científico sobre o tema nos países. Bem como, investir em pesquisa na área da biodiversidade, ecossistemas aquáticos e ecologia da informática, através de incentivo e investimento em novos programas em pós-graduação, além de criar bancos de dados digitais com variáveis preditoras, dados de ocorrências para peixes de água doce, talvez isto possa contribuir para o aumento da produção científica sobre o tema.

Além disso, um dos grandes desafios para a modelagem de nicho ecológico e conservação das espécies são as lacunas do conhecimento taxonômico e distribuição das espécies (Déficit Wallaceano e Linneano, respectivamente) (Bini *et al*., 2006; Lomolino, 2004) que são pontos importantes para o desenvolvimento de estratégia para a conservação (Lewis, 2006). Embora, os cientistas estejam cientes desse problema não serão capazes de resolver sozinhos, necessitam de apoio dos governos para investirem na coleta de dados, monitoramento, aprimoramento e integração de dados em nível nacional. Dessa forma, compilação de dados derivados da literatura especializada, coleta de dados em campo para identificar, criar inventários e bases de dados online com dados das espécies, grupos taxonômicos e distribuição das espécies a nível nacional, buscando diminuir o viés do conhecimento científico. Torna-se uma ferramenta eficaz para mitigar esses problemas para a América Latina (Nabout *et al*., 2010). Esses avanços são importantes para o planejamento mais efetivo de medidas de conservação da biodiversidade, bem como podem possibilitar um maior desenvolvimento nas pesquisas voltadas para a ecologia. Assim, tais mudanças tornam-se importantes e necessários para mitigar esses problemas para a América Latina (Nabout *et al*., 2010).

Desse modo, a colaboração entre países e instituições internacionais ainda é pequena. Observamos que a tendência na rede colaborativa está voltada para países e instituições internacionais que mais publicaram sobre o tema, mas se os países em desenvolvimento como o Brasil investirem em pesquisa nos seus institutos, bem como na produção de dados digitais

para peixes e tecer parcerias entre os autores e as organizações nacionais e até as internacionais podem ajudar na divulgação e produção científica sobre o uso do MNEs de peixe de água doce, principalmente na América Latina. Por fim, ainda que pouco representativo, os estudos com peixes de água doce quando comparados com estudos de ambientes terrestres (Barbosa *et al*., 2012) são uma ferramenta bastante promissora e tornam-se um importante mecanismo para fundamentar pesquisa e aplicações voltadas para o campo da conservação e biodiversidade de peixes.

Agradecimentos

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudo para o desenvolvimento deste trabalho. DL é pesquisador do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Brasil (CNPq). (grant # 310859/2020-4).

Referências

Agostinho, A. A, & Julio JR., H. F. (1996). Peixes de outras águas: ameaça ecológica. *Ciência Hoje*, *21*(124), 36–44. http://repositorio.uem.br:8080/jspui/handle/1/5251

Agostinho, A.A, & Júlio-Jr., H. (1999). Peixes do Alto Rio Paraná. In A. E. A. de M. Vazzoler, Â. A. Agostinho; & P. T. M. Cunnhingham. (Eds.), *Estudos ecologicos da comunidade de peixe tropicais.* (1ª, p. 536). EDUSP.

Ahmad, S., Yang, L., Khan, T. U., Wanghe, K., Li, M., & Luan, X. (2020). Using an ensemble modelling approach to predict the potential distribution of Himalayan gray goral (Naemorhedus goral bedfordi) in Pakistan. *Global Ecology and Conservation*, *21*, e00845. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00845

Albert, J. S., & Reis, R. E. (2011). *Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes* (R. T. Sataloff, M. M. Johns, & K. M. Kost (eds.) 1ª). University of California Press.

Alexandre, B. da R., Lorini, M. L., & Grelle, C. E. de V. (2013). Modelagem preditiva de distribuição de espécies ameaçadas de extinção: Um panorama das pesquisas. *Oecologia Australis*, *17*(4), 483–508. https://doi.org/10.4257/oeco.2013.1704.04

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*(6), 1223–1232. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x

Alvarado-Serrano, D. F., & Knowles, L. L. (2014). Ecological niche models in phylogeographic studies: Applications, advances and precautions. *Molecular Ecology Resources*, *14*(2), 233–248. https://doi.org/10.1111/1755-0998.12184

Anderson, R. P. (2013). A framework for using niche models to estimate impacts of climate change on species distributions. *Annals of the New York Academy of Sciences*, *1297*, 8–28. https://doi.org/10.1111/nyas.12264

Araújo, M. B. &, & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, *22*(1), 42–47. https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010

Araújo, M. B., & Peterson, A. T. (2012). Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology*, *93*(7), 1527–1539. https://doi.org/10.1890/11-1930.1

Austin, M. (2002). Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, *157*(2–3), 101–118. https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00205-3

Austin, M. P., Belbin, L., Meyers, J. A., Doherty, M. D., & Luoto, M. (2006). Evaluation of statistical models used for predicting plant species distributions: Role of artificial data and theory. *Ecological Modelling*, *199*(2), 197–216. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.05.023

Barbosa, F., Schneck, F., & Melo, A. (2012). Use of ecological niche models to predict the distribution of invasive species: a scientometric analysis. *Brazilian Journal of Biology*, *72*(4), 821–829. https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000500007

Barbosa, F. G., & Lemes, P. (2016). Uso de Modelos de Nicho Ecológico para Herpetofauna. Herpetologia Brasileira, 5(May), 12–15.

Beaumont, L. J., Hughes, L., & Poulsen, M. (2005). Predicting species distributions: use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecological Modelling*, *186*(186), 250–269. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.01.030

Beaumont, L. J., Hughes, L., & Pitman, A. J. (2008). Why is the choice of future climate scenarios for species distribution modelling important? *Ecology Letters*, *11*(11), 1135–

1146. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01231.x

Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. (2006). *Ecology: From Individuals to Ecosystems* (4th ed.). Blackwell Publishing, Oxford.

Bellard, C., Thuiller, W., Leroy, B., Genovesi, P., Bakkenes, M., & Courchamp, F. (2013). Will climate change promote future invasions? *Global Change Biology*, *19*(12), 3740–3748. https://doi.org/10.1111/gcb.12344

Bini, L. M., Diniz-Filho, J. A. F., Rangel, T. F. L. V. B., Bastos, R. P., & Pinto, M. P. (2006). Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: Knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions*, *12*(5), 475–482. https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00286.x

Bradie, J., & Leung, B. (2017). A quantitative synthesis of the importance of variables used in MaxEnt species distribution models. *Journal of Biogeography*, *44*(6), 1344–1361. https://doi.org/10.1111/jbi.12894

Breiman, L. (2001). Random forests. *Random Forests*, *45*, 5–32. https://doi.org/10.1201/9780367816377-11

Buisson, L, Thiuller, W., Lek, S., Lim, P., & Grenouillet, G. (2008). Climate change hastens the turnover of stream fish assemblages. *Global Change Biology*, *14*(10), 2232–2248. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01657.x

Carneiro, F. M., Nabout, J. C., & Bini, L. M. (2008). Trends in the scientific literature on phytoplankton. *Limnology*, *9*(2), 153–158. https://doi.org/10.1007/s10201-008-0242-8

Carpenter, G., Gillison, A. N., & Winter, J. (1993). Domain - a Flexible Modeling Procedure for Mapping Potential Distributions of Plants and Animals. *Biodiversity and Conservation*, *2*(6), 667–680. https://doi.org/10.1007/BF00051966

Carvalho, S. B., Brito, J. C., Crespo, E. J., & Possingham, H. P. (2010). From climate change predictions to actions - conserving vulnerable animal groups in hotspots at a regional scale. *Global Change Biology*, *16*(12), 3257–3270. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02212.x

Cassemiro, F. A. S., Bailly, D., da Graça, W. J., & Agostinho, A. A. (2018). The invasive potential of tilapias (Osteichthyes, Cichlidae) in the Americas. *Hydrobiologia*, *817*(1), 133–154. https://doi.org/10.1007/s10750-017-3471-1

Chatterjee, S., & Hadi, A. S. (2006). *Regression Analysis by Example* (D. J., Balding, N. A. C., Cressie, N. I. Fisher, I. M. Johnstone, J. B. Kadane, & G. Molenberghs (eds.); 4 ª ed. John Wiley & Sons. https://doi.org/10.1002/0470055464

Chen, G., & Peterson Townsend, A. T. (2002). Prioritization of areas in China for the conservation of endangered birds using modelled geographical distributions. *Bird Conservation International*, *12*(3), 197–209. https://doi.org/10.1017/S0959270902002125

Clavero, M., & García-Berthou, E. (2005). Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology & Evolution*, *20 (3)*, 110–110. https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.01.003

Collevatti, R. G., Terribile, L. C., de Oliveira, G., Lima-Ribeiro, M. S., Nabout, J. C., Rangel, T. F., & Diniz-Filho, J. A. F. (2013). Drawbacks to palaeodistribution modelling: the case of South American seasonally dry forests. *Journal of Biogeography*, *40*(2), 345–358. https://doi.org/10.1111/jbi.12005

Comte, L., Buisson, L., Daufresne, M., & Grenouillet, G. (2013). Climate-induced changes in the distribution of freshwater fish: Observed and predicted trends. *Freshwater Biology*, *58*(4), 625–639. https://doi.org/10.1111/fwb.12081

Comte, L., & Grenouillet, G. (2013). Do stream fish track climate change? Assessing distribution shifts in recent decades. *Ecography*, *36*(11), 1236–1246. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00282.x

Conti, L., Comte, L., Hugueny, B., & Grenouillet, G. (2015). Drivers of freshwater fish colonisations and extirpations under climate change. *Ecography*, *38*(5), 510–519. https://doi.org/10.1111/ecog.00753

da Cunha, H. F., Ferreira, É. D., Tessarolo, G., & Nabout, J. C. (2018). Host plant distributions and climate interact to affect the predicted geographic distribution of a Neotropical termite. *Biotropica*, *50*(4), 625–632. https://doi.org/10.1111/btp.12555

de Carvalho, D. L., Sousa-Neves, T., Cerqueira, P. V., Gonsioroski, G., Silva, S. M., Silva, D. P., & Santos, M. P. D. (2017). Delimiting priority areas for the conservation of endemic and threatened neotropical birds using a niche-based gap analysis. *PLOS ONE*, *12*(2), e0171838. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171838

Eddy, F. B., & Handy, D. (2012). Ecological and Environmental Physiology of Fishes. In *Oxford University Press* (1st ed., Vol. 1, Issue 1). Oxford University Press.

Edwards, B. A., Southee, F. M., & McDermid, J. L. (2016). Using climate and a minimum set of local characteristics to predict the future distributions of freshwater fish in Ontario, Canada, at the lake-scale. *Global Ecology and Conservation*, *8*, 71–84. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.08.006

Eissa, A. E., & Zaki, M. M. (2011). The impact of global climatic changes on the aquatic environment. *Procedia Environmental Sciences*, *4*, 251–259. https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.03.030

Elith, J., H. Graham, C., P. Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., J. Hijmans, R., Huettmann, F., R. Leathwick, J., Lehmann, A., Li, J., G. Lohmann, L., A. Loiselle, B., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., McC. M. Overton, J., Townsend Peterson, A., … E. Zimmermann, N. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, *29*(2), 129–151.

Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*,

Elith, J., Kearney, M., & Phillips, S. (2010). The art of modelling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution*, *1*(4), 330–342. https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2010.00036.x.

Eschmeyer, W. N., Fricke, R., & Van der Laan, R. (2021). *Eschmeyer's Catalog of Fishes: GENERA, SPECIES, REFERENCES.* https://www.calacademy.org/scientists/projects/eschmeyers-catalog-of-fishes

Esmaeili, H. R., Gholamhosseini, A., Mohammadian-Kalat, T., & Aliabadian, M. (2018). Predicted Changes in Climatic Niche of Alburnus Species (Teleostei: Cyprinidae) in Iran Until 2050. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *18*(8), 995–1003. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v18_8_08

Fazey, I., Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2005). What do conservation biologists publish? *Biological Conservation*, *124*(1), 63–73. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.013

Ferraz, K. M. P. M. de B., Ferraz, S. F. de B., Paula, R. C. de Beisiegel, B., & Breitenmoser, C. (2012). Species Distribution Modeling for Conservation Purposes. *Natureza &*

Conservação, *10*(2), 214–220. https://doi.org/10.4322/natcon.2012.032

Fielding, A. H., & Bell, J. F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence / absence models. *Environmental Conservation*, *24*(1), 38–49. https://doi.org/10.1017/S0376892997000088

Fournier, A., Barbet-Massin, M., Rome, Q., & Courchamp, F. (2017). Predicting species distribution combining multi-scale drivers. *Global Ecology and Conservation*, *12*, 215–226. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.11.002

Franklin, J. (2009). *Mapping species distributions: spatial inference and prediction* (Michael Usher, Denis Saunders, Robert Peet, & A. Dobson (eds.)). Cambridge University Press.

Frederico, R. G., Zuanon, J., & De Marco, P. (2018). Amazon protected areas and its ability to protect stream-dwelling fish fauna. *Biological Conservation*, *219*, 12–19. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.032

Galán, C., Balvanera, P., & Castellarini, F. (2012). Políticas públicas hacia la sustentabilidad. In *CONABIO*. https://doi.org/10.22201/iies.0000003e.2009

Galparsoro, I., Borja, Á., Bald, J., Liria, P., & Chust, G. (2009). Predicting suitable habitat for the European lobster (Homarus gammarus), on the Basque continental shelf (Bay of Biscay), using Ecological-Niche Factor Analysis. *Ecological Modelling*, *220*(4), 556–567. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.11.003

Gent, P. R., Danabasoglu, G., Donner, L. J., Holland, M. M., Hunke, E. C., Jayne, S. R., Lawrence, D. M., Neale, R. B., Rasch, P. J., Vertenstein, M., Worley, P. H., Yang, Z.-L., & Zhang, M. (2011). The Community Climate System Model Version 4. *Journal of Climate*, *24*(19), 4973–4991. https://doi.org/10.1175/2011JCLI4083.1

Giannini, T. C., Acosta, A. L., Alves-Dos-Santos, I., Siqueira, M. F., Barreto, F. C. C., & Saraiva, A. M. (2012). Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. *Rodriguesia*, *63*(3), 733–749. https://doi.org/10.1590/S2175-78602012000300017

Gilbert, B., & Levine, J. M. (2013). Plant invasions and extinction debts. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *110*(5), 1744–1749. https://doi.org/10.1073/pnas.1212375110

Giorgetta, M. A., Jungclaus, J., Reick, C. H., Legutke, S., Bader, J., Böttinger, M., Brovkin,

V., Crueger, T., Esch, M., Fieg, K., Glushak, K., Gayler, V., Haak, H., Hollweg, H.-D., Ilyina, T., Kinne, S., Kornblueh, L., Matei, D., Mauritsen, T., … Stevens, B. (2013). Climate and carbon cycle changes from 1850 to 2100 in MPI-ESM simulations for the Coupled Model Intercomparison Project phase 5. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, *5*(3), 572–597. https://doi.org/10.1002/jame.20038

Giovanelli, J. G. R., Haddad, C. F. B. & Alexandrino, J. (2008). Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (Lithobates catesbeianus) in Brazil. *Biological Invasions*, *10*(5), 585–590. https://doi.org/10.1007/s10530-007-9154-5

Grinnell, J. (1917). The Niche-Relationships of the California Thrasher. *Oxford University Press*, *34*(4), 427–433. https://doi.org/https://www.jstor.org/stable/4072271

Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, *8*(9), 993–1009. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x

Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotons, L., Mcdonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S. A., Elith, J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O., Austin, M., … Buckley, Y. M. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, *16*(12), 1424–1435. https://doi.org/10.1111/ele.12189

Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, *135*(2–3), 147–186. https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9

Hannah, L., Midgley, G. F., & Millar, D. (2002). Climate change-integrated conservation strategies. *Global Ecology and Biogeography*, *11*(6), 485–495. https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2002.00306.x

Hansen, G. J. A., Read, J. S., Hansen, J. F., & Winslow, L. A. (2017). Projected shifts in fish species dominance in Wisconsin lakes under climate change. *Global Change Biology*, *23*(4), 1463–1476. https://doi.org/10.1111/gcb.13462

Heino, J., Virkkala, R., & Toivonen, H. (2009). Climate change and freshwater biodiversity: Detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Reviews*, *84*(1), 39–54. https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2008.00060.x

Heller, N. E., & Zavaleta, E. S. (2009). Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, *142*(1), 14–32. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.006

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, *25*(15), 1965–1978. https://doi.org/10.1002/joc.1276

Hoorn, C., Wesselingh, F. P., ter Steege, H., Bermudez, M. A., Mora, A., Sevink, J., Sanmartin, I., Sanchez-Meseguer, A., Anderson, C. L., Figueiredo, J. P., Jaramillo, C., Riff, D., Negri, F. R., Hooghiemstra, H., Lundberg, J., Stadler, T., Sarkinen, T., & Antonelli, A. (2010). Amazonia Through Time: Andean Uplift, Climate Change, Landscape Evolution, and Biodiversity. *Science*, *330*(6006), 927–931. https://doi.org/10.1126/science.1194585

Hosmer, D. W., & Lemeshow, S. (2000). *Applied Logistic Regression* (2nd ed.). John Wiley & Sons, Inc.

Hulme, P. E. (2006). Beyond control: Wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology*, *43*(5), 835–847. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01227.x

James, C. S., Reside, A. E., VanDerWal, J., Pearson, R. G., Burrows, D., Capon, S. J., Harwood, T. D., Hodgson, L., & Waltham, N. J. (2017). Sink or swim? Potential for high faunal turnover in Australian rivers under climate change. *Journal of Biogeography*, *44*(3), 489–501. https://doi.org/10.1111/jbi.12926

Jones, C. D., Hughes, J. K., Bellouin, N., Hardiman, S. C., Jones, G. S., Knight, J., Liddicoat, S., O'Connor, F. M., Andres, R. J., Bell, C., Boo, K.-O., Bozzo, A., Butchart, N., Cadule, P., Corbin, K. D., Doutriaux-Boucher, M., Friedlingstein, P., Gornall, J., Gray, L., … Zerroukat, M. (2011). The HadGEM2-ES implementation of CMIP5 centennial simulations. *Geoscientific Model Development Discussions*, *4*(1), 689–763. https://doi.org/10.5194/gmdd-4-689-2011

Kaky, E. (2020). Potential habitat suitability of Iraqi amphibians under climate change. *Biodiversitas*, *21*(2), 731–742. https://doi.org/10.13057/biodiv/d210240

Katsanevakis, S., Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Lasram, F. B. R., Zenetos, A., & Cardoso, A. C. (2014). Invading the Mediterranean Sea: Biodiversity patterns shaped by

human activities. *Frontiers in Marine Science*, *1*(SEP). https://doi.org/10.3389/fmars.2014.00032

Koleff, P., & Urquiza-Haas, T. (2011). *Planeación para la Conservación de la Biodiversidad terrestre en México: retos en un país megadiverso.* (1 ed.,). México D.F. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad–Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

Krull, C. R., Galbraith, J. A., Glen, A. S., & Nathan, H. W. (2014). Invasive vertebrates in Australia and New Zealand. In *Austral Ark: The State of Wildlife in Australia and New Zealand* (Issue October 2016). https://doi.org/10.1017/CBO9781139519960.012

Kukunda, C. B., Duque-Lazo, J., González-Ferreiro, E., Thaden, H., & Kleinn, C. (2018). Ensemble classification of individual Pinus crowns from multispectral satellite imagery and airborne lidar. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *65*, 12–23. https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.09.016

Kwon, Y. S., Bae, M. J., Hwang, S. J., Kim, S. H., & Park, Y. S. (2015). Predicting potential impacts of climate change on freshwater fish in Korea. *Ecological Informatics*, *29*(P2), 156–165. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2014.10.002

Lemes, P., & Loyola, R. D. (2013). Accommodating Species Climate-Forced Dispersal and Uncertainties in Spatial Conservation Planning. *PLoS ONE*, *8*(1), e54323. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0054323

Lewis O.T. (2006). Climate change, species-area curves and the extinction crisis. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **361**, 163–171. https://doi.org/10.1098/rstb.2005.1712

Lima-Ribeiro, M. de S., & Diniz-Filho, J. A. F. (2013). Modelos Ecológicos e a Extinção da Megafauna: Clima e Homem na América do Sul. In *BMC Public Health* (1st ed., Vol. 1, Issue 1). Cubo.

Lin, H. Y., Jupiter, S. D., Jenkins, A. P., & Brown, C. J. (2017). Impact of anthropogenic disturbances on a diverse riverine fish assemblage in Fiji predicted by functional traits. *Freshwater Biology*, *62*(8), 1422–1432. https://doi.org/10.1111/fwb.12955

Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A., & Hortal, J. (2010). The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography*, *33*(1), 103–114.

https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06039.x

Lomba, A., Pellissier, L., Randin, C., Vicente, J., Moreira, F., Honrado, J., & Guisan, A. (2010). Overcoming the rare species modelling paradox: A novel hierarchical framework applied to an Iberian endemic plant. *Biological Conservation*, *143*(11), 2647–2657. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.07.007

Lomolino, M. V. (2004). *Conservation biogeography. In Lomolino M. V. & Heaney L. R. (Eds.) Frontiers of Biogeography: New Directions in the Geography of Nature (pp. 293–296)*. Oxford University Press.

Lucas, C. M., & Baras, E. (2001). Migration of Freshwater Fishes. In *Oxford e Malden* (1st ed., Vol. 1, Issue 1). Blackwell science. https://doi.org/10.1643/00458511(2002)002[0878:]2.0.co2

Luoto, M., Pöyry, J., Heikkinen, R. K., & Saarinen, K. (2005). Uncertainty of bioclimate envelope models based on the geographical distribution of species. *Global Ecology and Biogeography*, *14*(6), 575–584. https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2005.00186.x

Maire, A., Laffaille, P., Maire, J. F., & Buisson, L. (2017). Identification of Priority Areas for the Conservation of Stream Fish Assemblages: Implications for River Management in France. *River Research and Applications*, *33*(4), 524–537. https://doi.org/10.1002/rra.3107

Manjarrés-Hernández, A., Guisande, C., García-Roselló, E., Heine, J., Pelayo-Villamil, P., Pérez-Costas, E., González-Vilas, L., González-Dacosta, J., R. Duque, S., Granado-Lorencio, C., & Lobo, J. M. (2021). Predicting the effects of climate change on future freshwater fish diversity at global scale. *Nature Conservation*, *43*, 1–24. https://doi.org/10.3897/natureconservation.43.58997

Marini, M. Â., Barbet-Massin, M., Lopes, L. E., & Jiguet, F. (2009). Major current and future gaps of Brazilian reserves to protect neotropical savanna birds. *Biological Conservation*, *142*(12), 3039–3050. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.08.002

Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R. K., & Thuiller, W. (2009). Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, *15*(1), 59–69. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00491.x

Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M., & Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies:

Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, *84*(2), 217–240. https://doi.org/10.4067/S0716-078X2011000200008

McKinney, J. A., Hoffmayer, E. R., Wu, W., Fulford, R., & Hendon, J. M. (2012). Feeding habitat of the whale shark Rhincodon typus in the northern Gulf of Mexico determined using species distribution modelling. *Marine Ecology Progress Series*, *458*, 199–211. https://doi.org/10.3354/meps09777

Melo, A. S., Bini, L. M., & Carvalho, P. (2006). Brazilian articles in international journals on Limnology. *Scientometrics*, *67*(2), 187–199. https://doi.org/10.1556/scient.67.2006.2.3

Merow, C., Smith, M. J., & Silander, J. A. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: What it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, *36*(10), 1058–1069. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x

Milly, P. C. D., Dunne, K. A., & Vecchia, A. V. (2005). Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature*, *438*(7066), 347–350. https://doi.org/10.1038/nature04312

Miloslavich, P., Klein, E., Díaz, J. M., Hernández, C. E., Bigatti, G., Campos, L., Artigas, F., Castillo, J., Penchaszadeh, P. E., Neill, P. E., Carranza, A., Retana, M. V., Díaz de Astarloa, J. M., Lewis, M., Yorio, P., Piriz, M. L., Rodríguez, D., Yoneshigue-Valentin, Y., Gamboa, L., & Martín, A. (2011). Marine Biodiversity in the Atlantic and Pacific Coasts of South America: Knowledge and Gaps. *PLoS ONE*, *6*(1), e14631. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0014631

Mohammadi, S., Ebrahimi, E., Shahriari Moghadam, M., & Bosso, L. (2019). Modelling current and future potential distributions of two desert jerboas under climate change in Iran. *Ecological Informatics*, *52*(April), 7–13. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.04.003

Morrongiello, J. R., Crook, D. A., King, A. J., Ramsey, D. S. L., & Brown, P. (2011). Impacts of drought and predicted effects of climate change on fish growth in temperate Australian lakes. *Global Change Biology*, *17*(2), 745–755. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02259.x

Nabout, J C, Soares, T. N., Diniz-Filho, J. A. F., De Marco Júnior, P., Telles, M. P. C., Naves, R. V, & Chaves, L. J. (2010). Combining multiple models to predict the geographical distribution of the Baru tree (Dipteryx alata Vogel) in the Brazilian Cerrado. *Brazilian*

Journal of Biology = Revista Brasleira de Biologia, *70*(4), 911–919. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21180894

Nabout, João C., Bini, L. M., & Diniz-Filho, J. A. F. (2010). Global literature of fiddler crabs, genus Uca (Decapoda, Ocypodidae): trends and future directions. *Iheringia. Série Zoologia*, *100*(4), 463–468. https://doi.org/10.1590/S0073-47212010000400019

Nabout, João Carlos, Oliveira, G., Magalhães, M. R., Terribile, L. C., & de Almeida, F. A. S. (2011). Global climate change and the production of "Pequi" fruits (Caryocar brasiliense) in the Brazilian Cerrado. *Natureza a Conservacao*, *9*(1), 55–60. https://doi.org/10.4322/natcon.2011.006

Nabout, J., Carneiro, F., Borges, P., Machado, K., & Huszar, V. (2015). Brazilian scientific production on phytoplankton studies: national determinants and International comparisons. Brazilian Journal of Biology, 75(1), 216–223. https://doi.org/10.1590/1519-6984.11713

Naimi, B., Hamm, N. A. S., Groen, T. A., Skidmore, A. K., & Toxopeus, A. G. (2014). Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography*, *37*(2), 191–203. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x

Naimi, B., & Araújo, M. B. (2016). Sdm: A reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography*, *39*(4), 368–375. https://doi.org/10.1111/ecog.01881

Nelson, J. S., Grande, T. C., & Wilson, M. V. H. (2016). Fishes of the World. In *Fishes of the World: Fifth Edition* (5 ª). John Wiley & Sons, Inc. https://doi.org/10.1002/9781119174844

Nóbrega, C. C., & De Marco, P. (2011). Unprotecting the rare species: A niche-based gap analysis for odonates in a core Cerrado area. *Diversity and Distributions*, *17*(3), 491–505. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00749.x

Nuñez, M. A., & Pauchard, A. (2010). Biological invasions in developing and developed countries: Does one model fit all? *Biological Invasions*, *12*(4), 707–714. https://doi.org/10.1007/s10530-009-9517-1

Oksanen, A. J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Minchin, P. R., Hara, R. B. O., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., & Szoecs, E.

(2017). *Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-2. February 2017*.

Oliveira, U., Soares-Filho, B. S., Santos, A. J., Paglia, A. P., Brescovit, A. D., de Carvalho, C. J. B., Silva, D. P., Rezende, D. T., Leite, F. S. F., Batista, J. A. N., Barbosa, J. P. P. P., Stehmann, J. R., Ascher, J. S., Vasconcelos, M. F., Marco, P. De, Löwenberg-Neto, P., & Ferro, V. G. (2019). Modelling Highly Biodiverse Areas in Brazil. *Scientific Reports*, *9*(1). https://doi.org/10.1038/s41598-019-42881-9

Pandit, S. N., Maitland, B. M., Pandit, L. K., Poesch, M. S., & Enders, E. C. (2017). Climate change risks, extinction debt, and conservation implications for a threatened freshwater fish: Carmine shiner (Notropis percobromus). *Science of The Total Environment*, *598*, 1–11. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.228

Parreira, M. R., Nabout, J. C., Tessarolo, G., de Souza Lima-Ribeiro, M., & Teresa, F. B. (2019). Disentangling uncertainties from niche modeling in freshwater ecosystems. *Ecological Modelling*, *391*, 1–8. https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2018.10.024

Pearson, R. G., & Dawson, T. P. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, *12*(5), 361–371. https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x

Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P, Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., & Araújo, M. B. (2011). Ecological Niches and Geographic Distributions. In A. T. Peterson, J. Soberón, R. G. Pearson, R. P. Anderson, E. Martínez-Meyer, M. Nakamura, & M. B. Araújo (Eds.), *Conservation planning and climate change effect* (Issue January, pp. 200–208). Princeton University Press. https://doi.org/10.1515/9781400840670

Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, *190*(3–4), 231–259. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026

Pimentel, D., Zuniga, R., & Morrison, D. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, *52*(3), 273–288. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.10.002

Pyšek, P., Richardson, D. M., & Jarošík, V. (2006). Who cites who in the invasion zoo: Insights from an analysis of the most highly cited papers in invasion ecology. *Preslia*, *78*(4), 437–468.

Qiu, H., & Chen, Y.-F. (2009). Bibliometric analysis of biological invasions research during the period of 1991 to 2007. *Scientometrics*, *81*(3), 601–610. https://doi.org/10.1007/s11192-008-2207-4

Quantum GIS Development Team 2018. (n.d.). *Quantum GIS Geographic Information System. Version 2.1.2*. Retrieved February 21, 2021, from https://www.qgis.org/en/site/

R Core Team. (2018). *R Core Team: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.* https://www.r-project.org

Rahel, F. J., & Olden, J. D. (2008). Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology*, *22*(3), 521–533. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00950.x

Rangel, T. F., & Loyola, R. D. (2012). Labeling ecological niche models. *Natureza a Conservacao*, *10*(2), 119–126. https://doi.org/10.4322/natcon.2012.030

Reis Jr., R., Oliveira, M. L., & Borges, G. R. A. (2015). *RT4Bio - R Tools for Biologists 5. RT4Bio: R Tools for Biologists, R package Version 1.0*. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4532.2966

Reis, C. R., Bueno, M. L., Rocha, L. F., Santos, L. G., & Gorgens, E. B. (2019). Climate change influencing the potential distribution of a Brazilian savanna indicator species. *Floresta e Ambiente*, *26*(3). https://doi.org/10.1590/2179-8087.008518

Rodríguez-Rey, M., Consuegra, S., Börger, L., & de Leaniz, C. G. (2019). Improving Species Distribution Modelling of freshwater invasive species for management applications. *PLoS ONE*, *14*(6), 1–14. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217896

Ruiz-Navarro, A., Gillingham, P. K., & Britton, J. R. (2016). Predicting shifts in the climate space of freshwater fishes in Great Britain due to climate change. *Biological Conservation*, *203*, 33–42. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.021

Salas, E. A. L., Valdez, R., Michel, S., & Boykin, K. G. (2018). Habitat assessment of Marco Polo sheep (Ovis ammon polii) in Eastern Tajikistan: Modeling the effects of climate change. *Ecology and Evolution*, *8*(10), 5124–5138. https://doi.org/10.1002/ece3.4103

Schölkopf, B., Smola, A. J., Williamson, R. C., & Bartlett, P. L. (2000). New Support Vector Algorithms. *Neural Computation*, *12*(5), 1207–1245. https://doi.org/10.1162/089976600300015565

SCImago. (2020). *Scimago SJR- SCImago Journal & Country Rank.* https://doi.org/https://www.scimagojr.com/countryrank.php

Shabani, F., Kumar, L., & Ahmadi, M. (2016). A comparison of absolute performance of different correlative and mechanistic species distribution models in an independent area. *Ecology and Evolution*, *6*(16), 5973–5986. https://doi.org/10.1002/ece3.2332

Silvério, E., Duque-Lazo, J., Navarro-Cerrillo, R. M., Pereña, F., & Palacios-Rodríguez, G. (2020). Resilience or vulnerability of the rear-edge distributions of pinus halepensis and pinus pinaster plantations versus that of natural populations, under climate-change scenarios. *Forest Science*, *66*(2), 178–190. https://doi.org/10.1093/forsci/fxz066

America, *106*(SUPPL. 2), 19644–19650. https://doi.org/10.1073/pnas.0901637106

Soberon, J., & Peterson, A. T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. *Biodiversity Informatics*, *2*(0), 1–10. https://doi.org/10.17161/bi.v2i0.4

Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, *10*(12), 1115–1123. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x

Soberón, J., & Nakamura, M. (2009). Niches and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the Notional Academy of Sciences USA, 106: 19644-50*

Soberón, J. M. (2010). Niche and area of distribution modeling: A population ecology perspective. *Ecography*, *33*(1), 159–167. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06074.x

Stephanie, M., Ceri, W. H., & S.J., O. (2001). Evaluating presence – absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, *38*, 921–931.

Stohlgren, T. J., Ma, P., Kumar, S., Rocca, M., Morisette, J. T., Jarnevich, C. S., & Benson, N. (2010). Ensemble habitat mapping of invasive plant species. *Risk Analysis*, *30*(2), 224–235. https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2009.01343.x

Sultana, R. (2018). Invasive Plant Species (Weed) Challenge in Conservation in Australia. *Journal of Biodiversity, Bioprospecting and Development*, *05*(02), 4–6. https://doi.org/10.4172/2376-0214.1000172

Thapa, A., Wu, R., Hu, Y., Nie, Y., Singh, P. B., Khatiwada, J. R., Yan, L., Gu, X., & Wei, F.

(2018). Predicting the potential distribution of the endangered red panda across its entire range using MaxEnt modeling. *Ecology and Evolution*, *8*(21), 10542–10554. https://doi.org/10.1002/ece3.4526

Tourinho, M. P., Costa, A. P. T., Martins, K. P., Bandeira, M. G. S., & Barbosa, F. G. (2020). Scientific knowledge on threatened species of the Brazilian Red List: freshwater fish as a case study. *Environmental Biology of Fishes*, *103*(6), 719–731. https://doi.org/10.1007/s10641-020-00978-5

Urbina-Cardona, N., Blair, M. E., Londoño, M. C., Loyola, R., Velásquez-Tibatá, J., & Morales-Devia, H. (2019). Species Distribution Modeling in Latin America: A 25-Year Retrospective Review. *Tropical Conservation Science*, *12*(40), 1–19. https://doi.org/10.1177/1940082919854058

Van Eck, N. J., & Waltman, L. (2010). Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. *Scientometrics*, *84*(2), 523–538. https://doi.org/10.1007/s11192-009-0146-3

Van Eck, N. J., & Waltman, L. (2019). Manual for VOSviwer version 1.6.10. *CWTS Meaningful Metrics*, *January*, 1–53. https://www.vosviewer.com/documentation/Manual_VOSviewer_1.6.10.pdf

Vaz, U. L., Cunha, H. F., & Nabout, J. C. (2015). Trends and biases in global scientific literature about ecological niche models. *Brazilian Journal of Biology*, *75*(4 suppl 1), 17–24. https://doi.org/10.1590/1519-6984.22713

Web of Science (2021). Web of Science, principal Coleção do Web of Science. http://appswebofknowledge.ez40.periodicos.capes.gov.br/full_record.doproduct=WOS&search_mode=GeneralSearch&qid=3&SID=7FuWm9w1W91WZFCPoci&page=1&doc=3

Werneck, F. P., Costa, G. C., Colli, G. R., Prado, D. E., & Sites, J. W. (2011). Revisiting the historical distribution of Seasonally Dry Tropical Forests: New insights based on palaeodistribution modelling and palynological evidencegeb. *Global Ecology and Biogeography*, *20*(2), 272–288. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00596.x

Yousefi, M., Jouladeh-Roudbar, A., & Kafash, A. (2020). Using endemic freshwater fishes as proxies of their ecosystems to identify high priority rivers for conservation under climate

change. *Ecological Indicators*, *112*(January). https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106137

Zhang, J., Jiang, F., Li, G., Qin, W., Li, S., Gao, H., Cai, Z., Lin, G., & Zhang, T. (2019). Maxent modeling for predicting the spatial distribution of three raptors in the Sanjiangyuan National Park, China. *Ecology and Evolution*, *9*(11), 6643–6654. https://doi.org/10.1002/ece3.52

CAPÍTULO 2

Potencial invasor de *Cichla ocellaris e Pygocentrus nattereri* (Actinopterygii, Teleostei) nas Américas frente às mudanças climáticas

Liane Naetzold, Fabiana G. Barbosa & Daniel Loebmann

Manuscrito a ser submetido a revista “Global Change Biology”

Potencial invasor de *Cichla ocellaris e Pygocentrus nattereri* (Actinopterygii, Teleostei) nas Américas frente às mudanças climáticas

Liane Naetzold[1]*, Fabiana G. Barbosa[1] & Daniel Loebmann[1]

[1] Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Federal do Rio Grande, Instituto de Ciências Biológicas. Av. Itália, km 8, Campus Carreiros, Rio Grande, RS, Brazil, CEP 96203-900.

Corresponding author: lianenaetzold@gmail.com

Resumo

As mudanças climáticas juntamente com as espécies invasoras estão entre as principais causas responsáveis pela perda da biodiversidade nos ecossistemas aquáticos. Portanto, é crucial compreender a distribuição potencial das espécies frente às variações das condições ambientais. Esta pesquisa estimou possíveis áreas adequadas ambientalmente para duas espécies invasoras, *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus nattereri*, nas Américas utilizando os modelos de nicho ecológico (MNEs). Neste estudo, construímos os MNES utilizando quatro algoritmos distintos de modelagem: BIOCLIM, DOMAIN, RF e SVM. Posteriormente, utilizamos o método *ensemble forecasting* para uma previsão mais robusta das espécies, com os dados da região nativa e invadida no tempo atual e em seguida, projetamos para dois cenários futuros um mais otimista (RCP 4.5) e um mais pessimista (RCP 8.5) utilizando três diferentes modelos de previsão climática CCSM4, HADGEM2-ES e MPI- ESM-LR. Nossos resultados apontam que a temperatura foi a variável mais importante explicando a distribuição potencial de invasão das espécies estudadas nas Américas. Além disso, verificamos que as mudanças climáticas podem alterar a distribuição das espécies, sendo que os modelos tiveram altos níveis de desempenho preditivo. Por fim, os modelos previram que algumas regiões no futuro podem se tornarem viáveis para espécies invasoras nas Américas, principalmente na América do Sul, embora a América do Norte e Central também tenham condições climáticas que possibilitam a presença das espécies em casos de invasões futuras. Por fim, acreditamos que nossas projeções são úteis para compreender como as mudanças

climáticas podem afetar a distribuição potencial das espécies invasoras, da mesma forma que podem fornecer informações importantes para fundamentar estudos na área das ciências ambientais visando a conservação e preservação da biodiversidade.

Palavras-chave: biodiversidade aquática, invasão biológicas, modificações ambientais, modelos de nicho ecológico, modelagem de peixes invasores, projeções

Introdução

Nas últimas décadas, muitos estudos investigaram os impactos potenciais à perda da biodiversidade causado pelas mudanças (Eissa & Zaki, 2011; Yousefi et al., 2020) e a introdução de espécies invasoras são consideradas como a segunda maior causa mundial de perda de biodiversidade (Clavero & García-Berthou, 2005; Pimentel et al., 2005; Rahel & Olden, 2008) e as espécies invasoras quando se estabelecem em um ambiente tornam-se de difícil erradicação (Hulme, 2006) e seus impactos já podem ser observados nos ambientes aquáticos (Dudgeon et al., 2006b). Estes ambientes tendem a ser mais vulneráveis à invasão do que ambientes terrestres, devido à capacidade de dispersão que certas espécies de água doce apresentam, e que aliados aos impactos antrópicos e das mudanças climáticas afetam todo o ecossistema (Havel et al., 2015; Strayer, 2010) e muitos estudos mostram que essas espécies invasoras podem alterar a composição das comunidades nativas (Jenkins, 2003; Leprieur et al., 2009; Tricarico et al., 2016) causando um declínio populacional e alterando a diversidade das espécies nativas (Doherty et al., 2016; Simberloff et al., 2013).

Na distribuição na escala espacial das espécies, o clima é um fator limitante, podendo alterar, aumentar, diminuir ou deslocar as áreas de adequabilidade em um espaço geográfico (Elith & Leathwick, 2009b). Logo, no processo de modelagem ao projetar futuras distribuições de espécies sob mudanças no clima torna-se uma importante ferramenta na ecologia, uma vez que os ecossistemas de água doce são particularmente vulneráveis aos efeitos das mudanças climáticas (Morrongiello et al., 2011), assim MNEs são um importante instrumento na conservação e manejo de ecossistemas aquáticos, visto que as mudanças do clima têm importância na distribuição futura dos peixes (Beaumont et al., 2008; Buisson et al., 2008; Miloslavich et al., 2011) sob alterações previstas nos regimes sazonais e o aumento da temperatura global.

Aliada as mudanças climática a introdução de espécies invasoras nos organismos aquáticas torna-se uma grande ameaça aos ecossistemas. A bioinvasão quando estabelecida afeta processos importantes dentro de um ecossistema, como por exemplo as relações nas teias tróficas e cadeias alimentares provocando um efeito em cascata trófica nos ecossistemas (Pace et al., 1999; Paine, 1980) através do mecanismo descendente Top-Down (Estes et al., 2011; Hunter et al., 1997; Roininen et al., 1996) quando os predadores presentes nos níveis superiores das teias alimentares influenciam todos os níveis tróficos abaixo, enquanto que no mecanismo Bottom-Up é, quando um nível trófico na base da cadeia trófica afeta de forma indireta um nível trófico superior , este efeito tem implicações diretas na cadeia trófica, pois interfere na eficiência dos predadores (Hunter et al., 1997; Kagata et al., 2005), dessa forma, modificando os processos da teia alimentar e por consequência afetando toda a biodiversidade e funcionamento do ecossistema.

Os peixes invasores tem causado impactos negativos nos ecossistemas de água doce (Copp et al., 2017) e tornam-se um grande problema para os gestores por serem muito imprevisíveis e de difícil erradicação (Strayer, 2010) uma vez que as espécies introduzidas nos ambientes aquáticos tendem a adotarem um nicho diferente daquele ocupado na área de distribuição nativa (Cagauan, 2007), o que amplia a preocupação com a introdução desses organismos nos ambientes naturais. Neste sentido, os ecossistemas aquáticos de água doce estão entre os ecossistemas mais ameaçados na terra, onde vem reduzindo a biodiversidade em água doce se comparada com os ecossistemas terrestres (Stein & Flack, 1996; Dudgeon et al., 2006a). Além disso, as regiões neotropicais abrigam grande biodiversidade de peixes de água doce do mundo (Agostinho & Júlio-Jr., 1999; Albert et al., 2020) e na América do Sul a bacia amazônica abriga uma alta diversidade de espécies global, representado mais de um sexto de peixes de água doce do mundo (Albert & Reis, 2011). Esta alta diversidade de peixes deve-se à presença da grande diversidade de redes hidrográficas com uma das maiores diversidades ictiofaunística de água doce do mundo (Albert & Reis, 2011; Miloslavich et al., 2011), resultado de milhares de anos de evolução da hidrológica e geológica (Hoorn et al., 2010) e consequentemente proporcionou a evolução e diversidade da comunidade ictiofaunística.

Assim, a introdução de peixes invasores interrompe processos importantes dentro do ecossistema e podem levar espécies nativas à extinção local. Um exemplo disso é a introdução *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus nattereri*, que são predadores vorazes nativos da

bacia amazônica. Esses peixes foram extensivamente introduzidos em diferentes bacias da América do Sul, estabelecendo populações em muitos reservatórios hidrelétricos em todo o Brasil (Agostinho et al., 2008; Agostinho et al., 2007; Latini & Petrere, 2004), e em lagos a região do Parque Estadual e Rio Doce, no Brasil, a introdução destas espécies piscívoras tem provocado impactos negativo nas populações de peixes nativos (Menezes et al., 2012; Pelicice, Latini, et al., 2014; Pinto-Coelho et al., 2008).

A partir disso, tem se buscado ferramentas que possam predizer possíveis mudanças na faixa geográfica das espécies invasoras, beneficiadas pelas mudanças climáticas. E uma ferramenta que vem sendo utilizada para fornecer uma melhor compreensão nesta abordagem são os modelos de nicho ecológicos (MNEs). Os MNEs são gerados utilizando algoritmo que correlaciona um conjunto de variáveis ambientais e os locais de ocorrência das espécies (Pearson & Dawson, 2003) podendo, assim, predizer a distribuição potencial de ocorrência de uma espécie em resposta a mudanças do clima (Mateo et al., 2011; Thuiller, 2007; Thuiller et al., 2005).

Os MNEs têm sido aplicados para predizer o efeito das mudanças do clima sobre a distribuição potencial de espécies invasoras, principalmente, em ambientes terrestres (Barbosa et al., 2012). Em ambientes aquáticos e em países que abrigam as maiores biodiversidades do planeta são poucos os estudos envolvendo modelagem de espécies invasoras diante das mudanças do clima (Soberon & Peterson, 2005; Vaz et al., 2015). Na escala espacial das espécies, o clima é um fator limitante, visto que a mesma pode aumentar, diminuir ou deslocar a distribuição de uma espécie (Elith & Leathwick, 2009a). E, no processo de modelagem ao projetar futuras distribuições de espécies sob mudanças no clima torna-se uma importante ferramenta na ecologia uma vez que os ecossistemas de água doce são vulneráveis aos efeitos das mudanças climáticas (Morrongiello et al., 2011) e os peixe estão entre os grupos megadiversos e ameaçados do mundo (Dudgeon, 2011; Comte & Olden, 2017) . Por isso, uma forma de antecipar o impacto das mudanças climáticas nos ecossistemas ou sobre uma comunidade, é projetar cenários futuros sob as alterações da temperatura global e regimes sazonais de precipitação (Guisan & Thuiller, 2005).

Assim, as mudanças climáticas elas podem afetar a distribuição das espécies de modo que uma determinada espécie frente a estas mudanças do clima elas podem se apresentar em diversos cenários potenciais de distribuição ela pode aumentar, diminuir ou deslocar sua distribuição geográfica dependendo do ótimo da espécie frente as mudanças do clima (Elith

& Leathwick, 2009). Nesta perspectiva, o presente estudo estima que no futuro, o aumento da temperatura e alterações nos regimes sazonais irão aumentar a distribuição geográfica de peixes invasores nas Américas. Esta hipótese está baseada na ideia de que com o aumento da temperatura média global as condições climáticas presentes hoje na Bacia Amazônica ocorram em outros ambientes, onde estas condições climáticas não existem atualmente e, portanto, a distribuição das espécies pode aumentar sua distribuição frente a estas condições. Sendo assim, neste estudo aplicamos um conjunto algoritmo para prever o potencial invasivo de duas espécies de peixes de água doce *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus nattereri* nas Américas, com base em MNEs das suas faixas nativas e invadidas. Analisamos a distribuição potencial das espécies de invasoras nas Américas e estimamos as áreas ambientalmente adequadas para sua ocorrência sob cenários futuros. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi identificar áreas mais suscetíveis ao aumento da distribuição de peixes invasores frente às possíveis alterações nos cenários de mudanças climáticas na América do Sul.

Materiais e Métodos

Coleta de dados e Distribuição das espécies

As duas espécies de peixes invasores selecionados para o estudo, *Cichla ocellaris e Pygocentrus nattereri,* são nativas da bacia amazônica (Fig.1), porém invasoras em outras bacias da América do Sul, América Central e América do Norte. Os MNEs foram baseados em pontos de ocorrência, extraídos de diversas fontes, incluindo bases de bancos de dados de biodiversidade disponíveis via internet: Fishbase (http://www.fishbase.org/search.php), Global Biodiversity Facility – GBIF (http://www.gbif.org) e SpeciesLink (http://splink.cria.org.br/), no campo pesquisas na literatura científica (https://apps.webofknowledge.com/WOS e https://www.scopus.com/home.uri).

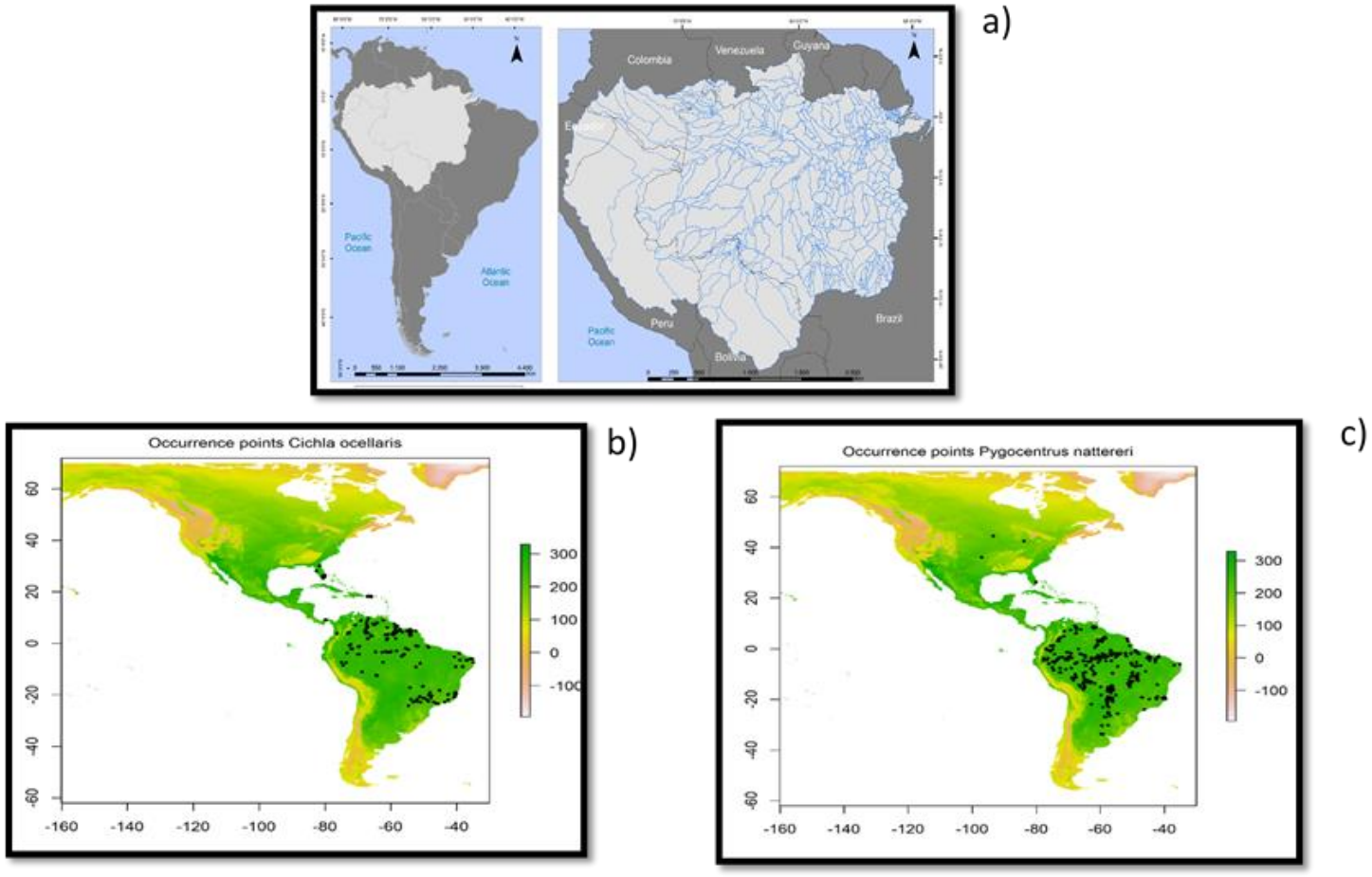


Figura 1 Mapa distribuição atual das espécies invasoras. Sendo em a) Área da Bacia Amazônica região nativa das espécies *Cichla ocellaris e Pygocentrus nattereri.* Em b) pontos de ocorrência da *Cichla ocellaris* da sua área nativa e invasora. E em c) pontos de ocorrência da *Pygocentrus nattereri* da sua área nativa e invasora

Posteriormente, os conjuntos de dados de ocorrência foram verificados, a fim de excluir registros duplicados, imprecisos na localização geográfica, evitando assim uma superestimação da ocorrência das espécies. Os registros dos pontos de ocorrência foram selecionados de acordo com a disponibilidade da camada ambiental digital disponível nas bases de dados. A limpeza dos dados de ocorrência foi realizado no software (QGIS, 2018) devido à falta de bases de dados sobre layers de dados fluviais dos países de ocorrência das espécies, assim para o processo de modelagem consideramos todos os pontos de ocorrência das espécies dentro do continente e ilhas do Caribe, desconsiderando aqueles pontos que caíram no oceano, portanto a limpeza de dados foi feita manualmente via inspeção visual dos pontos nos mapas. Após a limpeza dos dados, obtivemos 273 registros de presença para *Cichla ocellaris* e 632 pontos de ocorrência para *Pygocentrus nattereri.* Posteriormente, estes dados foram utilizados para construir os MNEs do presente e futuro para as duas espécies invasoras. A área de estudo abrangeu a América do Norte (excluindo a Groenlândia, Canadá e Havaí); América Central (incluindo as ilhas do Caribe) e a América do Sul.

Dados climáticos e Seleção dos modelos para avaliar a distribuição futura das espécies

A caracterização das condições climáticas foi a partir das 19 variáveis bioclimáticas (Tabela S1 no apêndice S1) atuais e futuras pertencentes ao banco de dado Worldclim (worldclim.org). Para fazer previsões atuais as condições climáticas foram com base em dados de observação para o período de 1950 a 2000 (Hijmans et al., 2005). Enquanto, que para os cenários climáticos futuros utilizando os dados Coupled Model Intercorporation Project Phase 5 (CMIP5) baseado no ano 2070 (média 2061-2080), em cenários de média emissão (rcp 4.5) e alta (rcp 8.5) foram obtidas a partir de três modelos diferentes de previsão climática: CCSM4 (Gent et al., 2011), HADGEM2-ES (Jones et al., 2011) e MPI- ESM-LR (Giorgetta et al., 2013). O tamanho do pixel para as variáveis bioclimáticas selecionado para este estudo foi de resolução de 5º minutos × 5º arc-minutos de arco (~9 km) no sistema de grade WGS_84.

Foram selecionadas variáveis climáticas relacionadas a temperatura e precipitação, dada a influência desses fatores na distribuição das espécies aquáticas (Begon et al., 2006; Milly et al., 2005). De tal forma, que os efeitos na mudança no clima podem afetar de forma direta a distribuição das espécies, através da mudança da temperatura da água, uma vez que

esta é responsável por alterar o metabolismo dos organismos, influenciando na concentração de oxigênio na água e nos processos biológicos essenciais a sobrevivência dos organismos (Eddy & Handy, 2012) e a precipitação também é um fator importante na distribuição geográfica das espécies, visto que influencia nas variações do hidroperíodo, as quais afetam processos biológicos no ciclo de vida das espécies (Lucas & Baras, 2001).

Pré-processamento dados climáticos

Para reduzir a dimensionalidade e evitar a colinearidade na construção dos MNEs, foram selecionadas do a partir de todas as variáveis explicativas presentes no banco de dados do Worldclim, as variáveis climáticas que forneceram o maior poder preditivo e que não estavam fortemente correlacionados entre si foram selecionadas. A colinearidade foi avaliada através do fator de inflação de variância (VIF), utilizando os coeficientes de correlação pareados e o fator de inflação de variância (VIF) (Kukunda et al., 2018) usando o pacote usdm (Naimi et al., 2014) no software R (R Core Team, 2018). O VIF é calculado a partir do quadrado do coeficiente de correlação múltipla (R^2), derivado da análise de regressão entre todas as variáveis preditoras, considerando VIF> = 10 como um limite de corte e mostra que o modelo tem um problema de multicolinearidade entre as variáveis preditoras com um VIF maior que 10 (Chatterjee & Hadi, 2006). Logo, as variáveis preditoras que apresentam problemas de colinearidades são retiradas antes da implementação do modelo, através de uma medida de importância das variáveis preditoras, a partir do procedimento *Stepwise* (procedimento gradual) para eliminar as variáveis colineares (veja, Naimi & Araújo, 2016). Assim, uma a uma, eliminamos as variáveis com altos valores VIF (maiores que 10), através do procedimento gradual. Tal procedimento foi repetido até que todas as variáveis fortemente correlacionadas (com VIF >10) fossem excluídas do processo.

Avaliamos a relação entre os registros de ocorrência (presença) para *Cichla ocellaris e Pygocentrus nattereri*, com a variáveis bioclimáticas e a partir disso, foram selecionadas sete variáveis relacionadas a temperatura (Bio2, Bio 8, Bio 9), e precipitação (Bio 14, Bio 15, Bio 18 e Bio 19). Sendo Bio2, Bio 8, Bio 9, respectivamente: i) Intervalo médio diurno (max temp - min temp); ii) Temperatura média do trimestre mais úmido; iii) Temperatura média do trimestre mais seco; e Bio14, Bio 15, Bio 18 e Bio 19, respectivamente: iv) Precipitação do mês mais seco; v) Precipitação da sazonal; vi) Precipitação do trimestre mais quente; vii) Precipitação do trimestre mais frio.

Processo de Modelagem das espécies

Para prever a distribuição geográfica das espécies invasoras *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus nattereri* na América do Sul, utilizamos MNEs dentro do contexto da invasão biológica. Para gerar os MNEs foram utilizados diferentes algoritmo somente utilizando dados de presença: i) BIOCLIM (Busby, 1991) baseado na lógica de envelope bioclimáticos; ii) RF (Breiman, 2001) utiliza árvores de decisão por meio de combinações aleatório dos preditores ambientais; iii) DOMAIN (G. Carpenter et al., 1993) baseados em envelopes climáticos e iv) *Support Vector Machine* (SVM) (Schölkopf et al., 2000) com base em técnicas de máquina de aprendizado. Posteriormente, utilizamos o método *ensamble forecasting (*veja*,* Araújo & New, 2007) para obter o modelo de consenso (CONS) das espécies. Assim, o modelo consenso combina as características mais fortes dos distintos métodos de modelagem, reduzindo as fontes de erro dos modelos individuais específico (Salas et al., 2018).

Para cada conjunto de dados dos pontos de ocorrência das espécies (área nativa e não nativa), foram divididos aleatoriamente em dois subconjuntos: 70% para calibração (dados de treino para criar o modelo) e 30% para avaliação (dados de teste para avaliar o modelo). Este procedimento foi repetido 10 vezes para evitar viés nos conjuntos de dados de calibração e avaliação. As 10 réplicas foram mediadas para gerar uma previsão de probabilidade de presença de espécies, que é um procedimento robusto para obter previsões de consenso da probabilidade de presença das espécies (Marmion et al., 2009).

Estatística do modelo

Para avaliar a precisão preditiva de modelos ajustados, utilizou-se um limite para prever a potencial distribuição das espécies. Dessa forma, a sensibilidade do modelo foi calculada plotando a fração de verdadeiros positivos *versus* a fração de falsos positivos (especificidade) em distintas configurações de limite. Assim, através do método de avaliação do modelo foi possível obter a curva Receiver Operating Characteristics (ROC), a partir do plot da sensibilidade do modelo versus 1- espeficidade (Phillips et al., 2006; Stephanie et al., 2001). Ademais, a área sob a curva ROC (AUC) tem sido empregada na MNEs para descrever o desempenho e comparar os distintos modelos (Elith et al., 2006). Além disso, essa métrica de desempenho de modelo tem sido utilizada em diversos estudos com MNEs (e.g., Thapa et al., 2018; Zhang et al., 2019). AUC varia entre 0 e 1, onde 1 indica excelente

desempenho e valores inferiores a 0,5 indicam que os valores encontrados não são tão robustos (Fielding & Bell, 1997; Luoto et al., 2005). Os valores da AUC foram interpretados usando a classificação de Hosmer & Lemeshow (2000): excepcional AUC > 0,90; excelente 0,80 – 0,90; aceitável 8,0 - 0,70 e fraco AUC 0,70 - 0.50. O processo de modelagem foi executado no Sofware R, versão 3.5 (R Core Team, 2018) utilizando o pacote sdm (Naimi & Araújo, 2016).

Resultados

Importância das Variáveis bioclimáticas

Sete variáveis bioclimáticas tiveram maior poder de contribuição para prever a distribuição das espécies invasoras nas américas. O teste de correlação de Pearson e da métrica AUC indicaram as variáveis que mais contribui na distribuição das espécies foi a temperatura: temperatura média do trimestre mais úmido (Bio 8) e temperatura média do quarto mês mais seco (Bio 9). Enquanto que, as variáveis relacionadas à precipitação foram as que menos contribuíram para as duas espécies invasoras, como por exemplo a Bio 19 (precipitação do trimestre mais frio) (Tabela 2) (uma descrição mais detalhada das variáveis bioclimáticas está no apêndice S2).

Performance do modelo

Nossos resultados mostraram que para ambas as espécies invasoras os modelos tiveram um bom desempenho com base na métricas AUC, todos os modelos estavam acima 0,8 (AUC entre >= 8 e 9) (apêndice S3 Fig. 2 e Fig. 3).

Potencial distribuição de Cichla ocellaris e Pygocentrus nattereri presente e futura

A previsão dos modelos conjuntos dos peixes invasoras mostrou que os modelos para os dois cenários previstos para 2070, foram bem-sucedidos e obtiveram um bom desempenho na estimativa das distribuições conhecidas das espécies. A partir dos dados de ocorrência geográfica de *C. ocellaris* e *P. nattereri* foi possível fazer uma previsão da potencial distribuição das espécies em um cenário futuro. Sendo que, as projeções dos modelos previstos frente às mudanças do clima no futuro resultaram em duas respostas similares para

as espécies invasoras, aumentando áreas com adequabilidade ambiental, principalmente ao Sul da América do Sul.

MNEs das espécies invasoras em dois cenários futuros: menos pessimista e um mais pessimista

Nossos resultados dos modelos consensos para as espécies invasoras estão projetadas para fora da sua área de distribuição atual. Os resultados dos modelos para a modelagem de nicho ecológico das possíveis áreas de ocorrências futuras para *Cichla ocellaris* podem serem vistas nas figuras (4 e 5) para os respectivos Rcp, as predições futuras variaram dependendo do modelo de circulação atmosférica (MCA) utilizado, para os três modelos de circulação apresentaram áreas de adequabilidade ambiental para *C.ocellaris* relacionadas às áreas mais litorâneas como áreas do nordeste e sudeste do Brasil e mais ao Sul da América do Sul. No entanto, dentre os três modelos, os modelos MP (MPI- ESM-LR) e HG (HADGEM) destacam-se para um cenário menos pessimista (RCP 4.5).

Sendo que, o modelo MP mostrou que as áreas de adequabilidade ambiental para a espécie tendem a aumentar para áreas mais litorâneas como áreas do nordeste e sudeste da América do Sul, especialmente no Brasil. Além disso, observou uma redução de potenciais áreas de adequabilidade na América Central, ainda que pequenas, bem como da região da área nativa da espécie quando comparada com o presente. Enquanto, que o modelo HG demonstrou uma contração na área de adequabilidade ambiental na região da América do Norte, porém revelou novas áreas potenciais ao Sul da América do Sul, embora sejam pequenas (Fig. 4). Portanto, em um cenário menos pessimista referente às modificações de temperatura e precipitação no futuro a potencial distribuição tende a ser mais discreta.

Os modelos mais pessimistas (RCP 8.5) também mostram que há um aumento, ainda que discreto para possíveis novas áreas de adequabilidade ambiental para *C. ocellaris* para os modelos os Modelos CC, MP e HG nas regiões do Nordeste e litorâneas da América do Sul, especialmente no Brasil. No entanto, para os modelos CC e HG nas regiões América Central e Norte há uma diminuição de áreas adequadas para possíveis estabelecimentos quando comparado com áreas ocupadas atualmente e o modelo MP se destaca com aumento de possíveis novas área de adequabilidade ambiental para região Sul da América do Sul (Fig. 5). Logo, as áreas previstas para a possíveis colonizações no futuro de *Cichla ocellaris* dependem muito do cenário utilizado. Embora novas áreas de adequabilidade ambiental

possam ser verificadas para *C. ocellaris* elas permanecem concentradas na região litorânea e porções ao Sul da América do Sul.

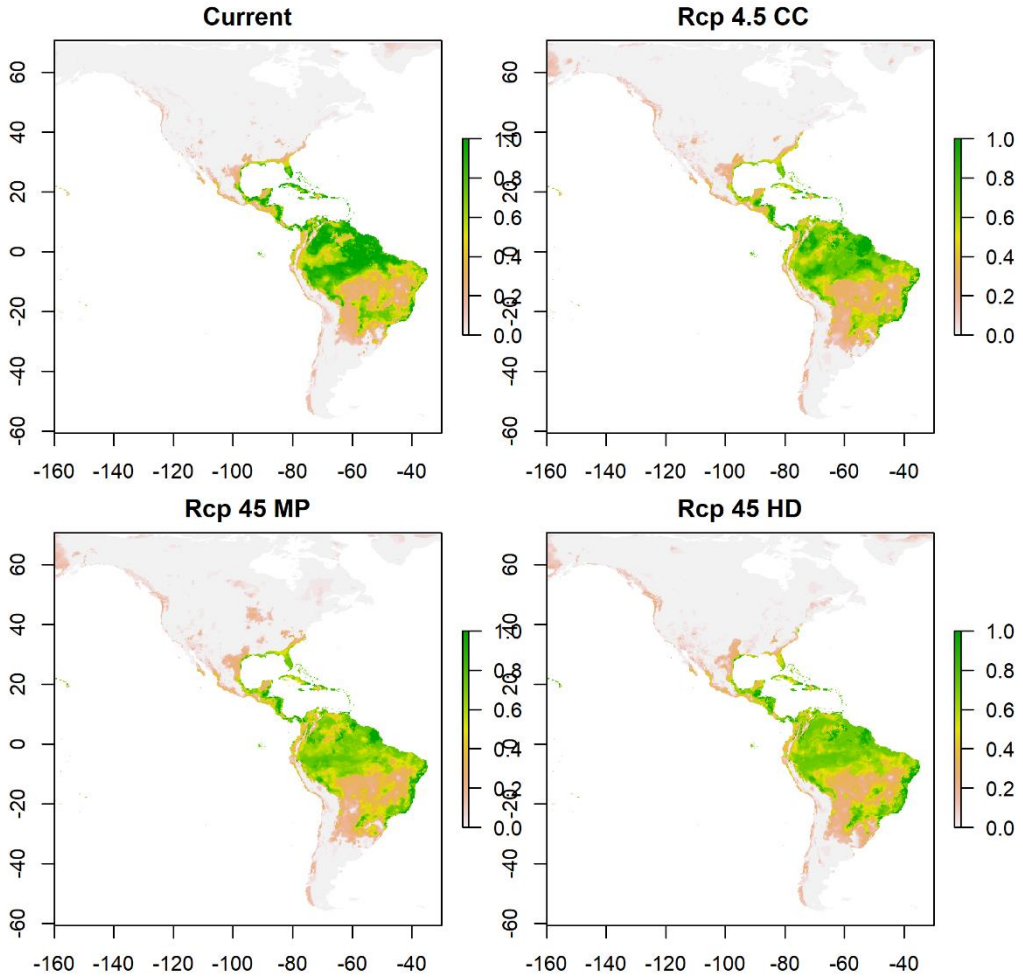


Figura 4. Mapa evidenciando a distribuição potencial de *Cichla ocellaris em* comparação com o clima atual (Current) que corresponde a suas faixas nativas e invadidas, com as potenciais áreas de adequabilidade no futuro (2070) em um cenário menos pessimista RCPs 4.5 com três modelos diferentes de previsão climática: CC (CCSM4), MP (MPI- ESM-LR) e HG (HADGEM2-ES). As áreas verdes representam regiões com adequabilidade ambiental para a espécie.

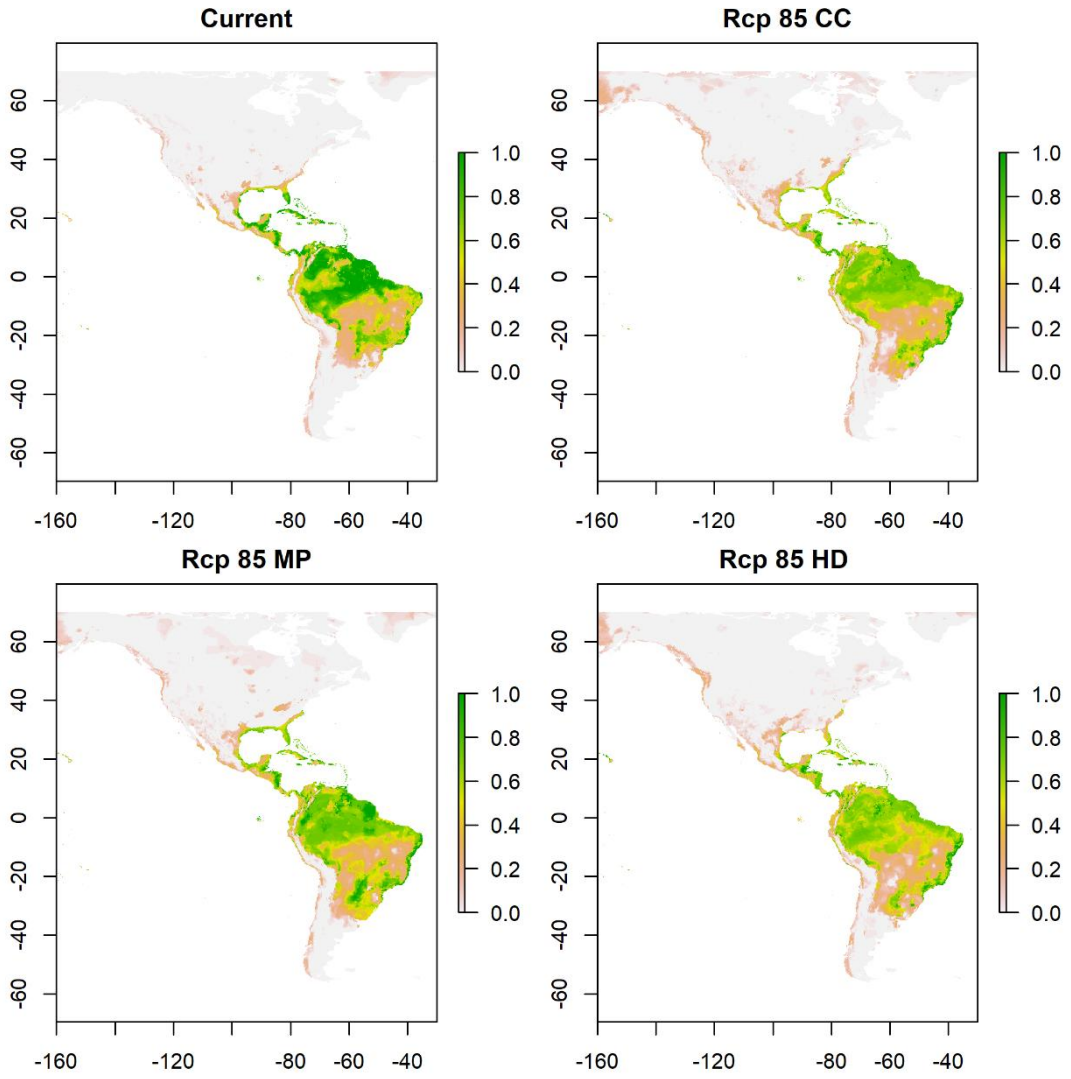


Figura 5. Mapa mostrando a distribuição potencial *Cichla ocellaris em* comparação com o clima atual (Current) que corresponde a suas faixas nativas e invadidas, com as potenciais áreas de adequabilidade no futuro (2070) em um cenário menos pessimista RCPs 8.5 com três modelos diferentes de previsão climática: CC (CCSM4), MP (MPI- ESM-LR) e HG (HADGEM2-ES). As áreas verdes representam regiões com adequabilidade ambiental para a espécie.

Para *Pygocentrus nattereri* o cenário de potenciais mudanças climáticas no futuro o (RCP 4.5), os modelos apontam que a espécie tende a diminuir sua área de adequabilidade climática na região nativa quando comparadas com o cenário atual, especialmente nos modelos MP e HG. Além disso, as áreas climaticamente adequadas tendem a aumentar para regiões mais ao centro-oeste da América do Sul, regiões litorâneas do Brasil e aumento na área da região ao Sul do continente Sul americano, em especial o Paraguai e Sul do Rio Grande do Sul no Brasil (Fig. 6). Contudo, os modelos CC, MP e HG mostraram novas áreas

climaticamente adequadas para potencial ocorrência da espécie na América do Norte, embora na América Central também continue com áreas favoráveis ambientalmente (Fig. 6).

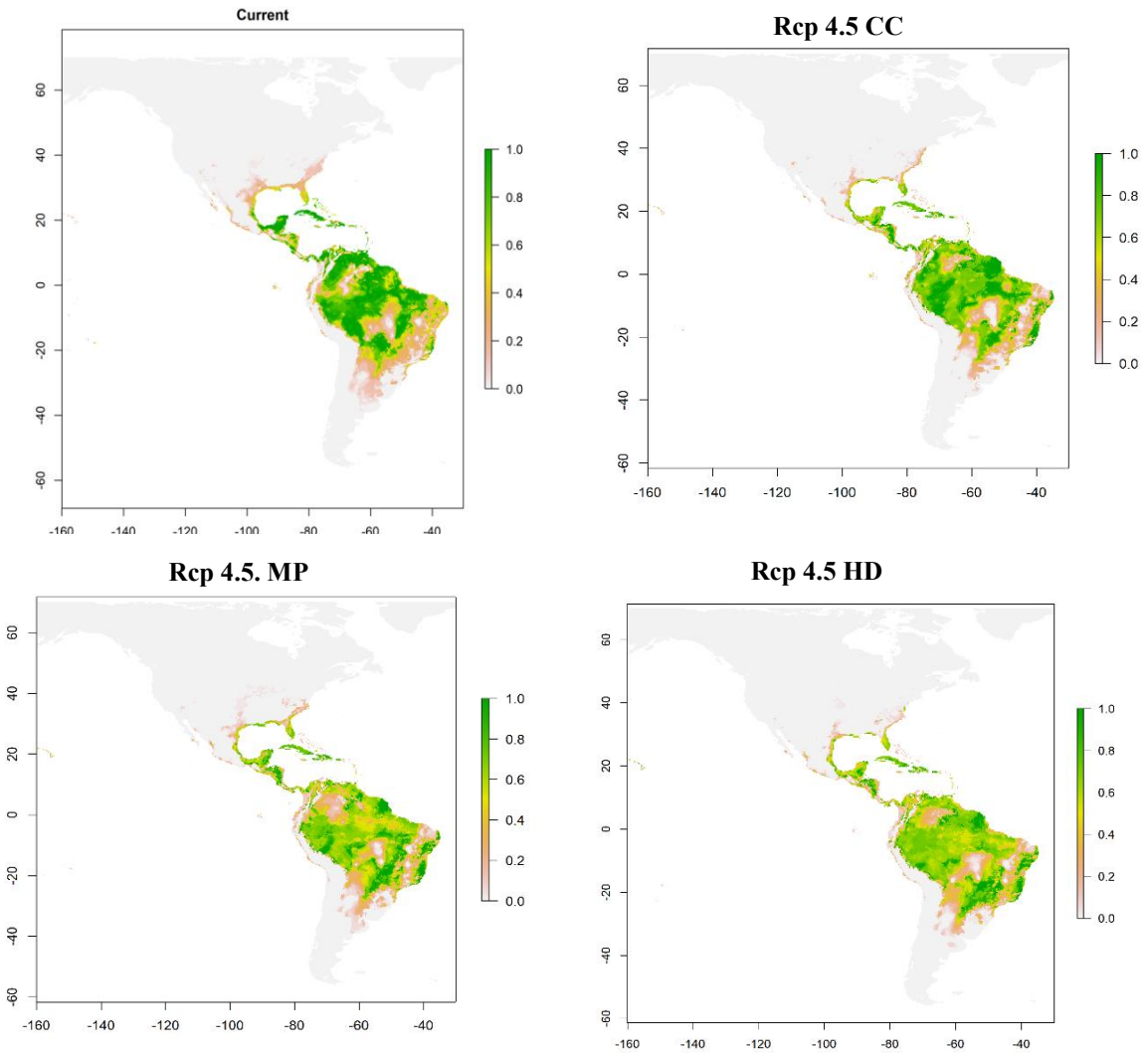


Figura 6. Mapa evidenciando a distribuição potencial *Pygocentrus nattereri* comparação com o clima atual (Current) que corresponde a suas faixas nativas e invadidas, com potenciais áreas de adequabilidade no futuro (2070) em um cenário menos pessimista RCPs 4.5 com três modelos diferentes de previsão climática: CC (CCSM4), MP (MPI- ESM-LR) e HG (HADGEM2-ES)

E para o modelo mais pessimista (RCP 8.5) os modelos CC, MP e HG mostraram as áreas de adequabilidade ambientais da espécie pode se aumentar para novas áreas climaticamente adequadas ao estabelecimento no futuro, em especial, áreas centro-oeste e regiões litorâneas do Brasil, além de um aumento nas áreas potenciais para possíveis

estabelecimento nas regiões do Paraguai, na América do Sul, destacando-se os modelos de circulação CC e MP. Contudo, há uma redução das áreas nativas, principalmente para os modelos MP e HG (Fig. 7). Neste sentido, *Pygocentrus nattereri* tem suas áreas de adequabilidade se deslocando para regiões centro-oeste e sudeste do Brasil, e aumentando na porção sul da América do Sul e diminuindo algumas regiões no extremo sul América do Norte. Apesar disso, a América do Norte Central mantém áreas suscetíveis para potenciais invasões no futuro (Fig. 7).

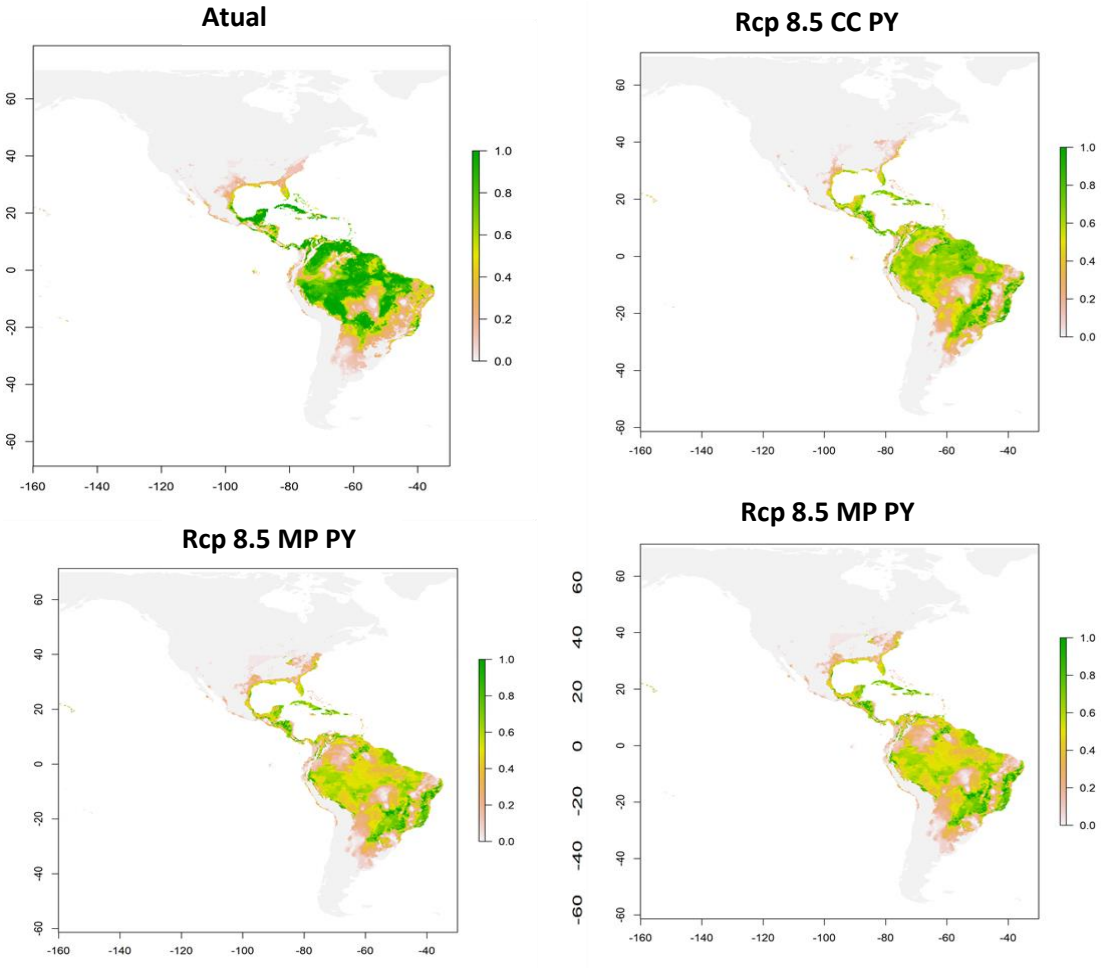


Figura 7. Mapa evidenciando a distribuição potencial *Pygocentrus nattereri* em comparação com o clima atual (Current) que corresponde a suas faixas nativas e invadidas, com potenciais áreas de adequabilidade no futuro (2070) em um cenário mais pessimista RCPs 8.5 com três modelos diferentes de previsão climática: CC (CCSM4), MP (MPI- ESM-LR) e HG (HADGEM2-ES).

Nossos resultados de modo geral apontam que os modelos consensos para as espécies estudadas estão relacionados a ambientes mais quentes, mostrando que os locais que

apresentam condições similares às encontradas na distribuição atual estão projetadas para fora da área da região da Bacia Amazônica direcionando pra regiões litorâneas do Brasil e para região mais ao sul da América do Sul, para possíveis novas áreas de invasões futuras quando comparada com a distribuição atual. Também foi possível verificar que os resultados dos modelos variam conforme o modelo de circulação utilizado.

Discussão

A distribuição geográfica das espécies está relacionada em parte às modificações das condições das variáveis ambientais, o que influencia suas respostas frente às modificações ambientais, refletindo assim, na sua sobrevivência e ocorrência em um determinado local (Giannini et al., 2012; Soberón, 2007). Neste sentido, alguns estudos têm empregado o uso do MNEs para prever o nicho ecológico das espécies utilizando método *ensamble forecasting* para predizer possíveis áreas de adequabilidade ambiental e assim reduzir possíveis incertezas nos modelos finais. Por exemplo, foram aplicados em estudos para avaliar os impactos das mudanças climática sobre conservação de espécies endêmicas e migratórias (Lin et al., 2017; Yousefi et al., 2020) e estudos com espécies invasoras (Bellard et al., 2013; Cassemiro et al., 2018; Stohlgren et al., 2010). Esses modelos consensos (*ensamble forecasting)* geram um conjunto de previsões usando múltiplos métodos na previsão de distribuição de espécies. Estudos que tenham interesse ecológico ressaltam a importância de abordagens de métodos múltiplos na previsão da distribuição de espécies para diminuir o viés do processo de modelagem (veja, Marmion et al., 2009).

Assim, nossos modelos preditivos tiveram um bom desempenho para as espécies invasoras (AUC > 0.90) e forneceram mapas de adequação de habitat com um aumento de áreas de adequabilidade e potenciais regiões para estabelecimento da espécie no futuro para *P. nattereri* e um deslocamento para novas possíveis áreas para *C. ocellaris*. Além disso, nossos resultados mostraram valores altos de desempenho para a AUC nos modelos preditivos, confirmando a acurácia do modelo corroborando com estudos prévios (Marmion et al., 2009; Fournier et al., 2017; Ahmad et al., 2020). Vale ressaltar, que nos últimos anos, estudos sobre modelagem preditiva têm sido comumente validados no mínimo por dois métodos de validação de modelo. Desta forma, o desempenho do modelo deve ser avaliado de forma mais confiável e robusto quando comparado com modelos que utilizam apenas um método de validação (Shabani et al., 2016).

A partir dos resultados foi possível verificar mudanças na área de adequabilidade ambiental das espécies diante dos distintos cenários de mudanças climáticas em resposta ao seu nicho ecológico. Por serem organismos aquáticos a capacidade de dispersão destes indivíduos de se expandir para novas áreas não nativas são restritas as condições naturais, como dispersão por drenagem ou conectividades entre canais, por condições ambientais ou ações antrópicas (Olden et al., 2004; Siqueira et al., 2015). Apesar disso, as espécies invasoras *C. ocellaris* e *Pygocentrus nattereri* são encontradas em várias regiões das Américas. Sendo, que nosso estudo verificou que a América do Sul é o continente mais invadido e que mais aumentou área de adequabilidade ambiental no futuro. A bioinvasão nas Américas está associada principalmente a eventos como a pesca recreativa, aquicultura e piscicultura, atualmente, estão entre as atividades que mais causam impactos com as introduções em águas continentais (Franco et al., 2018; L. G. Nico & Fuller, 1999; Shafland & Stanford, 1999; Zaret & Paine, 1973a). As espécies invasoras quando são introduzidas em pequenos números elas irão primeiro se assimilar, adaptar-se e se reproduzir, para posterior ocupação nas posições tróficas mais altas na teia alimentar (Chapman et al., 2016), no entanto, os predadores top de cadeia alimentares podem exercer vantagens sobre um novo ambiente no qual foi introduzida e uma vez introduzidas, as espécies invasoras tendem a se mostrar de difícil controle e erradicação (Hulme, 2006).

Quando um novo predador como os peixes amazônicos *C. ocellaris e P. naterrei* são introduzidos em um novo ambiente impactam negativamente os ecossistemas aquáticos. (Agostinho et al., 1994; Latini & Petrere, 2004b; Santos et al., 2019). Muitos estudos apontam seus efeitos sobre as comunidades nativas e apontam que a riqueza da ictiofauna vem declinando quando ocorre a introdução de espécies invasoras (Agostinho et al., 2007; Sultana & Hashim, 2016; Sharpe et al., 2017; Koel et al., 2019). A introdução *C. ocellaris* em outras regiões, principalmente na América do Sul está relacionada à pesca esportiva (Pérez et al., 2000), além disso, é utilizado como recurso alimentar, uma vez que a população ribeirinha se alimenta e gera renda a partir da venda deste peixe (Gomiero et al., 2004; Pelicice et al., 2014; Franco et al., 2018). Adicionalmente, a introdução dessa espécie em novos ecossistemas naturais, tem ocorrido devido as atividades antropogênicas que são mais contribuem para a introdução de espécies invasoras em sistemas naturais, por exemplo, a aquicultura e piscicultura (Orsi & Agostinho, 1999) e eles tem sido introduzido em diversos ecossistemas no (Agostinho et al., 2008b; Pelicice, Vitule, et al., 2014b; Santos et al., 2019). Somando-se a isso, eles sofrido um melhoramento genético o que lhe proporciona um

crescimento rápido e tolerante ao ambiente o que pode favorecer seu estabelecimento nos ecossistemas em detrimentos das espécies nativas e com isso, tornam-se mais adaptados ao meio ambiente, logo menos suscetíveis a doenças, o que pode afetar a diversidade da fauna nativa (Saint-paul, 2017; Sharpe et al., 2017; Sultana & Hashim, 2016).

Na América do Norte a sua introdução está relacionada ao sul dos Estados Unidos onde foram introduzidos na Florida a partir da década de 80 com intuído esportivo (Howells & Garrett, 1992; Shafland, 1999), controle biológicos para outras espécies ciclídeos introduzidos (Shafland, 2008), e com objetivo de aumentar a diversidade do estoque pesqueiros (Zaret & Paine, 1973a). Na Flórida e no Texas, a pesca esportiva é uma atividade muito lucrativa com apoio de inúmeros pescadores e a indústria de pesca ultrapassam bilhões de receita anual (Courtenay & Robins, 1973; Shafland, 1999). Da mesma forma eles têm sido introduzidos na América do Central afetando os sistemas naturais e as espécies nativas, causando problemas coma redução de espécies nativas e afetando a comunidade pesqueira (Bower et al., 2016; Neal et al., 2006; Roberto E. Reis et al., 2003).

Da mesma forma, nas últimas décadas *P. nattereri* têm sido importantes em termos da introdução de novas áreas nos ecossistemas continentais nas Américas e impactando negativamente os ecossistemas locais (Pinto-Coelho et al., 2008). Ela apresenta um interesse na alimentação devido a sua alta abundância, ampla distribuição e musculatura desenvolvida, tornam a espécie boa para alimentação (Barros et al., 2010). Na América do Sul são encontradas em diversas bacias hidrográficas fora da sua área de distribuição nativa, e tais características podem ter contribuído para sua ampla distribuição (Queiroz et al., 2010; Espínola et al., 2014). Bem como, na América Central tem ocorrido sua introdução causando impactos negativos em toda biota aquática (Roberto E. Reis et al., 2003).

Na América do Norte tem sido introduzida em diversos ambientes com diversos interesse, inclusive aquarismo o que pode ter contribuído para sua soltura em ambientes naturais possibilitando sua ocorrência nestes ambientes (Bennett et al., 1997; Courtenay & Robins, 1973; Fuller et al., 1999; Nico & Neilson, 2015). Por serem piscívoros e predadores de top podem afetar as relações tróficas da comunidade de várias maneiras, por exemplo, podem alterar a abundância e tipo de recurso disponível para as espécies nativas, principalmente aquelas com hábitos alimentares similares (Begon et al., 2006; Fugi et al., 2008; Pelicice & Agostinho, 2009). Tais características podem ter favorecido sua introdução em diversas regiões das Américas (Shafland, 1999; Agostinho et al., 2007; Holley et al.,

2008; Bower et al., 2016; Ferreira et al., 2014; Barrocoa et al., 2018) bem como, potencializar sua distribuição em novas regiões mediante as alterações climáticas no futuro.

C. ocellaris e P. nattereri são peixes robustos, fortes, ágeis, com plasticidade alimentar capaz de modificar muito os ecossistemas onde foi introduzido (Winemiller, 1989; Carpenter et al., 2010; John Terborgh & Estes, 2010; Ellis et al., 2011; Winnie & Creel, 2017), apresentam cuidado parietal, onde o macho constrói um ninho de folhas próximo à margem ou troncos (Zaret & Paine, 1973b; Goodwin et al., 1998; Vieira et al., 2009; Queiroz et al., 2010;). Devido a estas características biológicas e ecológicas (e.g., comportamento, hábitos alimentares e requerimento por habitat), e por serem predadores de top de cadeia com porte médio a grande podem afetar a comunidade invadida em distintos níveis tróficos (Begon et al., 2006; Fugi et al., 2008).

Nesse contexto, torna-se evidente a preocupação com possíveis expansão de áreas adequadas à ocupação das espécies invasoras, visto que espécies invasoras são uma grande preocupação para manutenção da biodiversidade nos ecossistemas, pois uma vez introduzidas são de difícil erradicação (Hulme, 2006). Assim, as mudanças climáticas e espécies invasoras são principais desafios para a conservação da biodiversidade frente as mudanças climáticas globais (Rahel e Olden, 2008), deste modo, estes temas tem ganhado forças nos últimos anos, alguns estudos documentaram que a ictiofauna de água doce passou por mudanças na sua distribuição potencial em resposta às mudanças do clima (e. g., Comte & Grenouillet, 2013), alterando assim, a composição da comunidade de peixes no ecossistema (Conti et al., 2015). Mudanças climáticas e invasões biológicas são demandas importantes que afetam a diversidade biológica mundial, porém seus efeitos são frequentemente considerados separadamente (Walther et al., 2009).

Desta forma, é importante estudos que busquem verificar os efeitos aliados das invasões biológicas associada as mudanças climáticas e assim, compreender sua potencial distribuição geográfica em um determina região, onde seus efeitos somados podem causar perda na biodiversidade ictiofauna, muitas vezes levando a um declínio da biodiversidade de espécies nativas (Clavero & García-Berthou, 2005; Parmesan, 2006; Rahel & Olden, 2008). Estudos mostram que os efeitos das mudanças climáticas podem afetar a distribuição das espécies no seu habitat (Mohammadi et al., 2019; Parreira et al., 2019; Yousefi et al., 2020) . Logo, a mudanças climáticas podem favorecer o sucesso de invasão das espécies introduzida em um novo ambiente, influenciando na sua alimentação, reprodução, sobrevivência e

expansão (Masters & Norgrove, 2010). Além disso, a adequação climática tem sido frequentemente utilizada como o fator importante para prever a distribuição potencial de espécies invasoras (Liu & Li, 2009), o que mostra a importância da influência que eventos de mudança climática podem ter sobre as espécies invasoras. Assim, levando-se em consideração a combinação dos efeitos da mudança do clima aliados às bioinvasões, podem potencializar os efeitos negativos sobre a biodiversidade, desse modo, torna-se importante o desenvolvimento de medidas preventivas que visem o controle de possíveis invasões no futuro (Hulme, 2006).

Neste sentido, as simulações dos MNEs Para *C. ocellaris* para um cenário menos pessimista, com uma menor concentrações emissões de CO_2 na atmosfera, alterando menos a temperatura e as condições da precipitação, verificou-se um aumento de áreas de adequabilidade em relação a sua área atual para novas áreas de potencial ocorrência, especialmente em regiões do litoral do Brasil, América central e América do Norte. Em um segundo cenário, mais pessimista, mostraram novas áreas de adequabilidade ambiental para a espécie, principalmente na América do Sul, especialmente nas regiões todo litoral do Brasil e uma parte ao sul da América do Sul. Isto, pode estar relaciona as condições ambientais preditas para os cenários de mudança climáticas serem similares as condições climáticas atuais. Sendo, que *C.ocellaris* ocorrem principalmente em água doce, porém podem tolerar salinidades baixas ou águas salobras (ISSG, 2015, Shafland, 1995), tais características podem favorecer sua introdução em novos ambientes com áreas potencias de adequabilidade no futuro.

Em relação a *P. nattereri* os MNEs mostram um aumento para novas áreas de possíveis estabelecimento litoral brasileiro quando comparado com a ocorrência nas áreas atuais, e uma diminuição de algumas regiões da América do Norte, áreas da América Central. Para um cenário mais pessimista mostrou uma redução de adequabilidade ambiental da sua área nativa e um aumento para regiões ao sul da América do Sul onde pode ganhar novos locais satisfatórios e com condições ambientais semelhantes para potencial ocorrência da espécie no futuro. Uma vez que a *P. nattereri* é mais tolerante a ambientes mais frio (Bennett et al., 1997) o que pode proporcionar uma vantagem para seu estabelecimento em regiões mais ao sul da América do Sul e America do Norte. Neste contexto, levando em consideração a preocupação com as espécies invasoras somado com as modificações climáticas, novas potenciais áreas climaticamente adequadas tendem aumentar ou deslocar para novas áreas potenciais de ocorrência das espécies. Uma vez que, ao invadir novos ambientes podem

causar perda na biodiversidade local (Gilbert & Levine, 2013) e alterar processos ecológicos importantes para a manutenção do ecossistema (Katsanevakis et al., 2014).

Com relação às variáveis climáticas selecionadas para o estudo mostram que têm potencial para influenciar a distribuição potencial de ocorrência das duas espécies invasoras na América do Sul. Sendo que a temperatura e precipitação mostraram ser importantes elementos ecológicos na determinação da área de ocorrência das espécies. Foi possível identificar um aumento das potenciais áreas de adequabilidade ambiental no futuro em relação à área de distribuição atual. Dessa forma, os resultados sugerem que as espécies têm um caráter por ambientes mais tropical e subtropical. Observou-se que as espécies apresentam áreas de adequabilidade ambiental associadas a regiões cuja temperatura seja mais elevada (20ºc e 23ºc) e invernos mais secos. Isso indica que as modificações no clima podem interferir na distribuição geográfica das espécies no futuro, tendo como resultado novas áreas com adequabilidade ambiental e sujeitas a potenciais novas áreas para invasão no futuro. Além disso, as projeções dos modelos fornecidas no presente estudo, foram similares às sugeridas por Manjarrés-Hernández et al., (2021) para peixes de água doce, evidenciando assim os efeitos potenciais das mudanças climática na distribuição das duas espécies invasoras de peixes água doce e alteração na adequabilidade ambiental das espécies no futuro. Portanto, as espécies tendem a aumentar ou deslocar sua potencial distribuição para áreas nas quais apresentam adequabilidade ambiental favorável ao seu estabelecimento no futuro, o que pode causar uma pressão negativa sobre as espécies nativas da região, em resposta às mudanças climáticas (Rahel & Olden, 2008).

Nesta abordagem, torna-se importante estudos voltados às regiões neotropicais, no qual abrigam uma grande biodiversidade de peixes de água doce do mundo (Agostinho & Júlio-Jr., 1999; Reis, 2013) quando comparado com regiões da américa do Norte que abrigam uma menor diversidade ictiofaunística (Smith et al., 2010). A introdução desses organismos o estabelecimento e os impactos nestes ambientes (e.g., competição por recursos, modificações tróficas, predação, entre outros) pode ser distinta, uma vez que ambientes menos diversos pode ocorrer uma colonização mais rápida (Olden et al., 2006), devido as características trófica do ambiente, com menos predadores o estabelecimento de espécies invasoras pode ocorrer mais rápido. A colonização e os efeitos da introdução das espécies invasoras que são predadoras de topo ter pode efeitos distintos tanto a nível de organismos, população e nas comunidades (Cucherousset & Olden, 2011; Reis et al., 2016; Simon & Townsend, 2003; Tagliaferro et al., 2014) modificando assim, toda as teias alimentar tanto

em características estruturais quanto funcionais (Koel et al., 2019; Nobre et al., 2019; Paine, 1980; Simon & Townsend, 2003). Por isso, torna- se importante fundamentar estudos que possam melhorar o conhecimento sobre a distribuição de espécies invasoras como forma de prever impactos negativos que as mesmas podem causar no ecossistema (Boets et al., 2019; Estes, 1995; Neal et al., 2006; Winnie & Creel, 2017).

Logo, se as modificações na mudança do clima se confirmarem no futuro, somando-se as ações da introdução de espécies invasoras os modelos preditivos produzidos mostraram novas potenciais áreas com adequabilidade ambiental nas regiões que compreendem desde o nordeste, centro-oeste, sudeste e sul da América Sul em especial, Brasil e Paraguai *para P. nattereri,* embora a América Central e América do Norte também apresentam áreas com adequabilidade ambiental para ambas espécies. Assim, corroborando com nossa hipótese inicial de que regiões mais ao Sul da América do Sul teriam condições ambientais favoráveis para as espécies invasoras se estabelecem em um futuro. No entanto, cabe ressaltar que o modelo preditivo tem suas particularidades projetamos apenas as áreas de adequabilidade das espécies levando em considerações apenas as variáveis climáticas, não considerando outras variáveis preditoras ou as interações entre as espécies, bem como as barreiras geográficas. Porém, se as condições climáticas se mantiverem para o futuro com novas áreas adequabilidade para estas espécies invasoras, sua distribuição pode aumentar no futuro em diversos ecossistemas aquáticos principalmente na América do Sul. Onde a sua introdução em novos ambientes pode ser dar principalmente pela ação humana, visto que apresentam interesse econômico e recreativo.

Assim, o presente trabalho evidencia, a importância de buscar medidas e ações voltadas para o gerenciamento de possíveis introduções de espécies invasoras em novos ambientes adequados para seu estabelecimento, principalmente na América do Sul, objetivando a preservação e a manutenção da biodiversidade das espécies nativas. Como por exemplo, (I) criação de bancos de dados nacionais e internacionais com informações sobre a forma de erradicação e seus impactos, deve ser disseminada entre os pesquisadores, comunidade e gestores de forma a gerar um maior conhecimento sobre seus efeitos negativos sobre os ecossistemas naturais. (II) monitoramento constante das espécies introduzidas são medidas preventivas de detecção de possíveis novas introduções ou escapes de culturas de pisciculturas, (III) a divulgação científica para as comunidades pesqueira e ribeirinhas, informando os efeitos da introdução das espécies invasoras sobre as espécies nativas que abastecem uma determinada região também se torna um processo importante para no

gerenciamento das espécies invasoras. Logo, o conhecimento cientifico, deve-se comunicar com a comunidade e formuladores de políticas e gestores para assim, formularem melhores estratégias de conservação para as espécies nativas. Portanto, cabe destacar os MNEs (ENMs) são ótimas ferramentas que podem auxiliar tomadores de decisão no processo de gerenciamento e prevenção a introdução de espécies invasoras no futuro.

Agradecimentos

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudo para o desenvolvimento deste trabalho. DL é pesquisador do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Brasil (CNPq). (grant # 310859/2020-4).

Referências

Agostinho, Â. A., Julio Junior, H. F., & Petrere, M. J. (1994). Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna fisheries. In I.G. cowx (Ed.), *Rehabilitation of Fisheries* (First, pp. 171–184). Fishing New Books.

Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Petry, A. C., Gomes, L. C., & Júlio, H. F. (2007). Fish diversity in the upper Paraná River basin: Habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, *10*(2), 174–186. https://doi.org/10.1080/14634980701341719

Agostinho, A., Pelicice, F., & Gomes, L. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, *68*(4 suppl), 1119–1132. https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019

Agostinho, A.A;, & Júlio-Jr., H. (1999). Peixes do Alto Rio Paraná. In A. E. A. de M. Vazzoler;, Â. A. Agostinho;, & P. T. M. Cunnhingham. (Eds.), *Estudos ecologicos da comunidade de peixe tropicais.* (1ª, p. 536). EDUSP.

Agostinho, Angelo Antônio, Gomes, L. C., & Pelicice, F. M. (2007). *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Eduem. http://books.google.com/books?id=NUnMtgAACAAJ&pgis=1

Ahmad, S., Yang, L., Khan, T. U., Wanghe, K., Li, M., & Luan, X. (2020). Using an ensemble modelling approach to predict the potential distribution of Himalayan gray goral (Naemorhedus goral bedfordi) in Pakistan. *Global Ecology and Conservation*, *21*,

e00845. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00845

Albert, J. S. ., & Reis, R. E. (2011). *Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes* (R. T. Sataloff, M. M. Johns, & K. M. Kost (eds.); 1ª). University of California Press.

Albert, J. S. ., Tagliacollo, V. A. ., & Dagosta, F. (2020). Diversification of Neotropical Freshwater Fishes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *51*(1), 27–53. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-011620-031032

Araújo, M. B. &, & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, *22*(1), 42–47. https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010

Barbosa, F., Schneck, F., & Melo, A. (2012). Use of ecological niche models to predict the distribution of invasive species: a scientometric analysis. *Brazilian Journal of Biology*, *72*(4), 821–829. https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000500007

Barrocoa, L. S. A., Freitasa, C. E. C., & Limaa, C. (2018). Estimation of peacock bass (Cichla spp.) mortality rate during catch-release fishing employing different post-capture procedures. *Brazilian Journal of Biology*, *78*(2), 195–201. https://doi.org/10.1590/1519-6984.18915

Barros, L. A., Mateus, L. A. F., Braum, D. T., & Bonaldo, J. (2010). Aspectos ecológicos de endoparasitos de piranha vermelha (Pygocentrus nattereri, Kner, 1860) proveniente do rio Cuiabá. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinaria e Zootecnia*, *62*(1), 228–231. https://doi.org/10.1590/S0102-09352010000100033

Beaumont, L. J., Hughes, L., & Pitman, A. J. (2008). Why is the choice of future climate scenarios for species distribution modelling important? *Ecology Letters*, *11*(11), 1135–1146. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01231.x

Begon, M., Townsend, C. R. ., & Harper, J. L. (2006). *Ecology: From Individuals to Ecosystems* (4th ed.). Blackwell Publishing, Oxford.

Bellard, C., Thuiller, W., Leroy, B., Genovesi, P., Bakkenes, M., & Courchamp, F. (2013). Will climate change promote future invasions? *Global Change Biology*, *19*(12), 3740–3748. https://doi.org/10.1111/gcb.12344

Bennett, W. A., Currie, R. J., Wagner, P. F., & Beitinger, T. L. (1997). Cold Tolerance and Potential Overwintering of the Red-Bellied Piranha Pygocentrus nattereri in the United States. *Transactions of the American Fisheries Society*, *126*(5), 841–849. https://doi.org/10.1577/1548-8659(1997)126<0841:ctapoo>2.3.co;2

Boets, P., Laverty, C., Fukuda, S., Verreycken, H., Green, K., Britton, R. J., Caffrey, J.,

Goethals, P. L. M., Pegg, J., Médoc, V., & Dick, J. T. A. (2019). Intra- and intercontinental variation in the functional responses of a high impact alien invasive fish. *Biological Invasions*, *21*(5), 1751–1762. https://doi.org/10.1007/s10530-019-01932-y

Bower, S. D., Danylchuk, A. J., Brownscombe, J. W., Thiem, J. D., & Cooke, S. J. (2016). Evaluating effects of catch-and-release angling on peacock bass (Cichla ocellaris) in a Puerto Rican reservoir: A rapid assessment approach. *Fisheries Research*, *175*, 95–102. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.11.014

Buisson, L., Thuiller, W., Lek, S., Lim, P., & Grenouillet, G. (2008). Climate change hastens the turnover of stream fish assemblages. *Global Change Biology*, *14*(10), 2232–2248. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01657.x

Busby, J. R. (1991). BIOCLIM - a bioclimate analysis and prediction system. *Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis*, *6*(1), 64–68. https://doi.org/10.1016/0166-5162(90)90057-6

Cagauan, A. G. (2007). Exotic Aquatic Species Introduction in the Philippines for Aquaculture – A Threat to Biodiversity or A Boon to the Economy ? *Journal of Environmental Science and Management*, *10*(1), 48–62.

Carpenter, G., Gillison, A. N., & Winter, J. (1993). DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation*, *2*(6), 667–680. https://doi.org/10.1007/BF00051966

Carpenter, S. R., Cole, J. J., Kitchell, J. F., Pace, M. L., Terborgh, J., Estes, J. A., Island, C., Washington, D. C., Carpenter, S. R., Cole, J. J., Kitchell, J. F., & Pace, M. L. (2010). Trophic cascades in lakes: lessons and prospects. In John Terborgh and James A. Estes (Ed.), *Trophic Cascades* (pp. 55–70). Island Press.

Cassemiro, F. A. S., Bailly, D., da Graça, W. J., & Agostinho, A. A. (2018). The invasive potential of tilapias (Osteichthyes, Cichlidae) in the Americas. *Hydrobiologia*, *817*(1), 133–154. https://doi.org/10.1007/s10750-017-3471-1

Chapman, D. S., Makra, L., Albertini, R., Bonini, M., Páldy, A., Rodinkova, V., Šikoparija, B., Weryszko-Chmielewska, E., & Bullock, J. M. (2016). Modelling the introduction and spread of non-native species: international trade and climate change drive ragweed invasion. *Global Change Biology*, *22*(9), 3067–3079. https://doi.org/10.1111/gcb.13220

Chatterjee, S., & Hadi, A. S. (2006). *Regression Analysis by Example* (D. J. ; Balding, N. A. C. ; Cressie, N. I. . Fisher, I. M. . Johnstone, J. B. . Kadane, & G. Molenberghs (eds.); 4 [a]). John Wiley & Sons. https://doi.org/10.1002/0470055464

Clavero, M., & García-Berthou, E. (2005). Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology & Evolution*, *20 (3)*, 110–110. https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.01.003

Comte, L., & Grenouillet, G. (2013). Do stream fish track climate change? Assessing distribution shifts in recent decades. *Ecography*, *36*(11), 1236–1246. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00282.x

Comte, L., & Olden, J. D. (2017). Climatic vulnerability of the world's freshwater and marine fishes. *Nature Climate Change*, *7*(10), 718–722. https://doi.org/10.1038/nclimate3382

Conti, L., Comte, L., Hugueny, B., & Grenouillet, G. (2015). Drivers of freshwater fish colonisations and extirpations under climate change. *Ecography*, *38*(5), 510–519. https://doi.org/10.1111/ecog.00753

Copp, G. H., Britton, J. R., Guo, Z., Ronni Edmonds-Brown, V., Pegg, J., Vilizzi, L., & Davison, P. I. (2017). Trophic consequences of non-native pumpkinseed Lepomis gibbosus for native pond fishes. *Biological Invasions*, *19*(1), 25–41. https://doi.org/10.1007/s10530-016-1261-8

Courtenay, W. R., & Robins, C. R. (1973). Exotic Aquatic Organisms in Florida with Emphasis on Fishes: A Review and Recommendations. *Transactions of the American Fisheries Society*, *102*(1), 1–12. https://doi.org/10.1577/1548-8659(1973)102<1:eaoifw>2.0.co;2

Cucherousset, J., & Olden, J. D. (2011). Ecological Impacts of Non-native Freshwater Fishes. *Fisheries Bethesda*, *36*(5), 215–230. http://www.fish.washington.edu/research/oldenlab/pdf/2011/Fisheries_2011c_Inv.pdf

Doherty, T. S., Glen, A. S., Nimmo, D. G., Ritchie, E. G., & Dickman, C. R. (2016). Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *113*(40), 11261–11265. https://doi.org/10.1073/pnas.1602480113

Dudgeon, D. (2011). Asian river fishes in the Anthropocene: Threats and conservation challenges in an era of rapid environmental change. *Journal of Fish Biology*, *79*(6), 1487–1524. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2011.03086.x

Dudgeon, David, Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*,

81(2), 163–182. https://doi.org/10.1017/S1464793105006950

Eddy, F. B., & Handy, D. (2012). Ecological and Environmental Physiology of Fishes. In *Oxford University Press* (1st ed., Vol. 1, Issue 1). Oxford University Press.

Eissa, A. E., & Zaki, M. M. (2011). The impact of global climatic changes on the aquatic environment. *Procedia Environmental Sciences*, *4*, 251–259. https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.03.030

Elith, J., H. Graham, C., P. Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., J. Hijmans, R., Huettmann, F., R. Leathwick, J., Lehmann, A., Li, J., G. Lohmann, L., A. Loiselle, B., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., McC. M. Overton, J., Townsend Peterson, A., … E. Zimmermann, N. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, *29*(2), 129–151. https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x

Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *40*, 677–697. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159

Ellis, B. K., Stanford, J. A., Goodman, D., Stafford, C. P., Gustafson, D. L., Beauchamp, D. A., Chess, D. W., Craft, J. A., Deleray, M. A., & Hansen, B. S. (2011). Long-term effects of a trophic cascade in a large lake ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *108*(3), 1070–1075. https://doi.org/10.1073/pnas.1013006108

Espínola, L. A., Minte-Vera, C. V., Junior, H. F. J., Santos, L. N., & Winemiller, K. O. (2014). Evaluation of factors associated with dynamics of Cichla ocellaris invasion of the Upper Paraná River floodplain system, Brazil. *Marine and Freshwater Research*. https://doi.org/10.1071/MF13105

Estes, J. A. (1995). Top-Level Carnivores and Ecosystem Effects: Questions and Approaches. *Linking Species & Ecosystems*, *1*, 151–158. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1773-3_15

Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., Carpenter, S. R., Essington, T. E., Holt, R. D., Jackson, J. B. C., Marquis, R. J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R. T., Pikitch, E. K., Ripple, W. J., Sandin, S. A., Scheffer, M., Schoener, T. W., … Wardle, D. A. (2011). Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science*, *333*(6040), 301–306. https://doi.org/10.1126/science.1205106

Ferreira, F. S., Vicentin, W., Costa, F. E. dos S., & Súarez, Y. R. (2014). Trophic ecology of

two piranha species, Pygocentrus nattereri and Serrasalmus marginatus (Characiformes, Characidae), in the floodplain of the Negro River, Pantanal. *Acta Limnologica Brasiliensia*, *26*(4), 381–391. https://doi.org/10.1590/s2179-975x2014000400006

Fielding, A. H., & Bell, J. F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence / absence models. *Environmental Conservation*, *24*(1), 38–49. https://doi.org/10.1017/S0376892997000088

Fournier, A., Barbet-Massin, M., Rome, Q., & Courchamp, F. (2017). Predicting species distribution combining multi-scale drivers. *Global Ecology and Conservation*, *12*, 215–226. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.11.002

Franco, A. C. S., dos Santos, L. N., Petry, A. C., & García-Berthou, E. (2018). Abundance of invasive peacock bass increases with water residence time of reservoirs in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, *817*(1), 155–166. https://doi.org/10.1007/s10750-017-3467-x

Fugi, R., Luz-Agostinho, K. D. G., & Agostinho, A. A. (2008). Trophic interaction between an introduced (peacock bass) and a native (dogfish) piscivorous fish in a Neotropical impounded river. *Hydrobiologia*, *607*(1), 143–150. https://doi.org/10.1007/s10750-008-9384-2

Fuller, P. L., Nico, L. G., & Williams, J. D. (1999). Nonindigenous Fishes Introduced into Inland Waters of the United States. *Nonindigenous Fishes Introduced into Inland Waters of the United States*, *May 2014*. https://doi.org/10.47886/9781888569148.ch7

Gent, P. R., Danabasoglu, G., Donner, L. J., Holland, M. M., Hunke, E. C., Jayne, S. R., Lawrence, D. M., Neale, R. B., Rasch, P. J., Vertenstein, M., Worley, P. H., Yang, Z.-L., & Zhang, M. (2011). The Community Climate System Model Version 4. *Journal of Climate*, *24*(19), 4973–4991. https://doi.org/10.1175/2011JCLI4083.1

Giannini, T. C., Acosta, A. L., Alves-Dos-Santos, I., Siqueira, M. F., Barreto, F. C. C., & Saraiva, A. M. (2012). Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. *Rodriguesia*, *63*(3), 733–749. https://doi.org/10.1590/S2175-78602012000300017

Gilbert, B., & Levine, J. M. (2013). Plant invasions and extinction debts. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *110*(5), 1744–1749. https://doi.org/10.1073/pnas.1212375110

Giorgetta, M. A., Jungclaus, J., Reick, C. H., Legutke, S., Bader, J., Böttinger, M., Brovkin, V., Crueger, T., Esch, M., Fieg, K., Glushak, K., Gayler, V., Haak, H., Hollweg, H.-D., Ilyina, T., Kinne, S., Kornblueh, L., Matei, D., Mauritsen, T., … Stevens, B. (2013).

Climate and carbon cycle changes from 1850 to 2100 in MPI-ESM simulations for the Coupled Model Intercomparison Project phase 5. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, *5*(3), 572–597. https://doi.org/10.1002/jame.20038

Gomiero, L. M., Braga, F. M. S., & Gomiero, L. M. (2004). FEEDING OF INTRODUCED SPECIES OF Cichla (PERCIFORMES, CICHLIDAE) IN VOLTA GRANDE RESERVOIR, RIVER GRANDE (MG/SP). *Braz. J. Biol*, *64*(4), 787–795.

Goodwin, N. B., Balshine-Earn, S., & Reynolds, J. D. (1998). Evolutionary transitions in parental care in cichlid fish. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *265*(1412), 2265–2272. https://doi.org/10.1098/rspb.1998.0569

Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, *8*(9), 993–1009. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x

Havel, J. E., Kovalenko, K. E., Thomaz, S. M., Amalfitano, S., & Kats, L. B. (2015). Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia*, *750*(1), 147–170. https://doi.org/10.1007/s10750-014-2166-0

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, *25*(15), 1965–1978. https://doi.org/10.1002/joc.1276

Holley, M. H., Maceina, M. J., Thomé-Souza, M., & Forsberg, B. R. (2008). Analysis of the trophy sport fishery for the speckled peacock bass in the Rio Negro River, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, *15*(2), 93–98. https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2007.00587.x

Hoorn, C., Wesselingh, F. P., ter Steege, H., Bermudez, M. A., Mora, A., Sevink, J., Sanmartin, I., Sanchez-Meseguer, A., Anderson, C. L., Figueiredo, J. P., Jaramillo, C., Riff, D., Negri, F. R., Hooghiemstra, H., Lundberg, J., Stadler, T., Sarkinen, T., & Antonelli, A. (2010). Amazonia Through Time: Andean Uplift, Climate Change, Landscape Evolution, and Biodiversity. *Science*, *330*(6006), 927–931. https://doi.org/10.1126/science.1194585

Hosmer, D. W., & Lemeshow, S. (2000). *Applied Logistic Regression* (2nd ed.). John Wiley & Sons, Inc.

Howells, R. G., & Garrett, G. P. (1992). Status of some exotic sport fishes in Texas waters. *The Texas Journal of Science*, *44*(3), 317-324.

Hulme, P. E. (2006). Beyond control: Wider implications for the management of biological

invasions. *Journal of Applied Ecology*, *43*(5), 835–847. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01227.x

Hunter, M. D., Varley, G. C., & Gradwell, G. R. (1997). Estimating the relative roles of top-down and bottom-up forces on insect herbivore populations: a classic study revisited. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *94*(17), 9176–9181. https://doi.org/10.1073/pnas.94.17.9176

Jenkins, M. (2003). Prospects for Biodiversity. *Science*, *302*(5648), 1175–1177. https://doi.org/10.1126/science.1088666

John Terborgh, & Estes, J. A. (2010). Trophic Cascades. In J. A. E. John Terborgh (Ed.), *Resonance*. Island Press. https://doi.org/10.1007/s12045-018-0730-z

Jones, C. D., Hughes, J. K., Bellouin, N., Hardiman, S. C., Jones, G. S., Knight, J., Liddicoat, S., O'Connor, F. M., Andres, R. J., Bell, C., Boo, K.-O., Bozzo, A., Butchart, N., Cadule, P., Corbin, K. D., Doutriaux-Boucher, M., Friedlingstein, P., Gornall, J., Gray, L., … Zerroukat, M. (2011). The HadGEM2-ES implementation of CMIP5 centennial simulations. *Geoscientific Model Development Discussions*, *4*(1), 689–763. https://doi.org/10.5194/gmdd-4-689-2011

Kagata, H., Nakamura, M., & Ohgushi, T. (2005). Bottom-up cascade in a tri-trophic system: Different impacts of host-plant regeneration on performance of a willow leaf beetle and its natural enemy. *Ecological Entomology*, *30*(1), 58–62. https://doi.org/10.1111/j.0307-6946.2005.00667.x

Katsanevakis, S., Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Lasram, F. B. R., Zenetos, A., & Cardoso, A. C. (2014). Invading the Mediterranean Sea: Biodiversity patterns shaped by human activities. *Frontiers in Marine Science*, *1*(SEP). https://doi.org/10.3389/fmars.2014.00032

Koel, T. M., Tronstad, L. M., Arnold, J. L., Gunther, K. A., Smith, D. W., Syslo, J. M., & White, P. J. (2019). Predatory fish invasion induces within and across ecosystem effects in Yellowstone National Park. *Science Advances*, *5*(3), eaav1139. https://doi.org/10.1126/sciadv.aav1139

Kukunda, C. B., Duque-Lazo, J., González-Ferreiro, E., Thaden, H., & Kleinn, C. (2018). Ensemble classification of individual Pinus crowns from multispectral satellite imagery and airborne LiDAR. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *65*, 12–23. https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.09.016

Latini, A. O., & Petrere, M. (2004a). Reduction of a native fish fauna by alien species: An

example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology*. https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.2003.00372.x

Latini, A. O., & Petrere, M. (2004b). Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology*, *11*(2), 71–79. https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.2003.00372.x

Leprieur, F., Brosse, S., García-Berthou, E., Oberdorff, T., Olden, J. D., & Townsend, C. R. (2009). Scientific uncertainty and the assessment of risks posed by non-native freshwater fishes. *Fish and Fisheries*, *10*(1), 88–97. https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00314.x

Lin, H. Y., Bush, A., Linke, S., Possingham, H. P., & Brown, C. J. (2017). Climate change decouples marine and freshwater habitats of a threatened migratory fish. *Diversity and Distributions*, *23*(7), 751–760. https://doi.org/10.1111/ddi.12570

Liu, X., & Li, Y. (2009). Aquaculture enclosures relate to the establishment of feral populations of introduced species. *PLoS ONE*, *4*(7). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0006199

Lucas, C. M., & Baras, E. (2001). Migration of Freshwater Fishes. In *Oxford e Malden* (1st ed., Vol. 1, Issue 1). Blackwell science. https://doi.org/10.1643/0045-8511(2002)002[0878:]2.0.co;2

Luoto, M., Pöyry, J., Heikkinen, R. K., & Saarinen, K. (2005). Uncertainty of bioclimate envelope models based on the geographical distribution of species. *Global Ecology and Biogeography*, *14*(6), 575–584. https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2005.00186.x

Manjarrés-Hernández, A., Guisande, C., García-Roselló, E., Heine, J., Pelayo-Villamil, P., Pérez-Costas, E., González-Vilas, L., González-Dacosta, J., R. Duque, S., Granado-Lorencio, C., & Lobo, J. M. (2021). Predicting the effects of climate change on future freshwater fish diversity at global scale. *Nature Conservation*, *43*, 1–24. https://doi.org/10.3897/natureconservation.43.58997

Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R. K., & Thuiller, W. (2009). Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, *15*(1), 59–69. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00491.x

Masters, G., & Norgrove, L. (2010). Climate Change and Invasive Alien Species. *CABI Working Paper*, *1*(November), 30. http://prod.sgk.cabiorg.cab.semcs.net/Uploads/File/CABi worldwide/Invasive alien species working paper.pdf

Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M., & Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, *84*(2), 217–240. https://doi.org/10.4067/S0716-078X2011000200008

Menezes, R. F., Attayde, J. L., Lacerot, G., Kosten, S., Coimbra e Souza, L., Costa, L. S., Van Nes, E. H., & Jeppesen, E. (2012). Lower biodiversity of native fish but only marginally altered plankton biomass in tropical lakes hosting introduced piscivorous Cichla cf. ocellaris. *Biological Invasions*, *14*(7), 1353–1363. https://doi.org/10.1007/s10530-011-0159-8

Milly, P. C. D., Dunne, K. A., & Vecchia, A. V. (2005). Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature*, *438*(7066), 347–350. https://doi.org/10.1038/nature04312

Miloslavich, P., Klein, E., Díaz, J. M., Hernández, C. E., Bigatti, G., Campos, L., Artigas, F., Castillo, J., Penchaszadeh, P. E., Neill, P. E., Carranza, A., Retana, M. V., Díaz de Astarloa, J. M., Lewis, M., Yorio, P., Piriz, M. L., Rodríguez, D., Yoneshigue-Valentin, Y., Gamboa, L., & Martín, A. (2011). Marine Biodiversity in the Atlantic and Pacific Coasts of South America: Knowledge and Gaps. *PLoS ONE*, *6*(1), e14631. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0014631

Mohammadi, S., Ebrahimi, E., Shahriari Moghadam, M., & Bosso, L. (2019). Modelling current and future potential distributions of two desert jerboas under climate change in Iran. *Ecological Informatics*, *52*(April), 7–13. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.04.003

Morrongiello, J. R., Crook, D. A., King, A. J., Ramsey, D. S. L., & Brown, P. (2011). Impacts of drought and predicted effects of climate change on fish growth in temperate Australian lakes. *Global Change Biology*, *17*(2), 745–755. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02259.x

Naimi, B., & Araújo, M. B. (2016). Sdm: A reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography*, *39*(4), 368–375. https://doi.org/10.1111/ecog.01881

Naimi, B., Hamm, N. A. S., Groen, T. A., Skidmore, A. K., & Toxopeus, A. G. (2014). Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography*, *37*(2), 191–203. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x

Neal, J. W., Noble, R. L., & Lilyestrom, C. G. (2006). Evaluation of the Ecological Compatibility of Butterfly Peacock Cichlids and Largemouth Bass in Puerto Rico

Reservoirs. *Transactions of the American Fisheries Society*, *135*(2), 288–296. https://doi.org/10.1577/T04-191.1

Nico, L. G., & Fuller, P. L. (1999). Spatial and Temporal Patterns of Nonindigenous Fish Introductions in the United States. *Fisheries*, *24*(1), 16–27. https://doi.org/10.1577/1548-8446(1999)024<0016:satpon>2.0.co;2

Nico, L., & Neilson, M. (2015). Pygocentrus nattereri Kner, 1858. Ecological Risk Screening Native Range and Status in the United States. *U.S. Geological Survey*, *May 2015*, 1–14. https://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?SpeciesID=429. (December 2017).

Nobre, R. L. G., Caliman, A., Guariento, R. D., Bozelli, R. L., & Carneiro, L. S. (2019). Effects of the introduction of an omnivorous fish on the biodiversity and functioning of an upland Amazonian lake. *Acta Amazonica*, *49*(3), 221–231. https://doi.org/10.1590/1809-4392201804131

Olden, J. D., Leroy Poff, N., & Bestgen, K. R. (2006). Life-history strategies predict fish invasions and extirpations in the Colorado River Basin. *Ecological Monographs*, *76*(1), 25–40. https://doi.org/10.1890/05-0330

Olden, J. D., Poff, N. L. R., Douglas, M. R., Douglas, M. E., & Fausch, K. D. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution*, *19*(1), 18–24. https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010

Orsi, M. L., & Agostinho, Â. A. (1999). Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, *16*(2), 557–560. https://doi.org/10.1590/S0101-81751999000200020

Pace, M. L., Cole, J. J., Carpenter, S. R., & Kitchell, J. F. (1999). Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, *14*(12), 483–488. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01723-1

Paine, R. T. (1980). Food Webs. Linkage and Interaction Strength. In *Journal of Animal Ecology* (Vol. 49, pp. 667–685).

Parmesan, C. (2006). Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *37*(1), 637–669. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100

Parreira, M. R., Nabout, J. C., Tessarolo, G., de Souza Lima-Ribeiro, M., & Teresa, F. B. (2019). Disentangling uncertainties from niche modeling in freshwater ecosystems. *Ecological Modelling*, *391*, 1–8. https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2018.10.024

Pearson, R. G., & Dawson, T. P. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, *12*(5), 361–371. https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x

Pelicice, F. M., & Agostinho, A. A. (2009). Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (Cichla kelberi) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*, *11*(8), 1789–1801. https://doi.org/10.1007/s10530-008-9358-3

Pelicice, F. M., Latini, J. D., & Agostinho, A. A. (2014). 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. https://doi.org/10.1007/s10750-014-1911-8

Pelicice, F. M., Vitule, J. R. S., Lima Junior, D. P., Orsi, M. L., & Agostinho, A. A. (2014a). A Serious New Threat to Brazilian Freshwater Ecosystems: The Naturalization of Nonnative Fish by Decree. *Conservation Letters*, *7*(1), 55–60. https://doi.org/10.1111/conl.12029

Pelicice, F. M., Vitule, J. R. S., Lima Junior, D. P., Orsi, M. L., & Agostinho, A. A. (2014b). A Serious New Threat to Brazilian Freshwater Ecosystems: The Naturalization of Nonnative Fish by Decree. *Conservation Letters*, *7*(1), 55–60. https://doi.org/10.1111/conl.12029

Pérez, J. E., Nirchio, M., & Gomez, J. uan antonio. (2000). Aquaculture : part of the problem , not a solution Funding would prevent. *Nature*, *408*(November 30), 514.

Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, *190*(3–4), 231–259. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026

Pimentel, D., Zuniga, R., & Morrison, D. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, *52*(3), 273–288. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.10.002

Pinto-Coelho, R., Bezerra-Neto, J., Miranda, F., Mota, T., Resck, R., Santos, A., Maia-Barbosa, P., Mello, N., Marques, M., Campos, M., & Barbosa, F. (2008). The inverted trophic cascade in tropical plankton communities: impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, *68*(4 suppl), 1025–1037. https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500010

Quantum GIS Development Team 2018. (n.d.). *Quantum GIS Geographic Information System. Version 2.1.2*. Retrieved February 21, 2021, from https://www.qgis.org/en/site/

Queiroz, H. L., Sobanski, M. B., & Magurran, A. E. (2010). Reproductive strategies of Red-bellied Piranha (Pygocentrus nattereri Kner, 1858) in the white waters of the Mamirauá flooded forest, central Brazilian Amazon. *Environmental Biology of Fishes*, *89*(1), 11–19. https://doi.org/10.1007/s10641-010-9658-1

R Core Team. (2018). *R Core Team: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.* https://www.r-project.org

Rahel, F. J., & Olden, J. D. (2008). Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology*, *22*(3), 521–533. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00950.x

Reis, R. E. (2013). Conserving the freshwater fishes of South America. *International Zoo Yearbook*, *47*(1), 65–70. https://doi.org/10.1111/izy.12000

Reis, R. E., Albert, J. S., Di Dario, F., Mincarone, M. M., Petry, P., & Rocha, L. A. (2016). Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology*, *89*(1), 12–47. https://doi.org/10.1111/jfb.13016

Reis, Roberto E., Kullander, S. O., Ferraris, C. J., & Pontifícia Universidade Ca ica do Rio Grande do Sul. Museu de C ias e Tecnologia. (2003). *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. EDIPUCRS. http://www.pecescriollos.de/en/reis-kullander-ferraris-cloffsca

Roininen, H., Price, P. W., & Tahvanainen, J. (1996). Bottom-Up and Top-Down Influences in the Trophic System of a Willow, a Galling Sawfly, Parasitoids and Inquilines. *Oikos*, *77*(1), 44. https://doi.org/10.2307/3545583

Saint-paul, U. (2017). Native fish species boosting Brazilian ' s aquaculture development Espécies nativas de peixes impulsionam o desenvolvimento da aquicultura brasileira. *Acta Fish. Aquat. Res.*, *5*(1), 1–9. https://doi.org/10.2312/ActaFish.2017.5.1.1-9

Santos, L. N., Agostinho, A. A., Santos, A. F. G. N., & García-Berthou, E. (2019). Reconciliation ecology in Neotropical reservoirs: can fishing help to mitigate the impacts of invasive fishes on native populations? *Hydrobiologia*, *826*(1), 183–193. https://doi.org/10.1007/s10750-018-3728-3

Schölkopf, B., Smola, A. J., Williamson, R. C., & Bartlett, P. L. (2000). New Support Vector Algorithms. *Neural Computation*, *12*(5), 1207–1245. https://doi.org/10.1162/089976600300015565

Shabani, F., Kumar, L., & Ahmadi, M. (2016). A comparison of absolute performance of different correlative and mechanistic species distribution models in an independent area.

Ecology and Evolution, *6*(16), 5973–5986. https://doi.org/10.1002/ece3.2332

Shafland, P. L. (1999). The Introduced Butterfly Peacock (Cichla ocellaris) in Florida. II. Food and Reproductive Biology. *Reviews in Fisheries Science*, *7*(2), 95–113. https://doi.org/10.1080/10641269991319207

Shafland, P. L., & Stanford, M. S. (1999). The Introduced Butterfly Peacock (Cichla ocellaris) in Florida. IV. Socioeconomic Analyses. *Reviews in Fisheries Science*, *7*(2), 127–135. https://doi.org/10.1080/10641269991319225

Shafland, P. L. (2008). Butterfly peacock bass: A new Florida tradition. *Florida Wildlife*, *61*(3), 27–29.

Sharpe, D. M. T., De León, L. F., González, R., & Torchin, M. E. (2017). Tropical fish community does not recover 45 years after predator introduction. *Ecology*. https://doi.org/10.1002/ecy.1648

Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., & Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*, *28*(1), 58–66. https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013

Simon, K. S., & Townsend, C. R. (2003). Impacts of freshwater invaders at different levels of ecological organisation, with emphasis on salmonids and ecosystem consequences. *Freshwater Biology*, *48*(6), 982–994. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01069.x

Siqueira, T., Lacerda, C. G. L. T., & Saito, V. S. (2015). How Does Landscape Modification Induce Biological Homogenization in Tropical Stream Metacommunities? *Biotropica*, *47*(4), 509–516. https://doi.org/10.1111/btp.12224

Smith, G. R., Badgley, C., Eiting, T. P., & Larson, P. S. (2010). Species diversity gradients in relation to geological history in North American freshwater fishes. *Evolutionary Ecology Research*, *12*(6), 693–726.

Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, *10*(12), 1115–1123. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x

Soberon, J., & Peterson, A. T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. *Biodiversity Informatics*, *2*(0), 1–10. https://doi.org/10.17161/bi.v2i0.4

Stein, B. A., & Flack, S. R. (1996). America's Least Wanted: Alien Species Invasions of U.S. Ecosystems. *The Nature Conservancy*, *January 1996*, 1–31.

Stephanie, M., Ceri, W. H., & S.J., O. (2001). Evaluating presence – absence models in ecology : the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, *38*, 921–931.

Stohlgren, T. J., Ma, P., Kumar, S., Rocca, M., Morisette, J. T., Jarnevich, C. S., & Benson, N. (2010). Ensemble habitat mapping of invasive plant species. *Risk Analysis*, *30*(2), 224–235. https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2009.01343.x

Strayer, D. L. (2010). Alien species in fresh waters: Ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology*, *55*(SUPPL. 1), 152–174. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02380.x

Sultana, M., & Hashim, Z. (2016). Invasive Alien Fish Species in Freshwater of the Continents. *Journal of Environmental Science and Natural Resources*, *8*(2), 63–74. https://doi.org/10.3329/jesnr.v8i2.26868

Tagliaferro, M., Arismendi, I., Lancelotti, J., & Pascual, M. (2014). A natural experiment of dietary overlap between introduced Rainbow Trout (Oncorhynchus mykiss) and native Puyen (Galaxias maculatus) in the Santa Cruz River, Patagonia. *Environmental Biology of Fishes*, *98*(5), 1311–1325. https://doi.org/10.1007/s10641-014-0360-6

Thapa, A., Wu, R., Hu, Y., Nie, Y., Singh, P. B., Khatiwada, J. R., Yan, L., Gu, X., & Wei, F. (2018). Predicting the potential distribution of the endangered red panda across its entire range using MaxEnt modeling. *Ecology and Evolution*, *8*(21), 10542–10554. https://doi.org/10.1002/ece3.4526

Thuiller, W. (2007). Biodiversity: Climate change and the ecologist. *Nature*, *448*(7153), 550–552. https://doi.org/10.1038/448550a

Thuiller, W., Richardson, D. M., Pyssek, P., Midgley, G. F., Hughes, G. O., & Rouget, M. (2005). Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology*, *11*(12), 2234–2250. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001018.x

Tricarico, E., Junqueira, A. O. R., & Dudgeon, D. (2016). Alien species in aquatic environments: a selective comparison of coastal and inland waters in tropical and temperate latitudes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *26*(5), 872–891. https://doi.org/10.1002/aqc.2711

Vaz, U. L., Cunha, H. F., & Nabout, J. C. (2015). Trends and biases in global scientific literature about ecological niche models. *Brazilian Journal of Biology*, *75*(4 suppl 1), 17–24. https://doi.org/10.1590/1519-6984.22713

Vieira, A. B. C., Salvador-Jr., L. F., Melo, R. M. C., Santos, G. B., & Bazzoli, N. (2009).

Reproductive biology of the peacock bass Cichla piquiti (Perciformes: Cichlidae), an exotic species in a Neotropical reservoir. *Neotropical Ichthyology*, *7*(4), 745–750. https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000400024

Walther, G. R., Roques, A., Hulme, P. E., Sykes, M. T., Pyšek, P., Kühn, I., Zobel, M., Bacher, S., Botta-Dukát, Z., Bugmann, H., Czúcz, B., Dauber, J., Hickler, T., Jarošík, V., Kenis, M., Klotz, S., Minchin, D., Moora, M., Nentwig, W., … Settele, J. (2009). Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*, *24*(12), 686–693. https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.008

Winemiller, K. O. (1989). Ontogenetic diet shifts and resource partitioning among piscivorous fishes in the Venezuelan ilanos. *Environmental Biology of Fishes*, *26*(3), 177–199. https://doi.org/10.1007/BF00004815

Winnie, J., & Creel, S. (2017). The many effects of carnivores on their prey and their implications for trophic cascades, and ecosystem structure and function. *Food Webs*, *12*, 88–94. https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2016.09.002

Yousefi, M., Jouladeh-Roudbar, A., & Kafash, A. (2020). Using endemic freshwater fishes as proxies of their ecosystems to identify high priority rivers for conservation under climate change. *Ecological Indicators*, *112*(January). https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106137

Zaret, T. M., & Paine, R. T. (1973a). Species Introduction in a Tropical Lake: A newly introduced piscivore can produce population changes in a wide range of trophic levels. *Science*, *182*(4111), 449–455. https://doi.org/10.1126/science.182.4111.449

Zaret, T. M., & Paine, R. T. (1973b). Species Introduction in a Tropical Lake: A newly introduced piscivore can produce population changes in a wide range of trophic levels. *Science*, *182*(4111), 449–455. https://doi.org/10.1126/science.182.4111.449

Zhang, J., Jiang, F., Li, G., Qin, W., Li, S., Gao, H., Cai, Z., Lin, G., & Zhang, T. (2019). Maxent modeling for predicting the spatial distribution of three raptors in the Sanjiangyuan National Park, China. *Ecology and Evolution*, *9*(11), 6643–6654. https://doi.org/10.1002/ece3.5243

CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS

Entender a distribuição das espécies é um processo importante na modelagem preditiva, que de modo geral é determinado em larga escala pelas respostas dos organismos às alterações ambientais. Portanto, conhecer e identificar os fatores que afetam a distribuição das espécies tornam-se importantes para a conservação das espécies e da biodiversidade ecossistêmica.

A partir disso, no primeiro capítulo em nosso estudo cienciométrico com MNEs de peixes de água doce obtivemos os seguintes resultados, embora, os estudos sobre MNEs aumentassem ao longo dos anos, ainda há lacunas que precisam ser compreendidas, como por exemplo, o número relativamente pequeno de estudos realizados em emergentes, uma vez que muitos destes países abrigam uma vasta biodiversidade (NUÑEZ & PAUCHARD, 2010). Além disso, observamos uma baixa cooperação entre países, o que poderia potencializar a divulgação sobre o tema é tecer parcerias entre instituições nacionais e internacionais entre diversas nações, assim, proporcionaria uma maior visibilidade sobre o tema. Dessa forma, para potencializar a produção científica destes países em desenvolvimento uma maneira seria: Organizar e compilar dados derivados da literatura especializada em bases de biodiversidades a nível nacional, além, da coleta de dados em campo para criar inventários e banco de dados online com registros das espécies, grupos taxonômicos e distribuição das espécies a nível nacional, buscando diminuir o viés do conhecimento científico. Torna-se uma ferramenta eficaz para mitigar esses problemas para a América Latina (NABOUT et al., 2010). Esses avanços são importantes para o planejamento mais efetivo de medidas de conservação da biodiversidade, bem como podem possibilitar um maior desenvolvimento nas pesquisas voltadas para a ecologia. Assim, tais mudanças tornam-se importantes e necessários para mitigar esses problemas para a América Latina (NABOUT et al., 2010).

Desse modo, a colaboração entre países e instituições internacionais ainda é pequena. Observamos que a tendência na rede colaborativa está voltada para países e instituições internacionais que mais publicaram sobre o tema, mas se os países em desenvolvimento como o Brasil investirem em pesquisa nos seus institutos, bem como na produção de dados digitais para peixes e tecer parcerias entre os autores e as organizações nacionais e até as internacionais podem ajudar na divulgação e produção científica sobre o uso do MNEs de peixe de água doce, principalmente na América Latina. Por fim, ainda que pouco representativo, os estudos com peixes de água doce quando comparados com estudos de

ambientes terrestres (BARBOSA et al., 2012) são uma ferramenta bastante promissora e tornam-se um importante mecanismo para fundamentar pesquisa e aplicações voltadas para o campo da conservação e biodiversidade de peixes.

No segundo capítulo, conduzimos um estudo com MNEs (ENM) para prever a distribuição potencial com duas espécies invasoras diante de cenários de mudanças na América Sul, frente as mudanças climáticas. De forma geral, os modelos bioclimáticos criados foram robustos para indicar que as mudanças climáticas podem alterar a distribuição potencial, bem como indicar potenciais novas áreas de adequabilidade para as duas espécies invasoras.

As simulações projetas para *C. ocellaris* mostram que os modelos para os dois cenários (menos pessimista e mais pessimista) mostraram um aumento das áreas de adequabilidade principalmente na América do Sul, especialmente nas regiões do nordeste do Brasil e uma parte ao sul da América do Sul. Enquanto, *P. nattereri* as áreas potenciais com adequabilidade ambiental estão relacionadas a áreas: extremo sul dos Estados Unidos, centro-oeste e nordeste do Brasil e Sul da América do Sul, especialmente o Sul do Brasil e Paraguai apresentaram áreas de adequabilidade e possível regiões com adequabilidade ambiental para a espécie no futuro. Além disso, a uma redução das áreas nativas no futuro em comparação com áreas nativas atuais. Nossos resultados mostram a alteração e potenciais novas áreas de possíveis estabelecimento para as duas espécies frente as mudanças climáticas no futuro corroborando com nossa hipótese de que regiões mais ao Sul da América do Sul apresentam áreas com alta adequabilidade ambientam e seriam mais suscetíveis as novas potencias áreas para o estabelecimento, diante de possíveis mudança para ambas as especies , no entanto *Pygocentrus nattereri* apresenta uma maior área de adequabilidade para o extremo Sul da América do Sul.

Assim, o presente trabalho evidencia, a importância de buscar medidas e ações voltadas para o gerenciamento de possíveis introduções de espécies invasoras em novos ambientes adequados para seu estabelecimento, principalmente na América do Sul, objetivando a preservação e a manutenção da biodiversidade das espécies nativas. Como por exemplo:

(I) Criação de bancos de dados nacionais e internacionais com informações sobre a forma de erradicação e seus impactos, deve ser disseminada entre os pesquisadores, comunidade e gestores de forma a gerar um maior conhecimento sobre seus efeitos negativos sobre os ecossistemas naturais;

(II) Monitoramento e fiscalização constante das espécies introduzidas são medidas preventivas de detecção de possíveis novas introduções ou escapes de culturas de pisciculturas;

(III) A divulgação científica para as comunidades pesqueira e ribeirinhas, informando os efeitos da introdução das espécies invasoras sobre as espécies nativas que abastecem uma determinada região também se torna um processo importante para no gerenciamento das espécies invasoras. Logo, o conhecimento cientifico, deve-se comunicar com a comunidade e formuladores de políticas e gestores para assim, formularem melhores estratégias de conservação para as espécies nativas.

Neste sentido, torna-se importante fundamentar estudos que possam melhorar o entendimento sobre a distribuição espacial das espécies com áreas climaticamente adequadas, especialmente espécie invasoras como forma de prever os impactos negativos que as mesmas causam no ecossistema. Assim, MNEs são uma ferramenta promissora para fundamentas estudos na área da ecologia visando a conservação e preservação da biodiversidade.

REFERENCIAS

BARBOSA, F., SCHNECK, F.; MELO, A. Use of ecological niche models to predict the distribution of invasive species: a scientometric analysis. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n.4, p. 821–829, 2012

NABOUT, J. C.; BINI, L. M.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Global literature of fiddler crabs, genus Uca (Decapoda, Ocypodidae): trends and future directions. **Iheringia. Série Zoologia**, v. *100*, n. 4, p. 463–468, 2010.

NUÑEZ, M. A.; PAUCHARD, A. Biological invasions in developing and developed countries: Does one model fit all? **Biological Invasions**, v. *12*, n. 4, p. 707–714, 2010.

ANEXOS

Capitulo I- Material Suplemnetar dos MNEs para peixes de água doce

Apêndices S1 (Tabela 1 com resultados da análise temporal dos anos com o GLM)

Tabela 1: Características das análises temporal para os anos de publicação sobre MNEs para peixes

ESTUDOS ~ ANOS	ESTIMATE	STD.ERROR	Z VALUE	PR (>|Z|
ANO				
INTERCEPTO	-359.07883	61.81700	-5.809	<0,001(6.30) $^{-09}$
ANO	0.17385	0.02986	5.822	<0,001(5.82) $^{-09}$
AIC: 58.89				

Apêndices S2 (Lista completa de artigos estudados)

Tabela 2: Descrição dos artigos utilizados para as análises para peixes de água doce

ID	***Artigos***
1	Application of species distribution models and conservation planning software to the design of a reserve network for the riverine fishes of northeastern Mesoamerica
2	Assessing Historical Fish Community Composition Using Surveys, Historical Collection Data, and Species Distribution Models
3	Backcasting the decline of a vulnerable Great Plains reproductive ecotype: identifying threats and conservation priorities
4	Broad Niche Overlap between Invasive Nile Tilapia Oreochromis niloticus and Indigenous Congenerics in Southern Africa: Should We be Concerned?
5	Brook trout distributional response to unconventional oil and gas development: Landscape context matters
6	Can Species Distribution Models Aid Bioassessment when Reference Sites are Lacking? Tests Based on Freshwater Fishes
7	Catchment-scale modeling of riverine species diversity using hydrological simulation: application to tests of species-genetic diversity correlation
8	Classification of aquatic bioregions through the use of distributional modelling of freshwater fish
9	Climate change change risks, extinction debt, and conservation implications for a threatened freshwater fish: Carmine shiner (Notropis percobromus)

10	Climate change decouples marine and freshwater habitats of a threatened migratory fish
11	Comparative distribution and invasion risk of snakehead (Channidae) and Asian carp (Cyprinidae) species in North America
12	Diadromous fish conservation plans need to consider global warming issues: An approach using biogeographical models
13	Disentangling the effects of a century of eutrophication and climate warming on freshwater lake fish assemblages
14	Drivers of freshwater fish colonisations and extirpations under climate change
15	Ecological niche modeling as a predictive tool: silver and bighead carps in North America
16	Ecological niche modeling of the invasive potential of Nile tilapia Oreochromis niloticus in African river systems: concerns and implications for the conservation of indigenous congenerics
17	Effect of biotic dependencies in species distribution models: The future distribution of Thymallus thymallus under consideration of Allogamus auricollis
18	Ensemble forecasting of potential habitat for three invasive fishes
19	Estimating the distribution of the imperiled pugnose shiner (Notropis anogenus) in the St. Lawrence River using a habitat model
20	Europe's freshwater biodiversity under climate change: distribution shifts and conservation needs
21	Forecasted range shifts of arid-land fishes in response to climate change
22	Forecasting fish distribution along stream networks: brown trout (Salmo trutta) in Europe

23	Future Distribution of Arctic Char Salvelinus alpinus in Sweden under Climate Change: Effects of Temperature, Lake Size and Species Interactions
24	Geographic distribution of the short-tailed river stingray (Potamotrygon brachyura): assessing habitat loss and fishing as threats to the world's largest obligate freshwater elasmobranch
25	Hindcasting modelling for restoration and conservation planning: application to stream fish assemblages
26	Historical change in fish species distribution: shifting reference conditions and global warming effects
27	Identification of Priority Areas for the Conservation of Stream Fish Assemblages: Implications for River Management in France
28	Importance of antecedent environmental conditions in modeling species distributions
29	Improved river continuity facilitates fishes' abilities to track future environmental changes
30	Incorporating climate change in conservation planning for freshwater fishes
31	Incorporating fragmentation and non-native species into distribution models to inform fluvial fish conservation
32	Integration of habitat models to predict fish distributions in several watersheds of Northern Spain
33	Invasive potential of common carp (Cyprinus carpio) and Nile tilapia (Oreochromis niloticus) in American freshwater systems
34	Mapping the potential distribution of the invasive red shiner, Cyprinella lutrensis (Teleostei: Cyprinidae) across waterways of the conterminous United States
35	Modeling freshwater fish distributions using multiscale landscape data: A case study of six narrow range endemics

36	Natural abiotic factors more than anthropogenic perturbation shape the invasion of Eastern Mosquitofish (Gambusia holbrooki)
37	Novel Concordance Between Geographic, Environmental, and Genetic Structure in the Ecological Generalist Prickly Sculpin (Cottus asper) in California
38	Novel Methods in Disease Biogeography: A Case Study with Heterosporosis
39	Paleoclimatic modeling and phylogeography of least killifish, Heterandria formosa: insights into Pleistocene expansion-contraction dynamics and evolutionary history of North American Coastal Plain freshwater biota
40	Phylogeographic studies of schizothoracine fishes on the central Qinghai-Tibet Plateau reveal the highest known glacial microrefugia
41	Potential distribution of native freshwater fish in Tabasco, Mexico
42	Potential distribution of the viral haemorrhagic septicaemia virus in the Great Lakes region
43	Potential range of the invasive fish rotan (Perccottus glenii) in the Holarctic
44	Predicted Changes in Climatic Niche of Alburnus Species (Teleostei: Cyprinidae) in Iran Until 2050
45	Predicting habitat suitability for eleven imperiled fluvial freshwater mussels
46	Predicting invasions of north American basses in Japan using native range data and a genetic algorithm
47	Predicting potential impacts of climate change on freshwater fish in Korea
48	Predicting presence and absence of trout (Salmo trutta) in Iran

49	Predicting shifts in the climate space of freshwater fishes in Great Britain due to climate change
50	Predicting the range of a regionally threatened, benthic fish using species distribution models and field surveys
51	Predicting the spatial distribution of the invasive piscivorous chub (Opsariichthys uncirostris uncirostris) in the irrigation ditches of Kyushu, Japan: a tool for the risk management of biological invasions
52	Predictions of establishment risk highlight biosurveillance priorities for invasive fish in New Zealand lakes
53	Projected compositional shifts and loss of ecosystem services in freshwater fish communities under climate change scenarios
54	Projected impacts of climate change on spatio-temporal patterns of freshwater fish beta diversity: a deconstructing approach
55	Reserve network planning for fishes in the middle and lower Yangtze River basin by systematic conservation approaches
56	Risk of invasion predicted with support vector machines: A case study on northern pike (Esox Lucius, L.) and bleak (Alburnus alburnus, L.)
57	Rivers as islands: determinants of the distribution of Andean astroblepid catfishes
58	Sensitivity of river fishes to climate change: The role of hydrological stressors on habitat range shifts
59	Shifts in the climate space of temperate cyprinid fishes due to climate change are coupled with altered body sizes and growth rates
60	Sink or swim? Potential for high faunal turnover in Australian rivers under climate change

61	Site selection for habitat conservation/restoration of threatened freshwater fishes in artificial channels of northern Kyushu Island, Japan
62	Spatial data for modelling and management of freshwater ecosystems
63	Spatiotemporal dynamics of the spread of African tilapias (Pisces: Oreochromis spp.) into rivers of northeastern Mesoamerica
64	Species Distribution Models of Freshwater Stream Fishes in Maryland and Their Implications for Management
65	Stream habitat modelling for conserving a threatened headwater fish in the upper cumberland river, kentucky
66	Strengthening the link between climate, hydrological and species distribution modeling to assess the impacts of climate change on freshwater biodiversity
67	Temperature and hydrologic alteration predict the spread of invasive Largemouth Bass (Micropterus salmoides)
68	The distribution of an invasive fish species is highly affected by the presence of native fish species: evidence based on species distribution modelling
69	The future distribution of river fish: The complex interplay of climate and land use changes, species dispersal and movement barriers
70	The importance of land use/land cover data in fish and mussel conservation planning
71	The invasive potential of tilapias (Osteichthyes, Cichlidae) in the Americas
72	Toward a loss of functional diversity in stream fish assemblages under climate change

73	Two sides of a coin: Effects of climate change on the native and non-native distribution of Colossoma macropomum in South America
74	Use of ecological niche modelling to predict distributions of freshwater fish species in Kansas
75	Using climate and a minimum set of local characteristics to predict the future distributions of freshwater fish in Ontario, Canada, at the lake-scale
76	Using ecological-niche Modeling as a conservation tool for freshwater species: Live-bearing fishes in central Mexico
77	Using occupancy and species distribution models to assess the conservation status and habitat use of the goldline darter (Percina aurolineata) in Georgia, USA
78	Using species distribution models to infer potential climate change-induced range shifts of freshwater fish in south-eastern Australia
79	Where Are All the Fish: Potential of Biogeographical Maps to Project Current and Future Distribution Patterns of Freshwater Species

Apêndice S3 (Lista de variáveis brutas incluídas nas análises, número de usos para cada variável)

Tabela 2: Grupos de variáveis preditoras descrição e / ou variáveis brutas mais comumente incluídas nos estudos revisados. Variáveis brutas= todas as variáveis preditoras trabalhadas nos estudos sobre o tema, Grupo de variáveis= as variáveis preditoras foram agrupadas em 10 grupos para classificar as variáveis que mais abordaram sobre o tema e NE= Número de estudos em que as variáveis preditoras foram abordadas

Variáveis Bruta	Grupo de variável	NE
Anthropogenic disturbance	Anthropogenic	1
Antropogenic	Anthropogenic	2
Antropogenic pressures	Anthropogenic	1
Human Influence	Anthropogenic	1
Human population	Anthropogenic	1
Local disturbance	Anthropogenic	1
Mine density	Anthropogenic	1
Population density	Anthropogenic	1
Riparian habitat status	Anthropogenic	1
Roads	Anthropogenic	1
Urban area	Anthropogenic	1
Bathymetry	Bathymetry	1
Depth	Bathymetry	1
Morphological	Biological	1
Climate	Climate	65
Temperatura	Climate	1
Geographic distance	Geological	1
Geography	Geological	1
Geology	Geological	7
Geology type	Geological	1
Geomorphology	Geological	2
Muddy river bed	Geological	1
Sand in soil	Geological	1
Sediment	Geological	1
Soil	Geological	7
Soil characteristics	Geological	1
Physical habitat	Habitat patch	1
Reach	Habitat patch	1
Annual flow	Hydrology	1
Dams	Hydrology	1
Discharge	Hydrology	1

Distance upstream	Hydrology	1
Distance to outlet	Hydrology	1
Flow	Hydrology	2
Flow accumulation	Hydrology	5
Flow velocity	Hydrology	1
Geohydrology	Hydrology	1
Hydraulic	Hydrology	1
Hydrographic	Hydrology	2
Hydrographical	Hydrology	1
Hydrologic	Hydrology	3
Hydrology	Hydrology	1
Hydrological	Hydrology	7
Hydrography	Hydrology	1
Hydromorphologic	Hydrology	1
Physiographic	Hydrology	2
River discharge	Hydrology	1
River flow	Hydrology	1
Soil moisture	Hydrology	1
Stream gradient	Hydrology	1
Stream order	Hydrology	4
Streamflow	Hydrology	1
Stream-road	Hydrology	1
Upstream drainage area	Hydrology	1
Water velocity	Hydrology	1
Watershed area	Hydrology	1
Aspect	Topographic	3
Bankfull width	Topographic	1
drift	Topographic	1
Elevation	Topographic	19
Land slope	Topographic	1
Slope	Topographic	14
Stream slope	Topographic	2
Surface area	Topographic	1
Topographic	Topographic	6
Topographic index	Topographic	4
Topographical	Topographic	2
Topography	Topographic	6
Topological	Topographic	2
wetted width	Topographic	1
Agriculture land use	Use of the soil	1
Land Cover	Use of the soil	11
Land use	Use of the soil	8
Urban land use	Use of the soil	1
canpy cover	Use of the soil	1

Aquatic vegetation	Vegetation	1
Biogeographic (ecoregion)	Vegetation	1
Environmental	Vegetation	1
Landscape	Vegetation	2
Natural landscape	Vegetation	1
NDVI	Vegetation	1
Tree Cover	Vegetation	1
Vegetation	Vegetation	2
Vegetation cover	Vegetation	2
Chemical	Water property	1
Conductivity	Water property	1
Limnological	Water property	1
Nutrient	Water property	1
Oxigen	Water property	1
Physical	Water property	1
Properties physical	Water property	1
Turbidity	Water property	1

Apêndice S4 (tabela 4 detalhes da rede colaborativa entre os países)

Tabela 4: Países mais produtivos em redes colaborativas nos modelos de distribuição de espécies

Países	**Cluster**	**Documentos**	**Links**	**Total link**
Estados Unidos	3	31	7	12
França	4	10	7	9
Canadá	2	7	4	5
Austrália	2	6	1	1
Alemanha	1	6	8	11
Espanha	1	6	7	10
Áustria	2	5	7	9
Inglaterra	1	5	4	4
Japão	3	5	3	3
México	3	5	2	4
Brasil	3	4	3	4
República da China	4	4	2	2

Bélgica	1	2	3	4
República Checa	2	2	2	2
Irã	1	2	2	2

Apêndice S5 (Tabela 5 com os detalhes da produtividade das colaborações cientificas entre as instituições)

Tabela 5: Produtividade das redes colaborativas das instituições a nível global sobre os Modelos de distribuição de espécie.

Institutions	**Cluster**	**Documentos**	**Links**	**Total link**
Academia Chinesa de Ciências	1	3	2	2
Centre national de la recherche scientifique	3	5	2	6
Universidade Tcheca de Ciências da Vida Praga	4	2	2	3
Instituto Leibniz de Ecologia de Água Doce e Pesca Interior	4	5	3	4
Museu Nacional de História Natural	3	2	3	3
Universidade Estadual de Oklahoma	1	2	1	1
Universidade do Estadual do Oregon	2	2	2	3
Universidade de Girona	2	3	4	5
Universidade de Minnesota	1	2	2	2
Universidade de Toulouse	3	5	2	6
Universidade de Toulouse III	2	2	3	3
Agencia de pesquisa geográfica dos Estados Unidos	1	4	2	2

Apêndice S6 (tabela 6, descrições dos táxons dos peixes abordados nos estudos sobre o tema)

Tabela 6: Taxonomia dos peixes mais estudados nos artigos sobre MNEs de peixe de água doce.

Ordem	Família	Gênero	Total de estudos por gênero	Espécies	Total de estudos espécie por gênero
Cypriniformes	**Cyprinidae**	Notropis	41	*Notropis atherinoides*	3
				Notropis stramineus	3
				Notropis volucellus	3
				Notropis amabilis	2
				Notropis buccula	2
				Notropis buchanani	2
				Notropis hudsonius	2
				Notropis oxyrhynchus	2
				Notropis shumardi	2
				Notropis texanus	2
				Notropis anogenus	1
				Notropis atrocaudalis	1
				Notropis braytoni	1

		Notropis chalybaeus	1
		Notropis chihuahua	1
		Notropis girardi	1
		Notropis heterodon	1
		Notropis heterolepis	1
		Notropis jemezanus	1
		Notropis maculatus	1
		Notropis orca	1
		Notropis percobromus	1
		Notropis potteri	1
		Notropis procne	1
		Notropis rubellus	1
		Notropis sabinae	1
		Notropis simus	1
		Notropis topeka	1
Leuciscus	18	*Leuciscus leuciscus*	11
		Leuciscus idus	5
		Leuciscus burdigalensis	1
		Leuciscus oxyrrhis	1

Carassius	17	*Carassius auratus*	6
		Carassius carassius	5
		Carassius sp.	3
		Carassius gibelio	2
		Carassius cuvieri	1
Cyprinus	17	*Cyprinus carpio*	17
Alburnus	16	*Alburnus alburnus*	11
		Alburnus atropatenae	1
		Alburnus chalcoides	1
		Alburnus filippii	1
		Alburnus hohenackeri	1
		Alburnus sellal	1
Gobio	15	*Gobio gobio*	10
		Gobio lozanoi	2
		Gobio occitaniae	2
		Gobio sarmaticus	1
Phoxinus	15	*Phoxinus phoxinus*	9
		Phoxinus lagowskii	3

				Phoxinus bigerri	1
				Phoxinus oxycephalus	1
				Phoxinus septimaniae	1
		Rutilus	15	*Rutilus rutilus*	15
Perciformes	**Percidae**	Etheostoma	39	*Etheostoma flabellare*	3
				Etheostoma barbouri	2
				Etheostoma barrenense	2
				Etheostoma bellum	2
				Etheostoma chlorosoma	2
				Etheostoma exile	2
				Etheostoma gracile	2
				Etheostoma kantuckeense	2
				Etheostoma lepidum	2
				Etheostoma nigrum	2
				Etheostoma proeliare	2
				Etheostoma rafinesquei	2
				Etheostoma spectabile	2
				Etheostoma artesiae	1

		Etheostoma asprigene	1
		Etheostoma blennioides	1
		Etheostoma caeruleum	1
		Etheostoma cragini	1
		Etheostoma fonticola	1
		Etheostoma fusiforme	1
		Etheostoma grahami	1
		Etheostoma histrio	1
		Etheostoma maculatum	1
		Etheostoma olmstedi	1
		Etheostoma parvipinne	1
Perca	20	*Perca fluviatilis*	16
		Perca flavescens	4
Percina	16	*Percina apristis*	2
		Percina caprodes	2
		Percina carbonaria	2
		Percina macrolepida	2
		Percina maculata	2
		Percina sciera	2

			Percina aurolineata	1
			Percina macrocephala	1
			Percina shumardi	1
			Percina stictogaster	1
	Sander	13	*Sander canadensis*	1
			Sander lucioperca	7
			Sander vitreus	5
	Gymnocephalus	8	*Gymnocephalus cernuus*	8
	Ammocrypta	2	*Ammocrypta clara*	1
			Ammocrypta vivax	1
	Zingel	1	*Zingel asper*	1
Centrarchidae	Lepomis	42	*Lepomis gibbosus*	10
			Lepomis macrochirus	8
			Lepomis cyanellus	6
			Lepomis megalotis	5
			Lepomis gulosus	3
			Lepomis auritus	2
			Lepomis humilis	2
			Lepomis microlophus	2

			Lepomis miniatus	2
			Lepomis marginatus	1
			Lepomis symmetricus	1
	Micropterus	23	*Micropterus salmoides*	12
			Micropterus dolomieu	6
			Micropterus punctulatus	2
			Micropterus treculii	2
			Micropterus cataractae	1
	Pomoxis	9	*Pomoxis annularis*	3
			Pomoxis nigromaculatus	6
	Ambloplites	6	*Ambloplites rupestris*	6
	Centrarchus	1	*Centrarchus macropterus*	1
Percichthyidae	Macquaria	18	*Macquaria ambigua*	5
			Macquaria australasica	5
			Macquaria colonorum	4
			Macquaria novemaculeata	4
	Nannoperca	13	*Nannoperca australis*	5
			Nannoperca obscura	3
			Nannoperca oxleyana	2

			Nannoperca variegata	3
	Maccullochella	12	*Maccullochella ikei*	2
			Maccullochella macquariensis	5
			Maccullochella peelii	5
	Gadopsis	10	*Gadopsis bispinosus*	5
			Gadopsis marmoratus	5
	Bostockia	1		
	Nannatherina	1		
Cichlidae	Oreochromis	**13**	*Oreochromis niloticus*	5
			Oreochromis mossambicus	3
			Oreochromis aureus	2
			Oreochromis andersonii	1
			Oreochromis mortimeri	1
			Oreochromis urolepis	1
	Thorichthys	**6**	*Thorichthys meeki*	2
			Thorichthys aureus	1
			Thorichthys callolepis	1

			Thorichthys ellioti	1
			Thorichthys helleri	1
	Vieja	**6**	*Vieja melanura*	2
			Vieja fenestrata	1
			Vieja godmanni	1
			Vieja intermedia	1
			Vieja maculicauda	1
Eleotridae	Hypseleotris	**12**	*Hypseleotris compressa*	2
			Hypseleotris galii	2
			Hypseleotris klunzingeri	2
			Hypseleotris spp.	2
			Hypseleotris aurea	1
			Hypseleotris barrawayi	1
			Hypseleotris ejuncida	1
			Hypseleotris kimberleyensis	1
	Philypnodon	**7**	*Philypnodon grandiceps*	5
			Philypnodon macrostomus	1
			Philypnodon sp1	1
	Mogurnda	**6**	*Mogurnda adspersa*	2

			Mogurnda clivicola	1
			Mogurnda larapintae	1
			Mogurnda mogurnda	1
			Mogurnda oligolepis	1
Gobiidae	Glossogobius	**7**	*Glossogobius aureus*	1
			Glossogobius concavifrons	1
			Glossogobius giuris	1
			Glossogobius sp1CELEBIUS	1
			Glossogobius sp2MUNRO	1
			Glossogobius sp3DWARF	1
			Glossogobius sp4BELLENDENSIS	1
	Mugilogobius	**7**	*Mugilogobius filifer*	1
			Mugilogobius mertoni	1
			Mugilogobius myxodermus	1
			Mugilogobius notospilus	1
			Mugilogobius platystomus	1
			Mugilogobius rivulus	1
			Mugilogobius wilsoni	1

		Neogobius	**5**	*Neogobius melanostomus*	3
				Neogobius fluviatilis	1
				Neogobius kessleri	1
		Rhinogobius	**5**	*Rhinogobius cliffordpopei*	1
Siluriformes	**Ictaluridae**	Ameiurus	19	*Ameiurus melas*	8
				Ictalurus punctatus	7
				Ameiurus natalis	6
		Ictalurus	10	*Ameiurus nebulosus*	5
				Ictalurus furcatus	2
				Ictalurus lúpus	1
		Noturus	6	*Noturus gyrinus*	2
				Noturus exilis	1
				Noturus flavus	1
				Noturus insignis	1
				Noturus nocturnus	1
		Pylodictis	3	*Pylodictis olivaris*	3
	Bagridae	Pseudobagrus	9	*Pseudobagrus albomarginatus*	1

			Pseudobagrus crassilabris	1
			Pseudobagrus koreanus	1
			Pseudobagrus ondon	1
			Pseudobagrus pratti	1
			Pseudobagrus taeniatus	1
			Pseudobagrus tenuifurcatus	1
			Pseudobagrus tenuis	1
			Pseudobagrus truncatus	1
	Tachysurus	5	*Tachysurus eupogon*	1
			Tachysurus fulvidraco	1
			Tachysurus nitidus	1
			Tachysurus ussuriensis	1
			Tachysurus vachellii	1
	Hemibagrus	1	*Hemibagrus macropterus*	1
	Leiocassis	1	*Leiocassis longirostris*	1
Plotosidae	Neosilurus	5	*Neosilurus ater*	1
			Neosilurus brevidorsalis	1
			Neosilurus hyrtlii	1
			Neosilurus mollespiculum	1

			Neosilurus pseudospinosus	1
	Porochilus	4	*Porochilus argenteus*	2
			Porochilus obbesi	1
			Porochilus rendahli	1
	Tandanus	2	*Tandanus tandanus*	2
	Anodontiglanis	1	*Anodontiglanis dahli*	1
	Neosiluroides	1	*Neosiluroides cooperensis*	1
Ariidae	Neoarius	5	*Neoarius berneyi*	1
			Neoarius graeffei	2
			Neoarius leptaspis	1
			Neoarius midgleyi	1
	Sciades	2	*Sciades assimilis*	1
			Sciades paucus	1
	Ariopsis	1	*Ariopsis felis*	1
	Cathorops	1	*Cathorops aguadulce*	1
	Cinetodus	1	*Cinetodus froggatti*	1

Apêndice S7 (tabela 7 e gráficos com descrições dos táxons dos peixes mais abordados nos estudos com MNEs)

Tabela 7: Discrição dos táxons mais representativos nos estudos MNEs com peixes de água doce

Ordens	**Estudos por ordem**	**Famílias**	**Estudos por família**
Cypriniformes	606	Cyprinidae	514
Perciformes	459	Percidae	99
Siluriformes	97	Centrarchidae	81
Cyprinodontiformes	96	Salmonidae	67
Salmoniformes	67	Percichthyidae	55
Osmeriformes	56	Cichlidae	46
Atheriniformes	54	Eleotridae	44
Clupeiformes	28	Catostomidae	40
Scorpaeniformes	25	Poeciliidae	40
Anguilliformes	24	Galaxiidae	38

Apêndice S8 (Figura 8 e 9 descrições dos táxons dos peixes mais abordados nos estudos com MNEs)

Figura 8: As ordens mais representativas nos estudos com MNEs

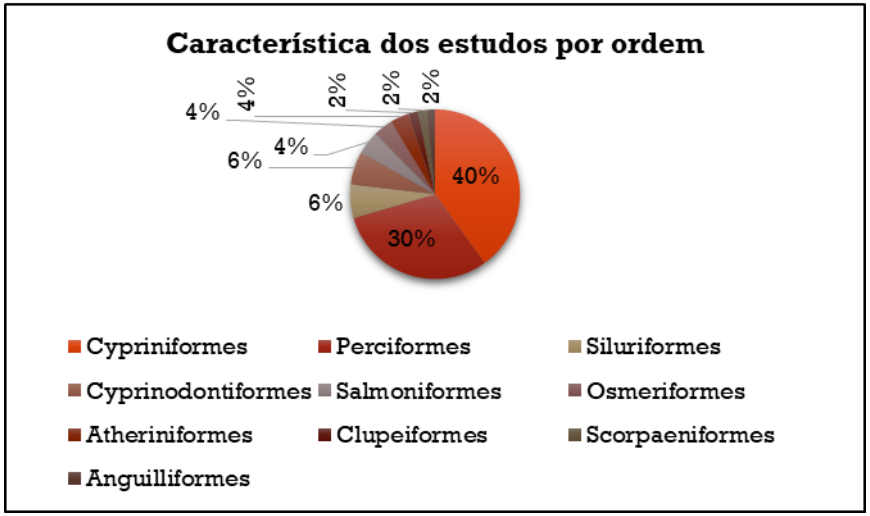
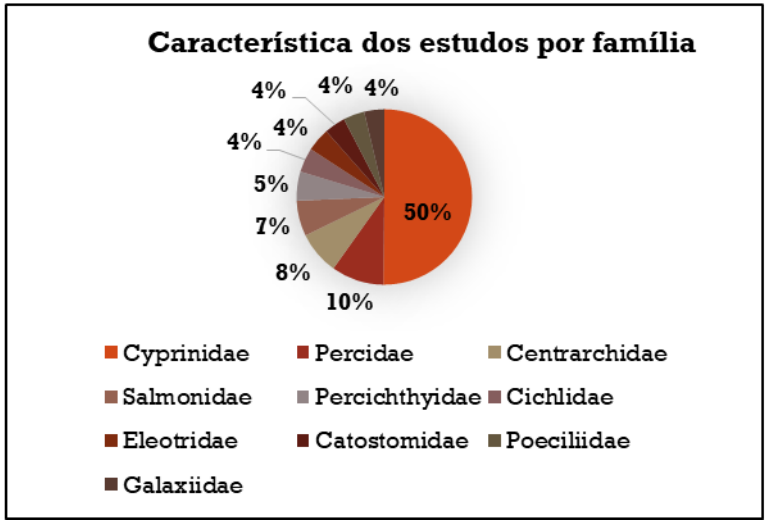


Figura 9: As família mais representativas nos estudos com MNEs



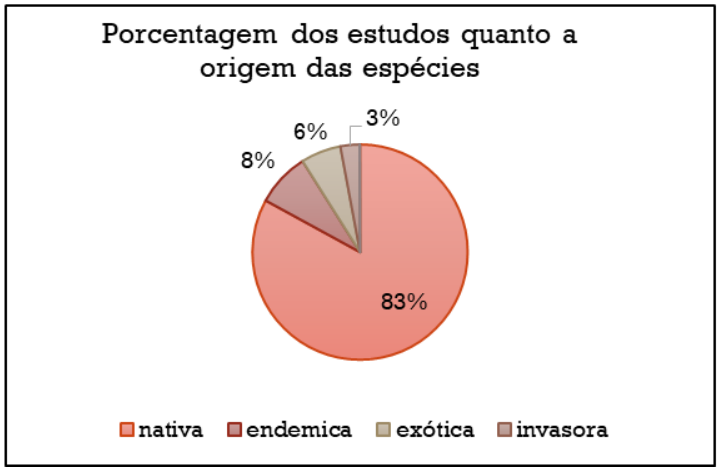
Apêndice S9 (tabela 8, descrições com as características da origem-status dos peixes mais abordados nos estudos com MNEs)

Tabela 8: Descrição quanto a origem das espécies trabalhada nos estudos sobre o tema

Origem	Estudos
Nativa	1387
Endêmica	135
Exótica	101
Invasora	48
Doença	1

Apêndice S10 (Figura representando os táxons mais estudos nos estudos MNEs-ENMs)

Figura 10: Características quanta a origem das espécies mais abordados nos estudos com MNEs



Capitulo II- Material Suplementar dos Modelos de Nicho Ecológico das espécies invasoras

Apêndice S1 (descrição das variáveis Bioclimáticas)

Tabela1: Variáveis bioclimáticas referentes a temperatura e precipitação disponíveis na base de dados Worldclim. Sendo * as variáveis bioclimáticas utilizadas no estudo.

Sigla	Variáveis
Bio1	Temperatura Média Anual
Bio2*	Intervalo médio diurno
Bio3	Isotermalidade
Bio4	Sazonalidade de temperatura
Bio5	Temperatura máxima do mês mais quente
Bio6	Temperatura mínima do mês mais frio
Bio7	Intervalo Anual de Temperatura
Bio8*	Temperatura média do trimestre mais úmido
Bio9*	Temperatura média do trimestre mais seco
Bio10	Temperatura média do trimestre mais quente
Bio11	Temperatura média do trimestre mais frio
Bio12	Precipitação Anual
Bio13	Precipitação do mês mais chuvoso
Bio14*	Precipitação do mês mais seco
Bio15*	Sazonalidade da precipitação
Bio16	Precipitação do trimestre mais úmido
Bio17	Precipitação do trimestre mais seco
Bio18*	Precipitação do trimestre mais quente
Bio19*	Precipitação do trimestre mais frio

Apêndice S2 (tabela 2, descrição das variáveis que mais contribuíram na distribuição das espécies)

Tabela 2. Variáveis que explicaram a distribuição de *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus nattereri* e que foram usadas na obtenção dos modelos preditivos para o presente e o futuro. Onde, sigla= corresponde as variáveis bioclimáticas estudadas, %cor= porcentagem da importância da variável relativa para o teste de correlação e ** %AUC= porcentagem da importância da variável relativa para o teste AUC.

Espécies	***Sigla***	***CorTest***	***%cor****	***AUCTest***	***%AUC****
Cichla ocellaris	bio2	0.2914	21.30%	0.1728	13.30%
	bio8	0.5148	35.20%	0.448	30.60%
	bio9	0.3503	24.60%	0.3138	19.90%
	bio14	0.0505	5.20%	0.014	2.40%
	bio15	0.0981	5.30%	0.0716	4.00%
	bio18	0.0251	4.70%	0.0114	4.90%
	bio19	0.0037	4.00%	0.0032	2.20%
Pygocentrus nattereri	bio2	0.6135	10.80%	0.1351	8.10%
	bio8	0.2741	38.90%	0.378	33.10%
	bio9	0.1815	28.60%	0.412	21.90%
	bio14	0.0501	5.00%	0.004	1.60%
	bio15	0.0956	5.30%	0.0412	3.50%
	bio18	0.0189	3.90%	0.0028	2.20%
	bio19	0.0023	3.20%	0.0024	2.10%

Apêndice S3 (Figura 2 e 3 mostram Desempenho do modelo preditivo com base na AUC)

Figura. 2 Desempenho do modelo preditivo com base na AUC para *Cichla ocellaris*. A linha azul representa o desempenho de cada algoritmo utilizado, BIOCLIM (modelo climático), RF (Floresta Aleatória), DOMAIN (modelo climático), SVM (Support Vector Machine)

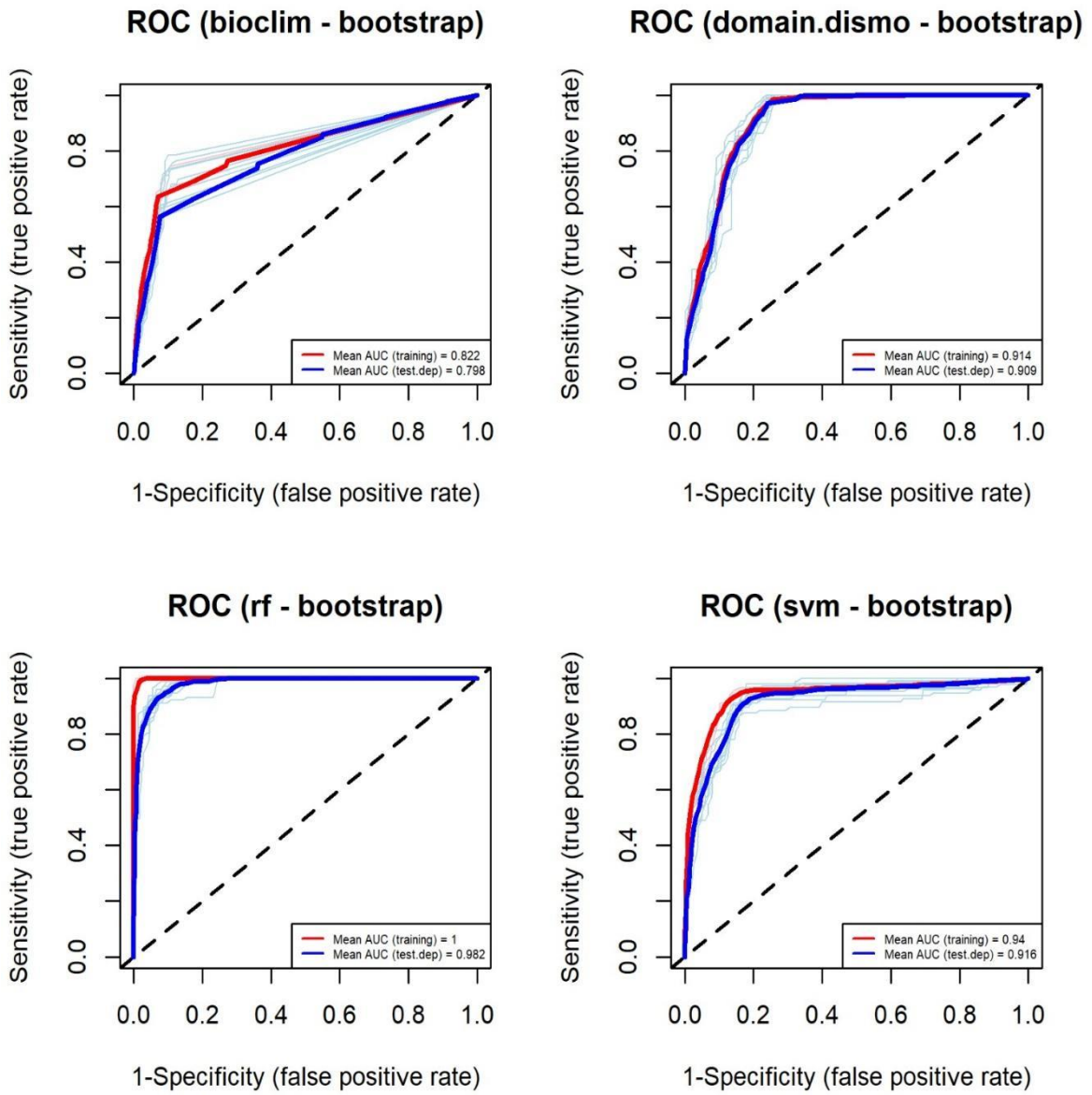


Figura. 3 Desempenho do modelo preditivo com base na AUC para *Pygocentrus nattereri*. A linha azul representa o desempenho de cada algoritmo utilizado, BIOCLIM (modelo climático), RF (Floresta Aleatória), DOMAIN (modelo climático), SVM (Support Vector Machine).

