



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

REJANE GUIMARÃES MELO

**Priorização espacial para conservação e restauração da interação entre
peixes frugívoros e floresta na bacia Paraná-Paraguai**

Maringá
2021

REJANE GUIMARÃES MELO

Priorização espacial para conservação e restauração da interação entre peixes frugívoros e floresta na bacia Paraná-Paraguai

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

Área de concentração: Ecologia e Limnologia.

Orientador: Prof. Dr. Edivando Vitor do Couto

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Evanilde Benedito

Maringá

2021

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

M528p Melo, Rejane Guimarães, 1993-
Priorização espacial para conservação e restauração da interação entre peixes frugívoros e floresta na bacia Paraná-Paraguai / Rejane Guimarães Melo. -- Maringá, 2021.
58 f. : il. (algumas color.)
Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2021.
Orientador: Prof. Dr. Edivando Vitor do Couto.
Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Evanilde Benedito.
1. Macroecologia - Conservação - Peixes frugívoros de água doce - Paraná-Paraguai, Rio, Bacia. 2. Ecologia de paisagens - Paraná-Paraguai, Rio, Bacia. 3. Peixes frugívoros de água doce - Florestas pluviais - Interação - Paraná-Paraguai, Rio, Bacia. 4. Modelagem de distribuição de espécies. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD23. ed. – 577.09816

REJANE GUIMARÃES MELO

Priorização espacial para conservação e restauração da interação entre peixes frugívoros e floresta na bacia Paraná-Paraguai

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

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Edivando Vitor do Couto
Nupélia / Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) (Presidente)

Prof.^a Dr.^a Sandra Bibiana Correia
Mississippi State University

Dr.^a Taise Miranda Lopes
Pós-Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais – Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 22 de julho de 2021.

Local de defesa: Realizado em *home office*, via acesso remoto por videoconferência pelo aplicativo *Google Meet*, devido a situação do Covid-19.

Dedico este trabalho a todos aqueles que
contribuíram para sua realização.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Edivando Vitor do Couto pela orientação, por ter me apresentado o mundo do geoprocessamento e Ecologia da Paisagem, e principalmente por todo apoio e encorajamento, me mantendo sempre motivada para a finalização do trabalho.

A Prof.^a Dr.^a Evanilde Benedito por me orientar no início do Mestrado, e por me presentear com esse incrível trabalho junto a uma equipe fantástica.

A Prof.^a Dr.^a Dayani Bailly por todo suporte no desenvolvimento deste trabalho, e pelos ensinamentos na área de modelagem de nicho.

Ao Prof. Dr. Reginaldo Ré, um *expert* na área de Ciência da Computação, responsável pelo desenvolvimento do projeto de modelagem de nicho em *software* R. Pelas maratonas de aulas explicando toda a metodologia, e por todo suporte no decorrer do trabalho. Você me mostrou que o R não é tão difícil assim.

Ao Leonardo Tomadon, por toda ajuda e conhecimento compartilhado, e a todos que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento do trabalho.

Ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura – (Nupélia), em especial ao Prof. Dr. Angelo A. Agostinho e a Harumi que gentilmente disponibilizaram dados de fundamental importância a pesquisa.

Ao Prof. Dr. Jerry Penha e a Dr.^a Andrea Bialecki por meio do projeto “Avaliação dos Efeitos da Implantação de Empreendimentos Hidrelétricos na Região Hidrográfica do Paraguai e para Suporte à Elaboração do Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Paraguai – PRH-Paraguai”, em parceria entre as instituições UFMT - Cuiabá; Universidade Federal de Rondonópolis – UFR; Nupélia/UEM; Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul - UEMS - Dourados e Mundo Novo, que também nos disponibilizam ocorrências georreferenciadas, contribuindo efetivamente nos dados.

Aos membros da banca avaliadora, dispostos a auxiliar no aperfeiçoamento deste trabalho.

A Coordenação, aos Professores e Técnicos do Programa que participaram ativamente na minha formação.

A secretaria do programa, e principalmente a Bete que sempre foi solícita a nos atender e ajudar.

A turma de Mestrado/2019 que me proporcionou lindas parcerias e amizades, em especial a Alline, a Bárbara e o João Otávio, que considero como irmãos.

À minha família pelo apoio.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Energética que sempre estavam dispostos a me ajudar.

Ao Nupélia, pela infraestrutura e recursos oferecidos.

Ao CNPq pelo financiamento do projeto institucional PELD.

A CAPES pela bolsa concedida e pelo financiamento do projeto de pesquisa.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001”.

Priorização espacial para conservação e restauração da interação entre peixes frugívoros e floresta na bacia Paraná-Paraguai

RESUMO

As interações entre peixes frugívoros e florestas contribuem na dispersão de sementes e na estruturação das comunidades de plantas em *habitat* ribeirinhos e de florestas de várzeas. Contudo, as interações peixes-floresta que contribuem para manter a biodiversidade estão ameaçadas pelas mudanças climáticas e na paisagem. O objetivo foi identificar áreas adequadas para a conservação e restauração da interação peixes-floresta e de serviços ecossistêmicos relacionados na bacia rios Paraná-Paraguai integrando as áreas climaticamente adequadas para *Myloplus tiete* e *Piaractus mesopotamicus*, duas espécies de hábito frugívoro, nativas na bacia, e com risco de serem extintas. As predições mostram redução na área de adequabilidade climático-ambiental para as duas espécies em diferentes tempos (presente, 2050 e 2080) e em diferentes cenários de emissão de carbono, e baixa disponibilidade de cobertura vegetal. Multiplicando os valores de adequabilidade climática com a disponibilidade de vegetação, gerou o índice de *Optimum* ambiental, que permitiu identificar áreas para a conservação e restauração. Áreas prioritárias para a conservação se concentraram na porção sul do Pantanal e nas regiões de cabeceiras dos rios da bacia do alto rio Paraná. As áreas de restauração se concentraram na região de foz entre os rios Tietê e Paranapanema. Isso reforça a essencialidade de que os tomadores de decisão priorizem o investimento de recursos limitados para a conservação e restauração das paisagens ribeirinhas, bem como desenvolvam políticas e práticas eficientes, na integração da conservação da biodiversidade, dos serviços ecossistêmicos e do bem-estar social.

Palavras-chave: Modelagem de nicho. Uso e ocupação da terra. Aquecimento global. Serviço ecossistêmico. Água doce.

Spatial prioritization for conservation and restoration of the interaction between frugivorous fish and forest in the Paraná-Paraguay basin

ABSTRACT

Interactions between frugivorous fish and forests contribute to seed dispersal and the structuring of plant communities in riverine habitat and floodplain forests. However, fish-forest interactions that contribute to maintaining biodiversity are threatened by climate and landscape changes. The objective was to identify areas suitable for the conservation and restoration of fish-forest interaction and related ecosystem services in the Parana-Paraguay River basin, integrating climatically suitable areas for *Myloplus tiete* and *Piaractus mesopotamicus*, two species of frugivorous habit, native to the basin, and at risk of becoming extinct. The predictions show a reduction in climate-environmental suitability for the two species at different times (present, 2050, and 2080) and different carbon emission scenarios and low availability of vegetation cover. By multiplying the values of climate suitability with the availability of vegetation, generated the Environmental Optimum Index, which allowed us to identify areas for conservation and restoration. The models demonstrated priority areas for conservation concentrated in the southern portion of the Pantanal and the headwater regions of the upper Parana River basin. At the same time, classified the restoration areas concentrated in the mouth region between the Tietê and Paranapanema rivers. It reinforces the essential that decision-makers prioritize the investment of limited resources for the conservation and restoration of riparian landscapes and develop efficient policies and practices to integrate biodiversity conservation, ecosystem services, and social well-being.

Keywords: Niche modeling. Land use and occupation. Global warming. Ecosystem services. Freshwater.

Dissertação elaborada e formatada
conforme as normas da publicação
científica *Landscape Ecology*.
Disponível em:
<<https://www.springer.com/journal/10980/submission-guidelines>>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	MATERIAL E MÉTODOS	14
2.1	Área de estudo	14
2.2	Modelagem do nicho ecológico na estimativa da distribuição das espécies	15
2.2.1	Dados de ocorrência das espécies	15
2.2.2	Variáveis preditoras.....	17
2.2.3	Modelos de nicho ecológico	18
2.2.4	Identificação Áreas Climaticamente Estáveis	20
2.3	Disponibilidade de vegetação por célula	21
2.4	Identificação áreas prioritárias para a conservação das espécies	22
2.4.1	Áreas climaticamente estáveis protegidas por Unidade de conservação (UC)	23
3	RESULTADOS	24
3.1	Ocorrências das espécies	24
3.2	Seleção das Variáveis preditoras pelo VIF	24
3.3	Distribuição potencial das espécies nos diferentes cenários	24
3.4	Áreas Climaticamente Estáveis	29
3.5	Disponibilidade de Vegetação por célula (DVC)	30
3.6	Identificação áreas prioritárias para a conservação das espécies	35
3.6.1	Áreas climaticamente estáveis protegidas por Unidades de conservação	37
4	DISCUSSÃO	39
5	CONCLUSÃO	42
	REFERÊNCIAS	43
	APÊNDICE A – Pacotes do <i>software</i> R (R Development Core Team 2019) para a modelagem de nicho ecológico.	54

1 INTRODUÇÃO

Estressores antrópicos influenciam na perda e fragmentação de *habitat*, mudanças climáticas, invasões biológicas, poluição e sobre-exploração, além disso interagem e cumulativamente impactam ecossistemas naturais e sua biodiversidade (Brook et al. 2008; Mantyka-Pringle et al. 2011; Fletcher et al. 2018; Fonseca et al. 2021; Singh et al. 2021). De acordo com o sexto relatório Global Environment Outlook (GEO-6), do Programa Ambiental das Nações Unidas, se as pressões antropogênicas sobre a biodiversidade não reduzirem, há grande risco de um sexto evento de extinção em massa ocorrer trazendo impactos profundos para a humanidade (UN Environment 2019).

A mudança climática e a perda de *habitat* são os principais processos que ameaçam e conduzem a perda global da biodiversidade, com efeitos sinérgicos e complexos (Mantyka-Pringle et al. 2011; Oliver e Morecroft 2014; García-Valdés et al. 2015). A rápida mudança no clima perturba sistemas ecológicos e a capacidade de aclimação das espécies, que em conjunto a perda de *habitat* a partir da destruição, degradação e fragmentação da paisagem, em consequência de atividades humanas, tornam os ecossistemas insustentáveis causando a extinção das espécies (Singh et al. 2021).

Uma ferramenta cada vez mais imprescindível na busca de respostas das espécies frente às alterações climáticas, é a modelagem de distribuição de espécies. Esses modelos relacionam a ocorrência das espécies com as variáveis ambientais, estimando a distribuição geográfica para o presente e prevendo para cenários futuros (Lemes e Loyola 2013). Tais modelos têm sido amplamente aplicados em estudos de ambientes aquáticos, e possuem a capacidade de gerar mapas com a adequabilidade ambiental na investigação de padrões de distribuição para espécies individuais (Conceição et al. 2019), na predição das respostas das espécies às mudanças climáticas futuras (Thomas et al. 2004; Araújo et al. 2006; Oliveira et al. 2019; Ruaro et al. 2019), avaliação do potencial invasor de espécies não nativas (Zengeya et al. 2013; Lopes et al. 2017; Cassemiro et al. 2018), delineamento de planos de manejo de espécies ameaçadas (Benito et al. 2013), na análises de efetividade de áreas protegidas e prioridades de conservação (Ferro et al. 2014; Lourenço de Moraes et al. 2019), entre outros.

A América do Sul abriga a maior diversidade de peixes frugívoros (Horn et al. 2011), que contribuem na dispersão de sementes e na estruturação das comunidades de plantas em *habitat* ribeirinhos e florestas de várzeas (Correa 2015b; Correa et al. 2019). No entanto, as interações peixes-frutos que têm contribuído para manter a biodiversidade ao longo de milhões de anos, está ameaçada pelas mudanças na paisagem, mudanças climáticas e também pelas construções de barragens (Correa et al. 2015a, 2016, 2019), impedindo o deslocamento principalmente de

espécies migradoras (Bailly et al. 2021). A redução da vegetação ripária, fonte principal de alimento destas espécies, reduzem as fontes de energia primária e alteram o *habitat*, a composição e estrutura da comunidade, ocasionando redução dos estoques de peixes, especialmente os frugívoros (Collinge 2009; Correa et al. 2015a, 2016; Luque e Pinilla 2019).

Na bacia dos rios Paraná-Paraguai, as espécies de peixes frugívoros *Myloplus tiete* (Eigenmann & Norris, 1900) e *Piaractus mesopotamicus* Holmberg, 1887, (Froese & Pauly, 2019), são reconhecidamente dependentes dos recursos alimentares disponibilizados pela vegetação ripária (Luz-Agostinho et al. 2006; Horn et al. 2011). *Myloplus tiete*, originalmente com ampla distribuição na bacia do alto rio Paraná atualmente é considerada espécie rara, sendo categorizada como espécie em perigo de extinção pela Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção (ICMBio 2018). O número elevado de barragens, a expansão agrícola substituindo a vegetação ripária em muitos trechos da bacia, pode ter contribuído de forma relevante para esse cenário (ICMBio 2018).

Piaractus mesopotamicus, conhecido popularmente por pacu, foi recentemente incluída como espécie quase ameaçada de extinção na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção (ICMBio 2018). Uma vez que a espécie se constitui em um importante dispersor de sementes realizando grandes migrações (Galetti et al. 2008; Correa et al. 2015a), atuando na reconstituição da vegetação ripária e, comercialmente, compõe a categoria mais valiosa de pescado na bacia Paraná-Paraguai (Bailly et al. 2021), sua mudança de status para espécie ameaçada indicaria que sérios prejuízos ecológicos e econômicos tendem a se instaurar, a curto prazo na bacia.

Espécies e ecossistemas respondem a perda de *habitat* e as mudanças climáticas, podendo ajudar na identificação de ações para a conservação da biodiversidade e auxiliar em planos e ações futuras (Mantyka-Pringle et al. 2011). Neste cenário, os peixes frugívoros possuem grande importância pois prestam serviços ecossistêmicos por meio da ictiocoria, dispersando e viabilizando sementes da vegetação ripária (Galetti et al. 2008; Lucas 2008; Anderson et al. 2009; Horn et al. 2011). Deste modo, torna-se de extrema importância a identificação de áreas para conservação e restauração florestal a fim de melhor conservar espécies bem como seu *habitat* e interações biológicas. No entanto, há uma lacuna no planejamento das paisagens ribeirinhas e planícies de inundação para prever como as transformações antrópicas na paisagem e no clima estão afetando a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos relacionados. Suprir essa lacuna com informações mais precisas é essencial para que os tomadores de decisão priorizem o investimento de recursos limitados para a conservação e restauração das paisagens ribeirinhas e planícies de inundação, bem como para desenvolver políticas e práticas mais eficientes.

Neste contexto, o estudo objetivou identificar áreas adequadas para a conservação e restauração da interação peixes-floresta e serviços ecossistêmicos relacionados na bacia rios Paraná-Paraguai integrando as áreas climaticamente adequadas para *M. tiete* e *P. mesopotamicus*. Pois, o mapeamento dos prováveis locais de ocorrência das espécies em resposta às mudanças climáticas em associação à dados de uso da terra, geram informações úteis e mais efetivas para ações de conservação das espécies frente a cenários atuais e futuros das paisagens intensamente antropizadas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A bacia Paraná-Paraguai é a segunda maior na América do Sul, abrange uma área de 2.800.000 km², cobrindo uma grande parte do sudeste brasileiro, Paraguai, leste da Bolívia e norte da Argentina. A bacia hidrográfica drena a maior parte central do continente sul americano em direção ao sul para o estuário do rio da Prata, junto com o rio Uruguai (Resende 2003). Por abranger grandes áreas, é possível encontrar diferentes ecossistemas, como as planícies de inundação do Pantanal e do alto rio Paraná, bem como áreas de *hotspot* como a Mata Atlântica e Cerrado (Ruaro et al. 2019).

O rio Paraná, segundo maior rio da América do Sul em extensão e principal rio da bacia do rio da Prata, é formado pela confluência dos rios Paranaíba e rio Grande, na região centro-sul do Brasil. Organizado em alto, médio e baixo rio Paraná, de acordo com suas características geográficas, o trecho que percorre exclusivamente em território brasileiro, desde a sua cabeceira até Guaíra (PR), é denominado alto rio Paraná. A partir desse ponto se inicia o médio Paraná seguindo até Santa Fé (Argentina), onde recebe o afluente rio Salado e se torna baixo Paraná, até desaguar no rio da Prata (Fig. 1). Além desses rios, o rio Paraná conta com importantes tributários como rio Tietê, Paranapanema, rio Verde, rio Pardo, rio Ivinhema, rio Amabaí, rio Ivaí, rio Piquiri, rio Iguazu, rio Iguatemi (Agostinho et al. 2008).

O rio Paraguai é o quinto maior da América do Sul (Resende 2003), e o maior afluente do rio Paraná com 1.095.000 km² (Drago et al. 2008). Alcança grandes áreas do Brasil, Paraguai e Bolívia. Tem origem no oeste da planície do Mato Grosso, e conflui com o rio Paraná nas proximidades da cidade de Corrientes, Argentina (Assine e Silva 2009). O rio Paraguai é organizado em dois trechos, superior e inferior (Calganotto e DeSalle 2009). A porção superior compreende a região de Pantanal que se caracteriza em uma planície alagada devido ao seu solo e baixa declividade, com períodos de seca e chuva (Boin et al. 2019). Na porção inferior do rio Paraguai, com leito mais raso e largo, compreende o bioma Chaco-Pantanal, uma região livre de barragens (Berbery e Barros 2002; Calganotto e DeSalle 2009).

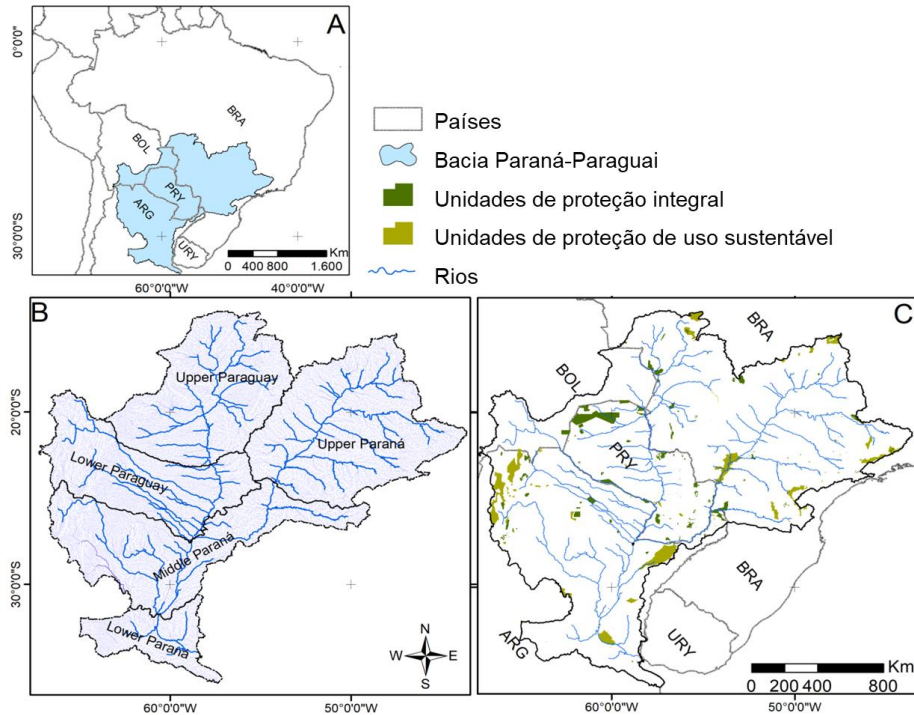


Fig 1. Bacia do rio Paraná-Paraguai na América do Sul (A), com indicação dos diferentes trechos das drenagens do Paraná e Paraguai (B) e da rede de Unidades de Conservação (C). ARG: Argentina, BOL: Bolívia, BRA: Brasil, PRY: Paraguai, URY: Uruguai. (Bailly et al. 2021).

2.2 Modelagem do nicho ecológico na estimativa da distribuição das espécies

2.2.1 Dados de ocorrência das espécies

Os dados de ocorrência das espécies na bacia Paraná-Paraguai foram obtidos a partir de:

(1) revisão da literatura de artigos, teses e dissertações até 31 de julho de 2019 nas plataformas *Taylor and Francis Online*, *Science Direct*, *Scopus* e *Google Scholar*;

(2) bancos de dados online: *SpeciesLink* (<http://www.splink.cria.org.br>), *Global Biodiversity Information Facility* – GBIF (<http://www.gbif.org/>), *FishNet2* (<http://www.fishnet2.net/>), *Bold Systems* (<http://www.boldsystems.org/index.php/>), *Integrated Digitized Biocollections - IdigBio* (<https://www.idigbio.org/>), *Biofresh Project* – BioFresh (<http://project.freshwaterbiodiversity.eu/>), ICMbio (<https://portaldabiodiversidade.icmbio.gov.br/portal/>), Museu de Ciência e Tecnologia – PUCRS (<http://www.pucrs.br/mct/colecoes/ictiologia/>), Sistema de informação sobre a Biodiversidade Brasileira – SiBBr (<http://www.sibbr.gov.br/>), Museo de Ciencias Naturales - Fundacion OGA (Peces Argentina) (<http://www.pecesargentina.com.ar/>);

(3) Dados disponibilizados pelo Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura – Nupélia da Universidade Estadual de Maringá – UEM e pelo projeto “Avaliação

dos Efeitos da Implantação de Empreendimentos Hidrelétricos na Região Hidrográfica do Paraguai e para Suporte à Elaboração do Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Paraguai – PRH-Paraguai”, parceria entre as instituições UFMT - Cuiabá; UFR – Universidade Federal de Rondonópolis; Nupélia/UEM; UEMS - Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul - Dourados e Mundo Novo.

Foram considerados registros que apresentaram coordenadas para latitude e longitude em conformidade com o Sistema Cartográfico de Referência. Problemas taxonômicos de sinonímias e mudanças de nome foram corrigidos e validados de acordo com a base de dados *Catalog of fishes* – CAS (Fricke et al. 2019). Os registros de ocorrência de cada espécie, foram unidos a uma malha geográfica regular (*grid*) com células de 10x10 km de lado construída sobre a rede fluvial da bacia Paraná-Paraguai, a *grid* foi gerada em um sistema projetado de coordenadas utilizando o sistema de referência WGS 84 / NSIDC EASE-Grid 2.0 Global EPSG 6933 (m) eliminando assim, o efeito da convergência meridiana nas altas latitudes. Os dados de ocorrência de cada espécie foram mapeados sobre a *grid* para obtenção de uma matriz binária de presença e pseudo-ausência. As células que possuem registros de ocorrência, não sendo levado em conta a sua quantidade, foram representadas pelo valor 1, enquanto que as células sem os registros foram representadas pelo valor 0.

Piaractus mesopotamicus e *M. tiete* (Fig. 2), são endêmicas da bacia Paraná-Paraguai, entretanto, enquanto *P. mesopotamicus* possui distribuição ao longo de toda a bacia, *M. tiete* é exclusiva da bacia do alto Rio Paraná. A partir do levantamento, foi encontrado ocorrências para *M. tiete* na bacia do alto Rio Paraguai, assim como foi registrado por Jégu (2003) e Jégu e Ingenito (2007) a presença da espécie nessa região. Contudo, literaturas mais recentes afirmam que não há registros de capturas da espécie na bacia do rio Paraguai e que a espécie ocorre apenas para o sistema do alto Paraná (ICMBio 2018). Diante disso, e a partir de consulta com especialistas da Coleção Ictiológica do Nupélia - UEM, optamos por utilizar apenas os registros para a bacia do alto rio Paraná para *M. tiete*.

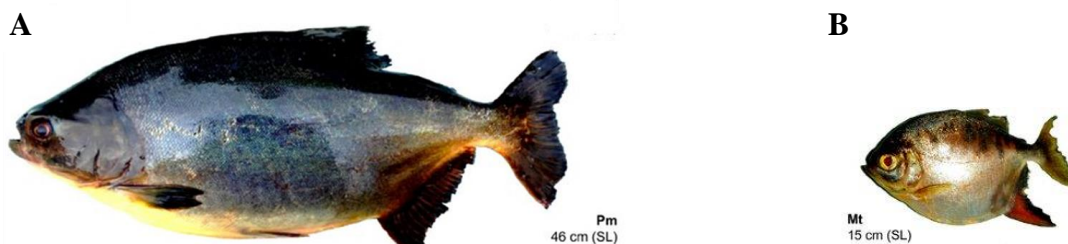


Fig 2. *Piaractus mesopotamicus* (A). *Myloplus tiete* (B). (Correa et al. 2015b).

2.2.2 Variáveis preditoras

Foram utilizadas como preditores variáveis bioclimáticas extraídas dos bancos de dados Worldclim, Versão 2 (<http://www.worldclim.org>) para o presente e CCAFS-Climate (Climate Change, Agriculture and Food Security (<http://www.ccafs-climate.org/>) para o futuro (2050 e 2080). Nas previsões futuras para 2050 e 2080, foram utilizadas variáveis bioclimáticas do modelo empírico do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas, 5º Relatório de Avaliação (IPCC – AR5, 2014). Quatro modelos gerais de circulação atmosférica-oceânica (*Atmospheric-Ocean General Circulation Models* - AOGCMs) foram empregados: CCSM (*Community Climate System Model* <http://www.cesm.ucar.edu>); CSIRO (*Australia's Commonwealth Scientific and Industrial Research's General Organization*, <http://www.csiro.au>); MIROC (*Model for Interdisciplinary Research on Climate*, <http://www.gliساclimate.org>) e MRI (*Meteorological Research Institute*, <http://www.mri-jma.go>). A trajetória de concentração de gases de efeito estufa para cada AOGCM foram baseadas nas Vias Representativas de Concentração (*Representative Concentration Pathways* – RCP), sendo considerado um cenário moderado de estabilização (RCP 4.5) e um cenário pessimista “*business-as-usual*” (RCP 8.5). Sendo, portanto as variáveis climáticas utilizadas: BIO 1 - temperatura média anual; BIO 2 – faixa diurna média (média mensal (temp. máx. – temp. mín)); BIO 3 – isotermalidade (BIO 2/ BIO 7)(x 100); BIO 4 - sazonalidade de temperatura (desvio padrão x 100); BIO 5 - temperatura máxima do mês mais quente; BIO 6 - temperatura mínima do mês mais frio; BIO 7 – faixa anual de temperatura (BIO 5 – BIO6); BIO 8 – temperatura média do trimestre mais chuvoso; BIO 9 - temperatura média do trimestre mais seco; BIO 10 - temperatura média do trimestre mais quente; BIO 11 - temperatura média do trimestre mais frio; BIO 12 - precipitação anual; BIO 13 - precipitação do mês mais chuvoso; BIO 14 - precipitação do mês mais seco; BIO 15 - sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação); BIO 16 - precipitação do trimestre mais chuvoso; BIO 17 - precipitação do trimestre mais seco; BIO 18 - precipitação do trimestre mais quente; BIO 19 - precipitação do trimestre mais frio.

Foram também utilizadas variáveis hidrológicas disponíveis na plataforma HydroSHEDS (Lehner et al. 2008; Lehner e Grill 2013 - <https://www.hydrosheds.org/page/hydrorivers>) como medidas de disponibilidade de água em cada célula da *grid* e representam o eixo jusante-montante na bacia hidrográfica ao qual as espécies se ajustam. Considerando esses fatores, selecionamos as variáveis: LENGTH - comprimento do seguimento do rio em um dado alcance (km); DISTUP – distância do pixel mais a jusante do trecho, até o local mais a montante ao longo da rede fluvial (km); DISAV – estimativa média de vazão em m³/seg; ORD - indicador da ordem dos rios seguindo o sistema de pedidos da Strahler. Utilizamos a variável elevação de um SRTM de 90

metros por ser um importante fator estruturante para a distribuição de peixes na região neotropical (Albert et al. 2011), visto que, conforme maior a elevação aumenta a variação do fluxo da água (Poff e Ward, 1989; Oberdorff et al. 2001).

As variáveis bioclimáticas, hidrológicas e de elevação foram extraídas e reescaladas para a *grid* com células de 10x10 km construída sobre a rede fluvial da bacia Paraná-Paraguai para a obtenção das camadas climático-ambientais. Foi mantido o sistema de referência EPSG 6933.

Para controlar o efeito de colinearidade das variáveis preditoras foi utilizado o fator de inflação de variância (*variance inflation factor*, VIF). O VIF é um método que mede com que intensidade cada preditor pode ser explicado pelo restante dos preditores, sendo baseado no quadrado do coeficiente de determinação (R^2) resultante da regressão da variável preditora em relação a todas as outras variáveis preditivas. Um VIF maior que 5 indica um problema de colinearidade. Para as análises, foram consideradas apenas as variáveis bioclimáticas e hidrológicas que apresentaram valores de VIF menores que 5.

2.2.3 Modelos de nicho ecológico

Nós selecionamos nove modelos de nicho ecológico (MNEs) conceitualmente diferentes para predição da adequabilidade ambiental e área de distribuição das espécies. Os modelos Bioclim (BIOCLIM, Busby, 1991), Distância Euclidiana (DEuc, Carpenter et al. 1993) e Mahalanobis (MAHAL, Farber e Kadmon 2003) são baseados somente em dados de presença; Máxima Entropia (MAXENT, Phillips et al. 2006), Maxlike (MAXLIKE, Royle et al. 2012) e Análise de Fator de Nicho Ecológico (*Ecological Niche Factor Analysis* – ENFA; Hirzel et al. 2002) baseados em dados de presença e *background*; e por fim, *Random Forest* (RF; Breiman 2001), Máquina de Vetores de Suporte (*Support Vector Machine* - SVM; Vapnik 1998) e Modelos Lineares Generalizados (*Generalized Linear Models* – GLM) baseados em dados de presença e pseudo-ausência.

Dadas as particularidades de cada modelo, diferentes predições foram projetadas, gerando dúvidas sobre qual modelo seria mais adequado para prever a presença da espécie em resposta aos gradientes climático-ambientais (Diniz-Filho et al. 2009). Para lidar com essa questão, a combinação de diferentes projeções em um modelo consenso tem se mostrado um protocolo mais adequado do que interpretar os resultados de um modelo único (Araújo e New 2007). Desta forma, foi utilizada a abordagem de projeção combinada (*ensemble forecast technique*) que fornece o consenso de múltiplos modelos (CONS) (Araújo e New 2007). Assumindo que fontes distintas de erros afetam cada MNE de modo diferente, em uma projeção combinada os erros de cada previsão

individual tendem a ser minimizados, produzindo, desta forma, uma previsão mais confiável (Diniz-Filho et al. 2010).

A matriz de presença e pseudo-ausência das espécies e as camadas climático-ambientais foram usadas na modelagem de nicho ecológico para obter uma matriz de adequabilidade climática para cada espécie e posteriormente, suas áreas de distribuição. Para cada algoritmo utilizado, os dados de ocorrência das espécies foram randomicamente divididos em dois conjuntos de dados por meio da técnica de validação-cruzada, sendo 75% para calibração e 25% para avaliação dos modelos. Este processo foi repetido 50 vezes em um sistema de validação cruzada de subamostragem *K-folds*, com $K = 4$. A validação cruzada com *K-folds* divide os dados em K partes aproximadamente de mesmo tamanho, e ajusta os modelos K vezes. Cada vez que uma parte é usada como dados de teste, as outras partes $K-1$ são usadas como dados de treinamento. Este procedimento gerou para cada modelo 200 projeções de adequabilidade climática, sendo estas individualmente transformadas em presença e ausência com base nos valores do limiar de decisão, de máxima sensibilidade e especificidade. Com base nas informações de presença e ausência geradas, foi calculada para cada célula a frequência de ocorrência das espécies, a qual varia de 0 a 1, em que valores iguais a 1 correspondem às condições de *habitat* ideais e valores iguais a 0 às condições de *habitat* subótimas para as espécies (Peterson et al. 2011). Para cada modelo a frequência de ocorrência obtida a partir das 200 projeções foi então convertida em presença e ausência para a obtenção da distribuição potencial das espécies, sendo que valores maiores ou iguais a 0.5 corresponderam às presenças e valores menores que 0.5 às ausências.

A performance preditiva dos modelos foi avaliada de acordo com a técnica *Receiver Operating Characteristic* (ROC), que plota a taxa de verdadeiros positivos (sensibilidade) contra a taxa de falsos positivos (1 - taxa verdadeiro negativo ou 1 - especificidade) calculada para múltiplas matrizes de confusão geradas por meio do aumento de limiares de decisão. A área sob essa curva (*Area Under the Curve* – AUC) consiste em uma medida de avaliação da performance preditiva do modelo independente do limiar de decisão (Manel et al. 2001; Liu et al. 2005). O valor de AUC igual a 0.5 implica em um modelo cuja eficácia não é melhor do que uma seleção ao acaso, e valores próximos a 1 indicam melhor performance devido à maior taxa de verdadeiros-positivos e à menor taxa de falsos-positivos. Modelos com valores de AUC acima de 0.8 foram então combinados para obtenção de uma previsão consenso (Araújo e New 2007). A adequabilidade climática do consenso (aqui chamada de *suitability*) foi obtida pela média da frequência de ocorrência, considerando os modelos retidos no consenso (aqueles com AUC maiores que 0.8). As presenças e ausências do consenso (representando a distribuição potencial das espécies) foram obtidas a partir dos valores consenso de adequabilidade climática, com

valores maiores ou iguais a 0.5 correspondendo à presença e valores menores que 0.5 correspondendo a ausências.

Este protocolo foi performado para o presente e para cada tempo futuro (2050 e 2080), considerando dois RCPs (4.5 e 8.5) e 4 AOGCMs (CCSM, CSIRO, MIROC, MRI). Os resultados dos AOGCMs foram combinados dentro de cada RCP para cada ano, resultando em previsões para 2050 RCP 4.5, 2050 RCP 8.5, 2080 RCP 4.5 e 2080 RCP 8.5. Desta forma, o protocolo de modelagem aqui empregado para cada espécie foi composto por um total de 1.800 previsões (50 aleatorizações x 4 *folds* x 9 MNEs) para o tempo presente e 14.000 previsões (50 aleatorizações x 4 *folds* x 9 MNEs x 4 GCMs x 2 RCPs) para cada tempo futuro (2050 e 2080), totalizando, portanto, 28.000 projeções futuras.

A modelagem de nicho ecológico foi conduzida em *software* R (R Development Core Team 2019) associadas às tarefas de geoprocessamento, avaliação de colinearidade de variáveis, treinamento, avaliação e combinação de modelos em consenso, o qual reúne múltiplos pacotes (*raster* (Hijmans 2020), *rgdal* (Bivand et al. 2020), *sf* (Pebesma 2018), *rgeos* (Bivand e Rundel 2020), *usdm* (Naimi 2014), *sdm* (Naimi e Araujo 2016), *mapview* (Appelhans 2020), *ade4* (Chessel et al. 2004; Dray e Dufour 2007; Dray et al. 2007; Bougeard e Dray 2018), entre outros). Citamos aqui os principais pacotes, a lista com todos os pacotes está disponibilizada em material suplementar (Apêndice A). Os mapas foram gerados no *software* ArcGIS 10.8 (ESRI 2019).

2.2.4 Identificação Áreas Climaticamente Estáveis

Áreas climaticamente estáveis são áreas preditas com ocorrência da espécie nos diferentes tempos (presente, 2050 e 2080) e cenários de emissão de carbono (moderado e pessimista). Definimos as áreas climaticamente estáveis combinando os resultados de presença e ausência e da *suitability* da modelagem de nicho ecológico.

Primeiramente, foi utilizado o resultado de presença e ausência modelados (vetores binários de 0 e 1) nos diferentes tempos (presente, 2050 e 2080) e cenários de emissão de carbono (moderado e pessimista) para cada espécie. Considerando que temos cinco cenários, as células que apresentaram resultado da soma igual a cinco correspondem a porções da bacia em que cada espécie foi predita para ocupar no tempo atual, meados e final do século, e em cenários de emissões moderadas e pessimistas, constituindo-se, portanto, em áreas climaticamente estáveis.

Calculamos então a *suitability* média para estas células identificadas como áreas climaticamente estáveis, a partir da média aritmética da *suitability* dos cinco cenários para cada célula, como mostrado a seguir (Equação 01):

$$\underline{S}_i = \frac{(Ca_i + Cb_i + Cc_i + Cd_i + Ce_i)}{5} \quad \text{Equação 01}$$

Em que:

- \underline{S}_i : média da *suitability* das áreas climaticamente estáveis;
- Ca_i : *suitability* para o cenário presente;
- Cb_i : *suitability* para o cenário RCP 4.5 para 2050;
- Cc_i : *suitability* para o cenário RCP 8.5 para 2050;
- Cd_i : *suitability* para o cenário RCP 4.5 para 2080;
- Ce_i : *suitability* para o cenário RCP 8.5 para 2080;
- i é o valor encontrado na posição i .

Para identificar *habitat* altamente adequados nas áreas climaticamente estáveis, baseou-se nos métodos utilizados por Khosravi et al. (2018), em que aplicaram diferentes limiares de corte, como média e mediana, para identificar a porcentagem de áreas com altos valores de adequabilidade climáticas na paisagem de estudo. Foi utilizado o valor da mediana como limiar da *suitability* média (\underline{S}_i) como limiar de corte para as duas espécies, o valor da mediana foi de 0,8. Optou-se pela utilização de altos valores de adequabilidade climáticas como limiar de corte por ser uma ferramenta de maior confiança para a aplicabilidade no planejamento e gestão das terras destinadas à proteção e restauração ambiental.

2.3 Disponibilidade de vegetação por célula

Mensuramos a porcentagem de vegetação disponível nas células (DVC) climaticamente estáveis. Para tanto, dados de uso e ocupação da terra foram obtidos do *Copernicus Global Land Service* (CGLS) (<https://land.copernicus.eu/global/index.html>), que oferece o mapa global de uso da terra com resolução espacial de 100 m. O mapa traz informações para as classes: agricultura, floresta, pastagem, musgo e líquen, banhado (área úmida), área urbanizada, solo exposto, água e neve.

O mapa de uso da terra foi reclassificado, e para este estudo consideramos apenas as classes floresta e banhado com vegetação, que representa a classe de maior importância pois são as classes que fornecem a principal base de alimento para as duas espécies de peixes. A partir disso, foi usado a função *Zonal Statistics* do *software* ArcGIS 10.8 (ESRI 2019) para determinar porcentagem vegetação disponível por célula, apresentando os resultados em valores entre 0 e 1, em que, valores próximos a 1 corresponde a cobertura vegetal de quase 100%, os próximos a 0, praticamente não apresentam vegetação disponível na célula.

2.4 Identificação áreas prioritárias para a conservação das espécies

Para a identificação de áreas prioritárias para conservação e restauração da interação peixe-floresta na bacia Paraná-Paraguai, os resultados da média da *suitability* das áreas climaticamente estáveis a partir da modelagem de nicho ecológico para as duas espécies de peixes frugívoros, foram combinados com a disponibilidade de vegetação por célula da grid.

A *suitability* média das áreas estáveis (\underline{S}_i), foi multiplicada pelos valores de disponibilidade de vegetação por célula (DVC), a fim de gerar um índice de *Optimum* ambiental utilizado para identificar potenciais áreas de conservação e restauração. Esse índice evidencia as áreas com menores e maiores disponibilidade de vegetação por célula, uma vez que baixos valores de DVC multiplicados com a \underline{S}_i (apenas valores $>0,8$), resultará em um índice de baixo valor. Assim como altos valores de disponibilidade de vegetação, conseqüentemente, resultará em altos valores para o índice. Baixos valores de *Optimum* ambiental, propomos como potenciais áreas de restauração por apresentar alta adequabilidade climática e pouco ou nenhum recurso alimentar as espécies em consequência da baixa disponibilidade de vegetação. Enquanto os altos valores de *Optimum* ambiental, propomos como potenciais áreas de conservação, pois além da alta adequabilidade climática há recursos energéticos disponibilizados pela vegetação. Desta forma, utilizamos o *Optimum* ambiental como dado de entrada de uma análise de *hotspot* (*HotSpot Analysis*, Getis-Ord G_i^*) Mitchell (2005), Getis e Ord (2010), para identificar *clusters* de *hotspots* (altos valores de *Optimum* ambiental), como potenciais áreas de conservação, e *clusters* de *coldspot* (baixos valores de *Optimum* ambiental) em potenciais áreas de restauração.

A ferramenta *Hot Spot Analysis* calcula a estatística Getis-Ord G_i para cada recurso em um conjunto de dados. Os escores z e os valores p resultantes informam onde os recursos com valores altos ou baixos se agrupam espacialmente. Essa ferramenta funciona observando cada recurso dentro do contexto dos recursos vizinhos. Um recurso com um valor alto é interessante, mas pode não ser um ponto de acesso estatisticamente significativo. Para ser um ponto de acesso estatisticamente significativo, um recurso terá um valor alto e será cercado por outros recursos com valores altos também. A soma local de um recurso e seus vizinhos é comparada proporcionalmente à soma de todos os recursos; quando a soma local é muito diferente da soma local esperada e quando essa diferença é muito grande para ser o resultado de uma chance aleatória, o resultado é um escore z estatisticamente significativo. Quando a correção FDR é aplicada, a significância estatística é ajustada para levar em conta vários testes e dependência espacial. A estatística G_i^* retornada para cada recurso no conjunto de dados é um z -score. Para escores z positivos estatisticamente significativos, quanto maior for o escore z , mais intenso será o

agrupamento de valores altos (*hotspots*). Para escores z negativos estatisticamente significativos, quanto menor for o escore z , mais intenso será o agrupamento de valores baixos (*coldspots*).

A análise de *HotSpot Analysis*, Getis-Ord G_i^* é uma técnica potencial para caracterização e quantificação da autocorrelação espacial, e tem se mostrado como um método estatístico útil para o mapeamento de *hotspots* e *coldspots* em planejamentos em escala de paisagens. Sua aplicação tem sido amplamente utilizada em estudos para identificação de mapas e na conservação de serviços ecossistêmicos (Bagstad et al. 2017, Li et al. 2017), na identificação de áreas de alta biodiversidade (Sussman et al. 2019) no planejamento e gestão urbana sustentável (Tran et al. 2017), entre outros. Para determinar as áreas prioritárias para conservação e restauração de ambas as espécies, unificou-se os resultados das análises de *HotSpot Analysis*, Getis-Ord G_i^* para *P. mesopotamicus* e *M. tiete*, gerando assim um único mapa de *hotspot* e *coldspot*.

2.4.1 Áreas climaticamente estáveis protegidas por Unidade de conservação (UC)

Analisou-se a sobreposição das áreas climaticamente estáveis e das áreas para conservação e restauração com as unidades de conservação (UCs), para identificar a porcentagem de *habitat* protegidos. Os mapas de UCs foram retirados do Banco de Dados Mundial sobre Áreas Protegidas (WDPA), e reescalado para a *grid*. Utilizamos a ferramenta *Intersect* no ArcGIS 10.8 (ESRI 2019), para calcular a interseção geométrica dos dados de entrada comuns entre si, e posteriormente calculamos suas respectivas áreas.

3 RESULTADOS

3.1 Ocorrências das espécies

Piaractus mesopotamicus e *M. tiete* apresentaram, respectivamente, 433 e 322 ocorrências georreferenciadas. Transpondo essas ocorrências na *grid*, não considerando as repetições de ocorrências, *P. mesopotamicus* ocupou 186 das 16.384 células e *M. tiete*, com uma distribuição nativa menor, dentre as 4.545 células da *grid* ocupou 129 células.

3.2 Seleção das Variáveis preditoras pelo VIF

Para a seleção de preditores, a análise de fator de inflação de variância (VIF) discriminou variáveis que não apresentaram problemas de colinearidade (Tabela 1).

Tabela 1. Variáveis bioclimáticas e hidrológicas selecionadas a partir da análise de VIF e seus respectivos valores.

Variáveis Bioclimáticas	VIF
BIO 2 – faixa diurna média (média mensal (temp. máx. – temp. mín))	1.492426
BIO 8 - temperatura média do trimestre mais chuvoso	1.165851
BIO 18 - precipitação do trimestre mais quente	1.154621
BIO 19 - precipitação do trimestre mais frio	1.355209
Variáveis Hidrológicas	
LENGTH - comprimento do seguimento do rio em um dado alcance (km)	1.002015
DISTAV – estimativa média de vazão em m ³ /seg	1.002015

3.3 Distribuição potencial das espécies nos diferentes cenários

As predições do modelo consenso do *P. mesopotamicus* para o presente, mostram regiões de maior adequabilidade climático-ambiental principalmente nas porções alto rio Paraguai com exceção aos tributários na margem direita em sua porção inferior, baixo Paraguai na calha principal e tributários da margem esquerda, alto rio Paraná com exceção aos trechos superiores (Fig. 3A). A área de adequabilidade climática para o presente corresponde a 36,32% (595.100 km²) da bacia Paraná-Paraguai (1.638.400 km²).

Predições futuras geradas pelo modelo consenso revelam redução das áreas climaticamente adequadas para a ocorrência da espécie, e em geral, deslocamento das mesmas para regiões de maiores latitudes, em direção aos trechos à jusante dos rios. No cenário moderado (RCP 4.5), as predições indicam redução nas áreas climático-ambientais para 2050, correspondendo a 29,79% de toda área da bacia (488.100 km²), e que se mantém em 2080 com abrangência de 29,63%

(485.500 km²) (Fig. 3B e 3C), enquanto as projeções para cenário pessimista (RCP 8.5) para os anos 2050 e 2080 apresentaram poucas perdas das áreas de adequabilidade climática em comparação com o cenário moderado. As áreas de adequabilidade climática para 2050 são de 28,61% (468.800 km²) da bacia e 26,76% (438.500 km²) para 2080. O cenário pessimista evidencia a importância do alto Pantanal para a ocorrência da espécie no futuro na porção do alto Paraguai (Fig. 3D e 3E). Em adição, revelam a importância do canal principal e trechos inferiores de tributários do baixo Pantanal, trecho inferior do alto Paraná e canal principal e trechos inferiores de tributários do médio Paraná.

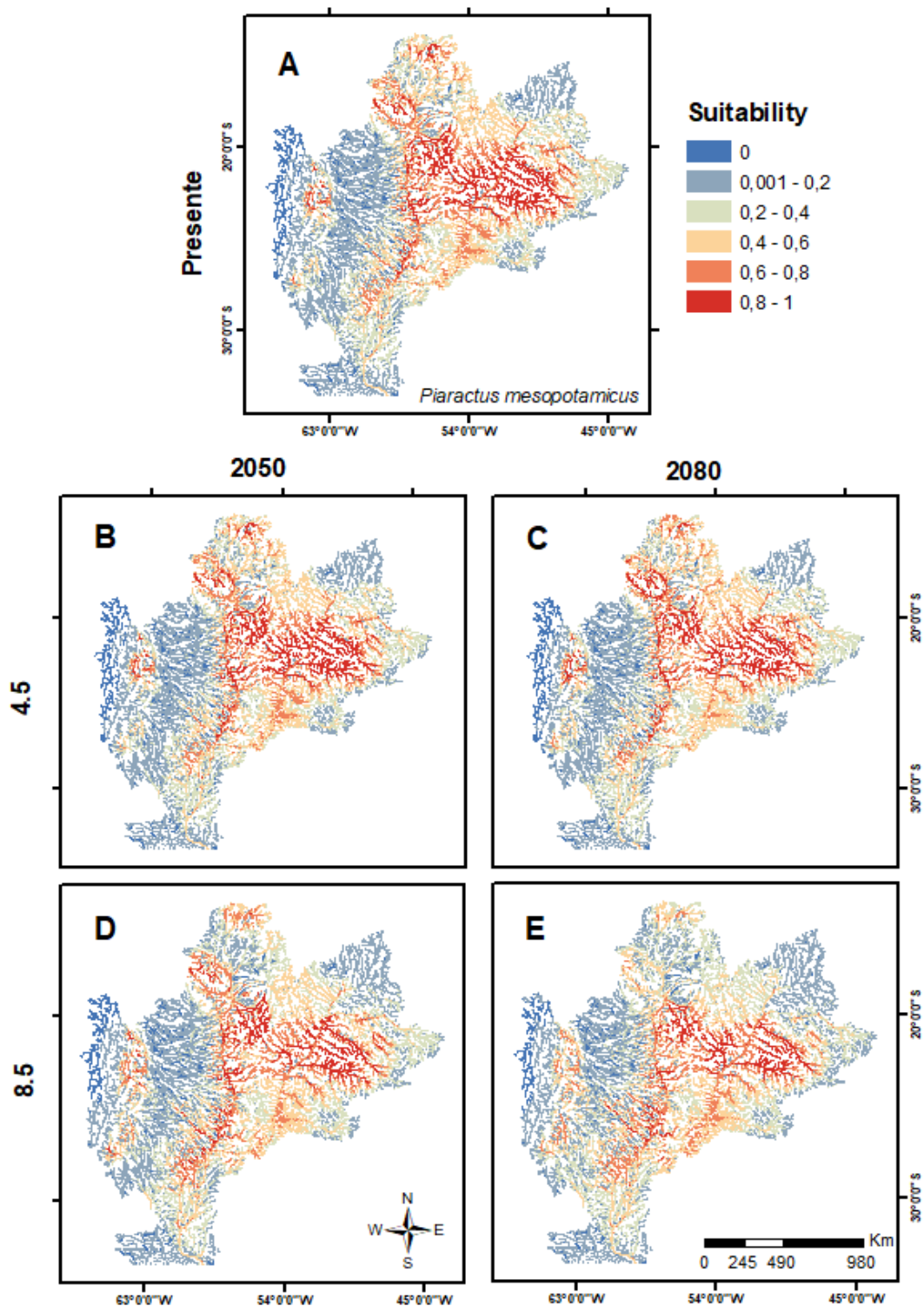


Fig 3. Adequação ambiental derivada do modelo consenso (consenso dos modelos “BIOCLIM”, “DEuc”, “MAHAL”, “MAXENT”, “MAXLIKE”, “ENFA”, “RF”, “SVM”, “GLM”) para *P. mesopotamicus* na bacia Paraná-Paraguai. A = presente; B = 2050 (RCP 4.5); C = 2080 (RCP 4.5); D = 2050 (RCP 8.5); E = 2080 (RCP 8.5). Os valores de *suitability* iguais a 1 correspondem às condições ambientais ideais e os valores iguais a 0 correspondem às condições ambientais não adequadas para a espécie.

As predições geradas para o presente, de acordo com o modelo consenso para *Myloplus tiete* mostram 87,17% (396.200 km²) da bacia do alto rio Paraná com adequabilidade climático-ambiental para espécie (Fig. 4A).

Para o futuro, as predições do modelo consenso mostraram redução da área climaticamente adequada para a espécie, com perdas na região da cabeceira e concentração de áreas com elevada adequabilidade climática nos trechos médios e inferiores do Alto Paraná. Essa redução é de 20,16% para o cenário moderado (RCP 4.5) para 2050, que passará a ter 67,01% (304.600 km²) da área da bacia com adequabilidade climática, se mantendo praticamente estável para 2080 com 66,09% (300.400 km²) (Fig. 4B e 4C). O cenário pessimista (RCP 8.5) também apresentou redução para 62,86% (285.700 km²) para 2050 (Fig. 4D), mas o ano de 2080 teve maior perda de área climático-ambiental adequada no alto rio Paraná, com redução para 55,84% (253.800 km²) da bacia, principalmente nas baixas latitudes (Fig. 4E).

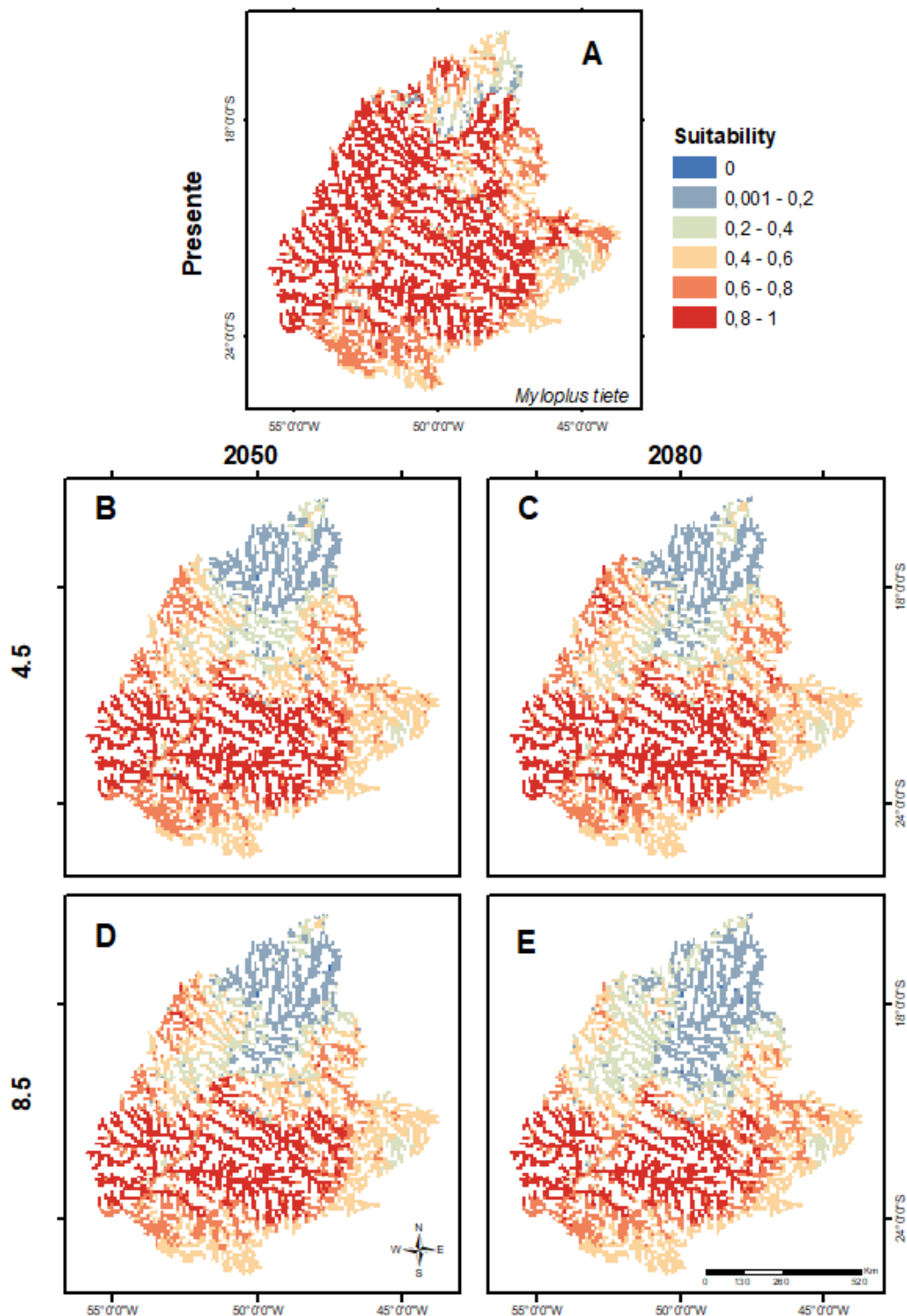


Fig 4. Adequação ambiental derivada do modelo de consenso (consenso dos modelos “BIOCLIM”, “DEuc”, “MAHAL”, “MAXENT”, “MAXLIKE”, “ENFA”, “RF”, “SVM”, “GLM”) para *M. tiete* na bacia do alto rio Paraná. A = presente; B = 2050 (RCP 4.5); C = 2080 (RCP 4.5); D = 2050 (RCP 8.5); E = 2080 (RCP 8.5). Os valores de *suitability* iguais a 1 correspondem às condições ambientais ideais e os valores iguais a 0 correspondem às condições ambientais não adequadas para a espécie.

3.4 Áreas Climaticamente Estáveis

A bacia Paraná-Paraguai, região de ocorrência do *P. mesopotamicus*, apresentou 2.049 das 16.384 células da *grid* como áreas climaticamente estáveis. Com limiar de corte da *suitability* média, das 2.049 células foi reduzido para 1.030 células, o que representa 6.2% de toda a área de distribuição nativa da espécie (Fig. 5).

Myloplus tiete apresentou 1.947 das 4.545 células da *grid* como áreas climaticamente estáveis (42,23%), contudo, utilizando o mesmo limiar de corte, essa área reduziu para 1.179 células, correspondendo a 25,9% da área nativa com potencial área de distribuição (Fig. 6).

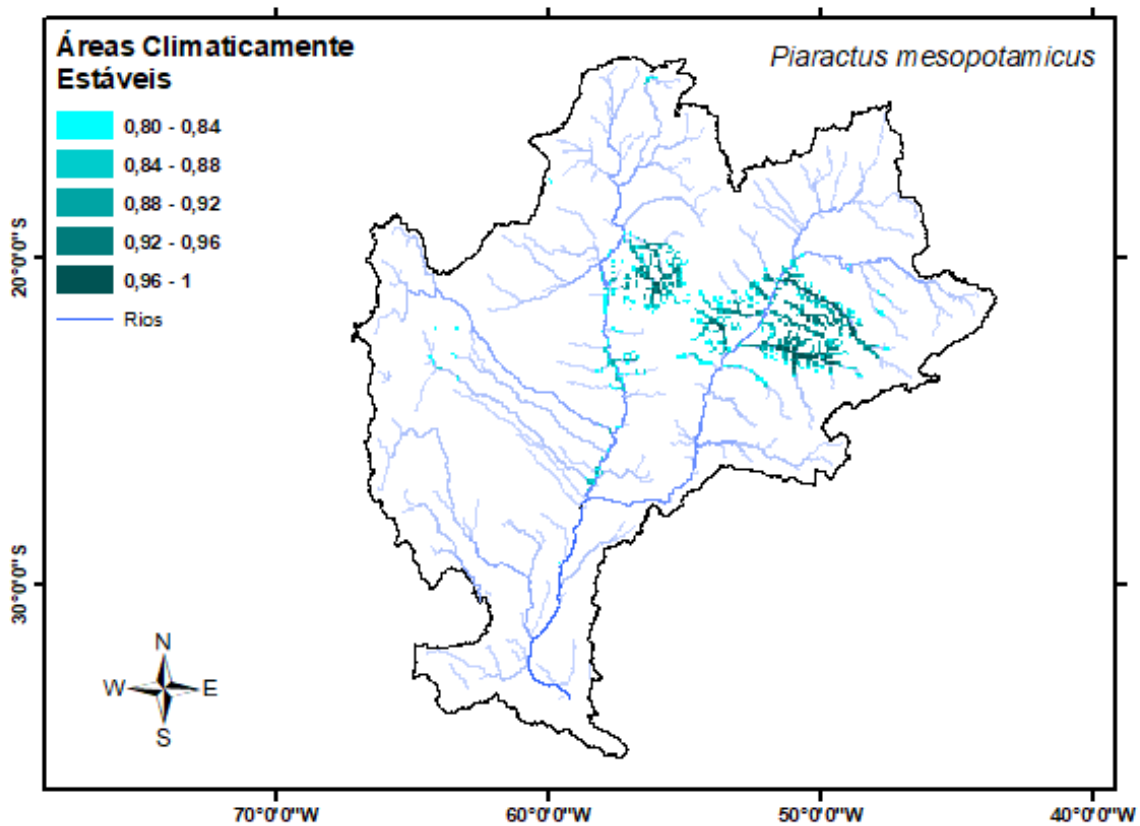


Fig 5. Áreas climaticamente estáveis para *P. mesopotamicus* na bacia Paraná-Paraguai. Os valores da legenda correspondem a *suitability* média.

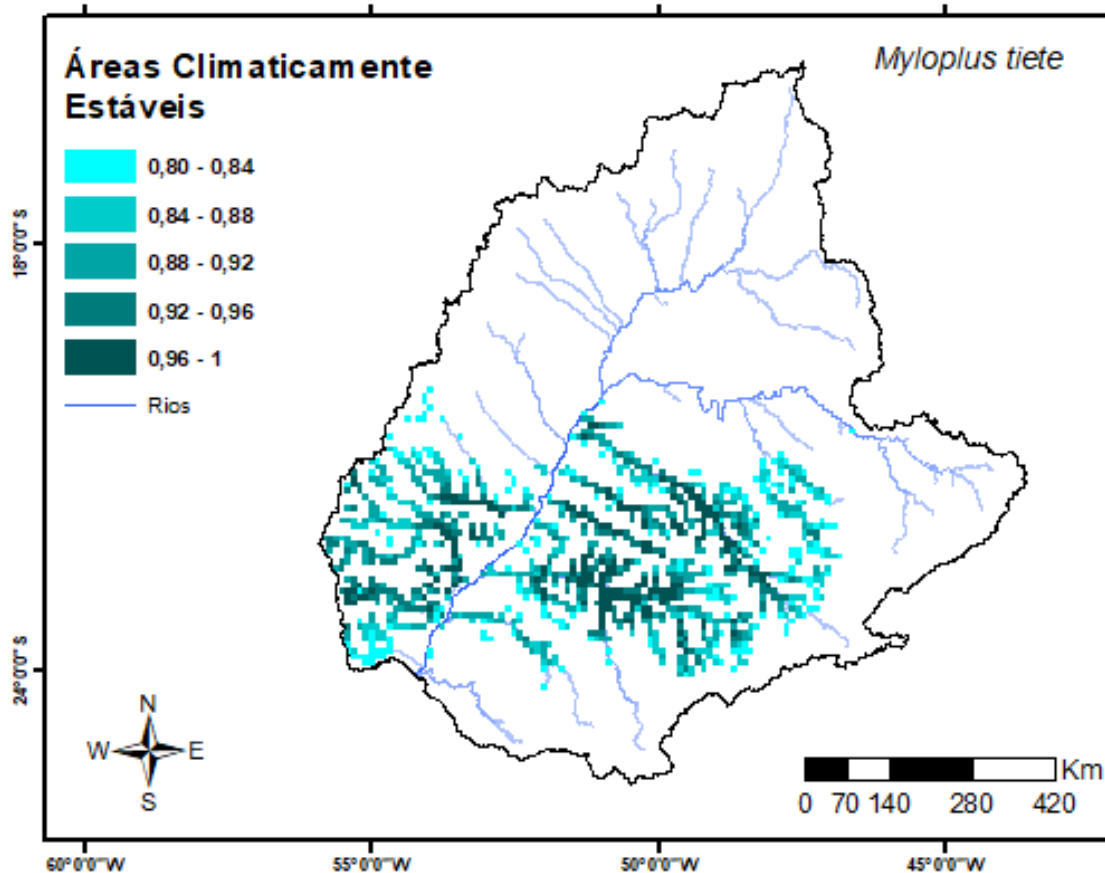


Fig 6. Áreas climaticamente estáveis para *M. tiete* na bacia do alto rio Paraná. Os valores da legenda correspondem a *suitability* média.

3.5 Disponibilidade de Vegetação por célula (DVC)

Ao analisar DVC foi identificado baixa disponibilidade de vegetação nas áreas climaticamente estáveis para as espécies. Em geral, os gráficos de barras mostram o número de células pela DVC, e evidenciam um maior número de células para valores menores que 0,20 de DVC. Além disso, constatou-se um baixo número de células com valores elevados de DVC (Fig. 7 e 9).

A média de DVC das áreas climaticamente estáveis para *P. mesopotamicus*, foi de 37% (DVC = 0,37), apresentando 0,021 como o menor valor de DVC e 0,99 como maior valor (Fig. 7 e 8). As áreas climaticamente estáveis de *M. tiete*, apontaram valores ainda menores. A média de DVC foi 26% (0,26), com áreas apresentando valores máximos de DVC igual a 0,92, e áreas com nenhuma vegetação disponível (DVC = 0,0) (Fig. 9 e 10).

Na bacia Paraná-Paraguai, observou-se uma maior disponibilidade de vegetação na bacia do rio Paraguai, enquanto no rio Paraná, os melhores valores de DVC concentram-se nos

tributários à margem direita do rio Paraná, e nos trechos superiores dos tributários da margem esquerda (Fig. 8). Na bacia do alto rio Paraná, tributários do rio Paranapanema apresentaram maiores DVC, com valores entre 0,8 e 1 de DVC (Fig. 10).

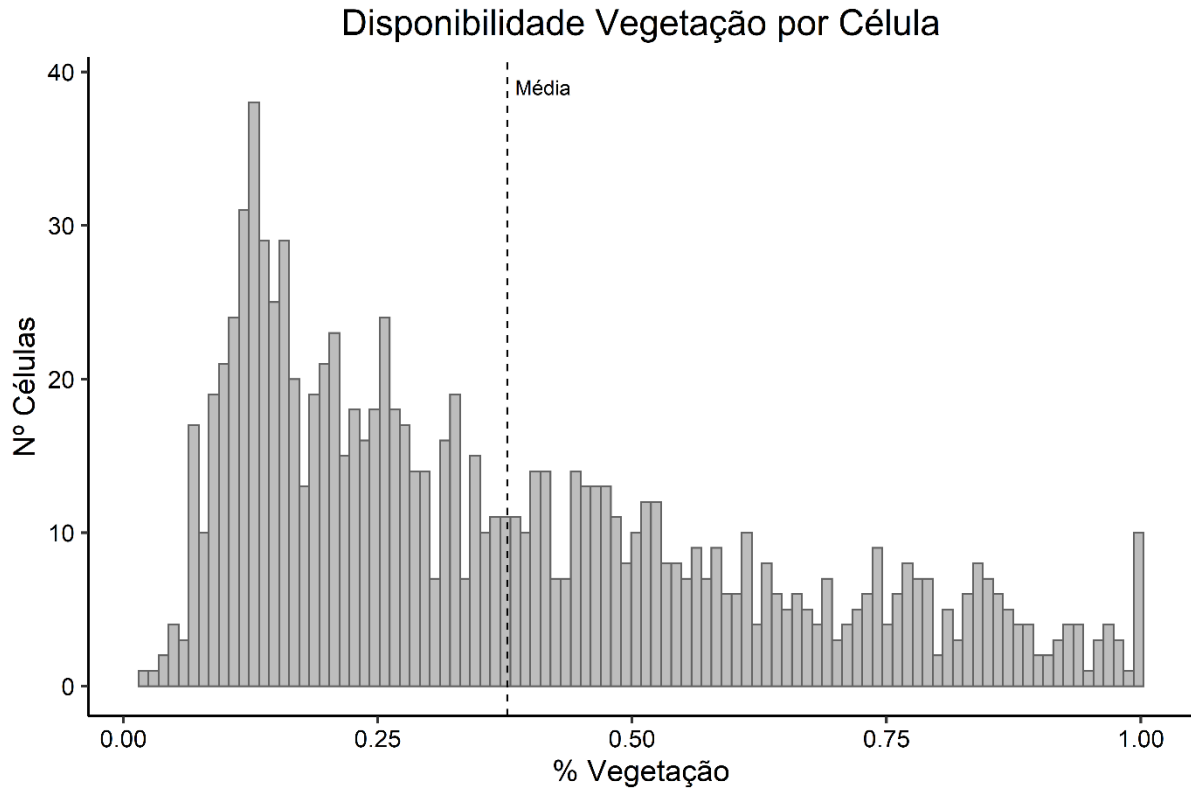


Fig.

7. Disponibilidade de vegetação por célula (DVC) para a bacia Paraná-Paraguai, região de ocorrência para *P. mesopotamicus*. Média DVC = 0,37. Mínimo = 0,021. Máximo = 0,99.

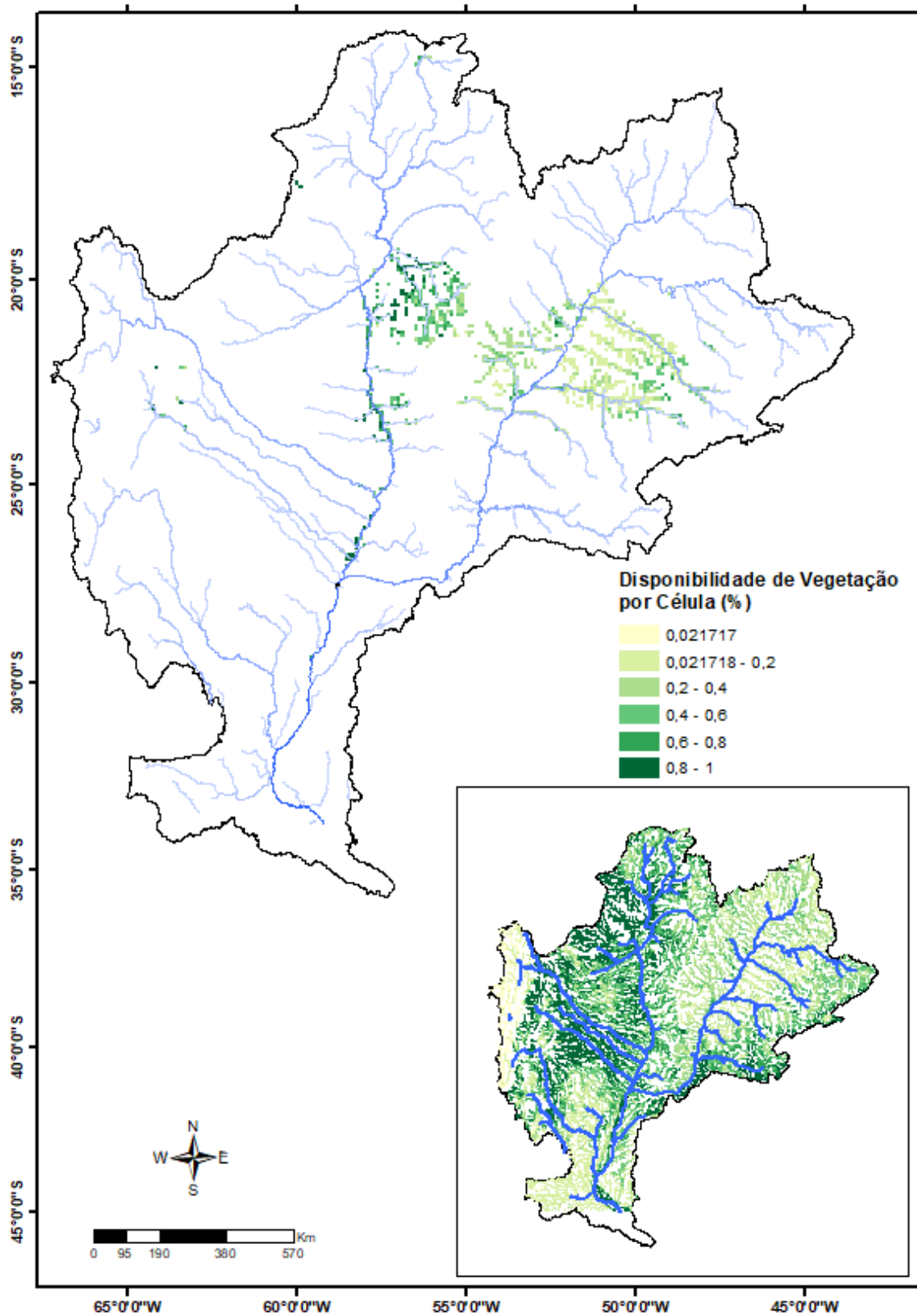


Fig. 8. Disponibilidade de vegetação por célula (DVC) em porcentagem (%) normalizada para *P. mesopotamicus* na bacia Paraná-Paraguai para as áreas climaticamente estáveis. O mapa menor mostra a disponibilidade de vegetação para toda bacia Paraná-Paraguai.

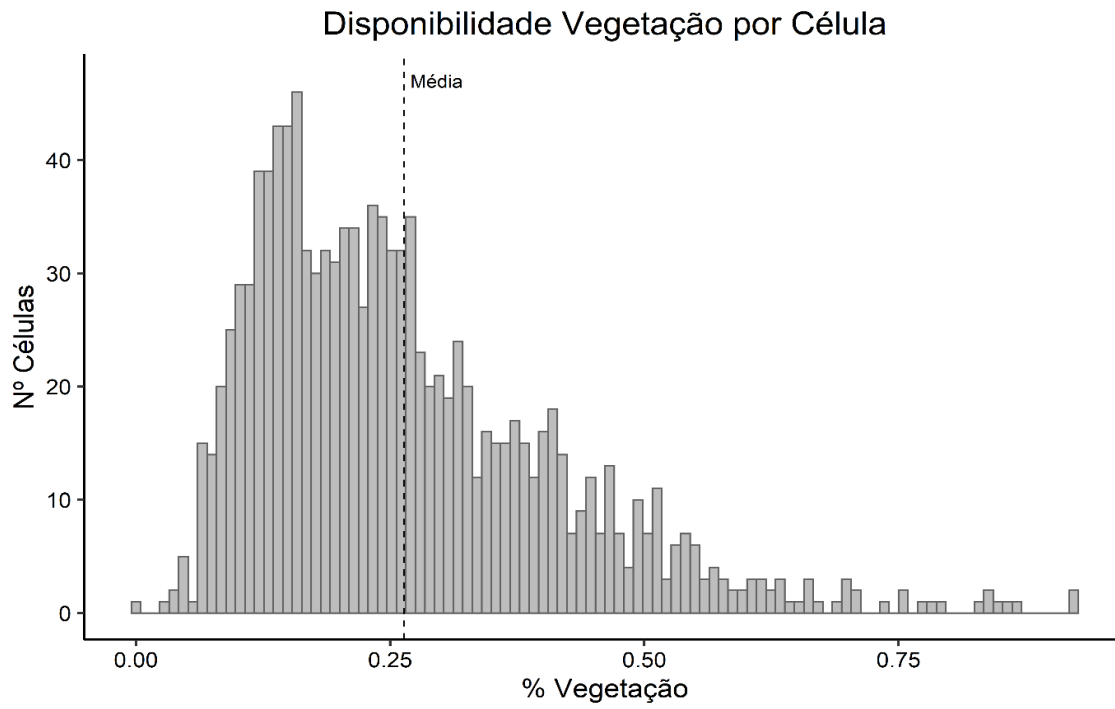


Fig. 9. Disponibilidade de vegetação por célula (DVC) para a bacia do alto rio Paraná, região de ocorrência para *M. tiete*. Média DVC = 0,26. Mínimo = 0,0. Máximo = 0,92.

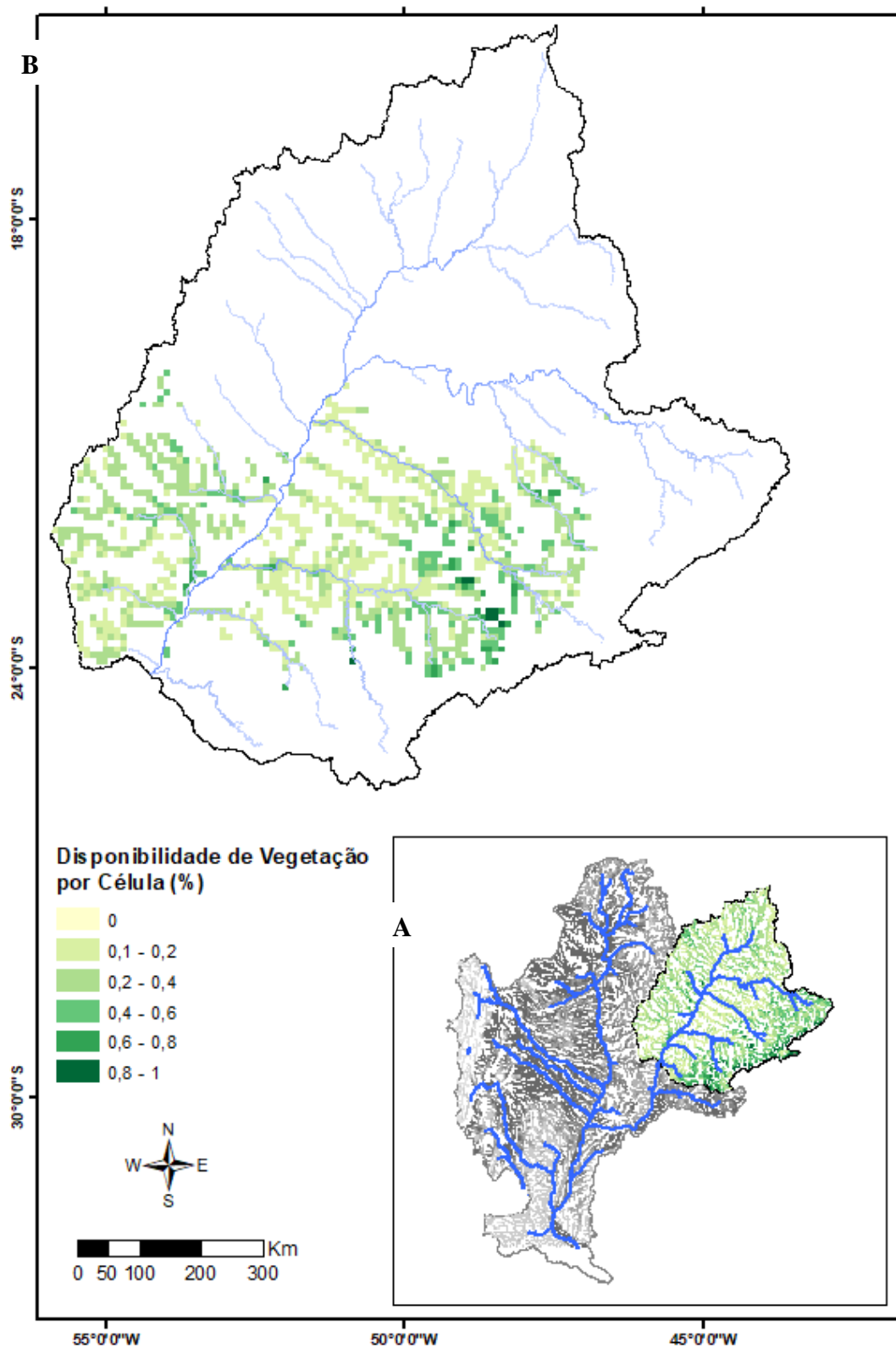


Fig. 10. Disponibilidade de vegetação por célula (DVC) em porcentagem (%) normalizada para *M. tiete* na bacia do alto rio Paraná para as áreas climaticamente estáveis (B). Disponibilidade de vegetação para bacia Paraná-Paraguai (A).

3.6 Identificação áreas prioritárias para a conservação das espécies

O *Optimum* ambiental, permitiu visualizar as áreas com alta adequabilidade climática unida às variações na disponibilidade de vegetação (Fig. 11 e 12). Em geral, a bacia Paraná-Paraguai apresentou o baixo Pantanal na sub-bacia do rio Paraguai, regiões de cabeceira dos tributários do rio Paranapanema e Tietê, e alguns tributários a margem direita do rio Paraná, como áreas de *hotspot* (Fig. 13), proposta por nós como áreas de conservação. Enquanto a foz do rio Tietê, rio Aguapeí, rio do Peixe e rio Paranapanema, identificadas como áreas de *coldspot*, sugerimos como prioritárias a restauração por não apresentarem recursos energéticos suficientes para as espécies que dependem de alimentos autóctones derivados de vegetação ribeirinha e sazonalmente inundada (Fig. 13).

Não houve altos valores de sobreposição das áreas *hotspot* ou *coldspot*, e das áreas não significativas entre as espécies. No total, foram 2.209 células (220.900 km²) analisadas pela *HotSpot Analysis, Getis-Ord Gi**. Destas células, apenas 0,45% apresentaram sobreposição de *hotspot* e 14,58% de *coldspot*. A sobreposição de células não significativas foi de 24,72%.

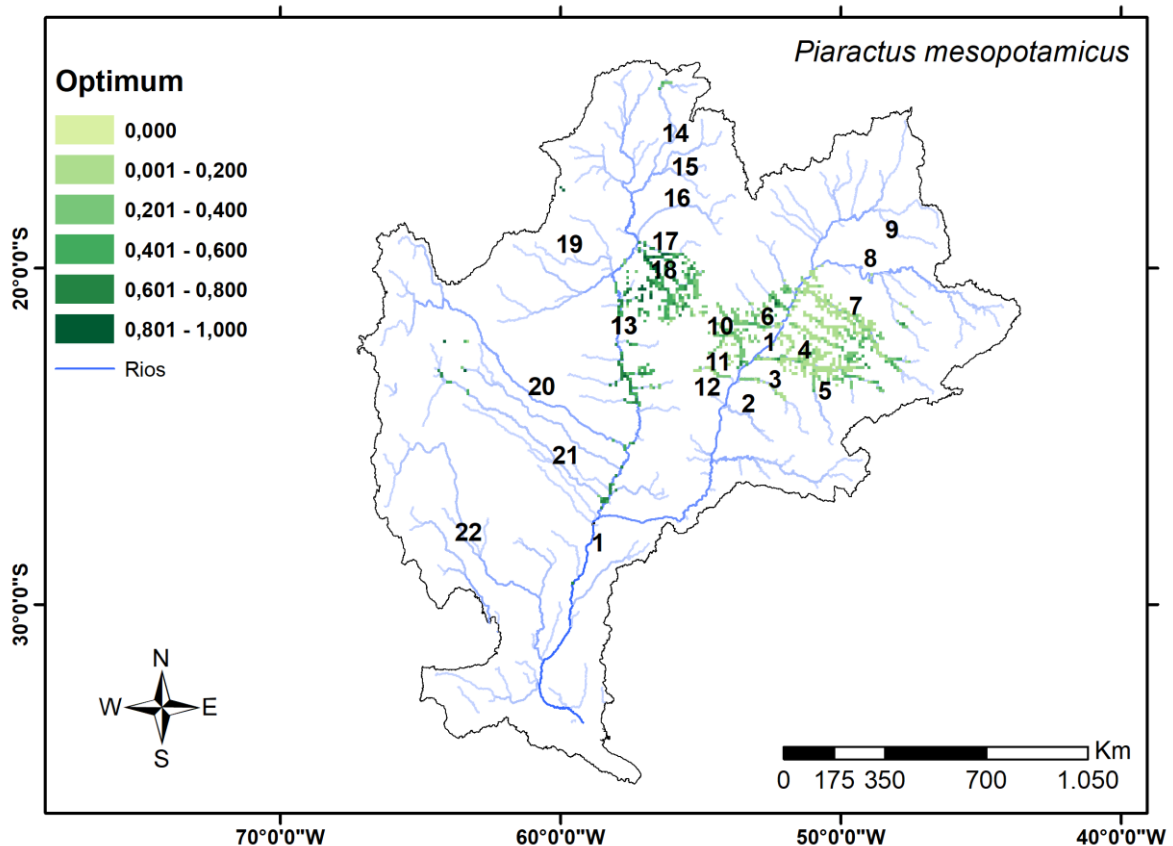


Fig. 11. Valores do índice *Optimum* para a bacia Paraná-Paraguai considerando as áreas climaticamente estáveis do *P. mesopotamicus*. 1. rio Paraná, 2. rio Piquiri, 3. rio Ivaí, 4. rio Paranapanema, 5. rio Tibagi, 6. rio Brilhante, 7. rio Tietê, 8. rio Grande, 9. rio Paranaíba, 10. rio

Ivinhema, 11. rio Amambai, 12. rio Iguatemi, 13. rio Paraguai, 14. Rio Cuiabá, 15. rio São Lourenço, 16. rio Taquari, 17. rio Negro, 18. rio Miranda, 19. rio Yacaré, 20. rio Pilcomayo, 21. rio Aguaray-Guazú, 22. rio Salado.

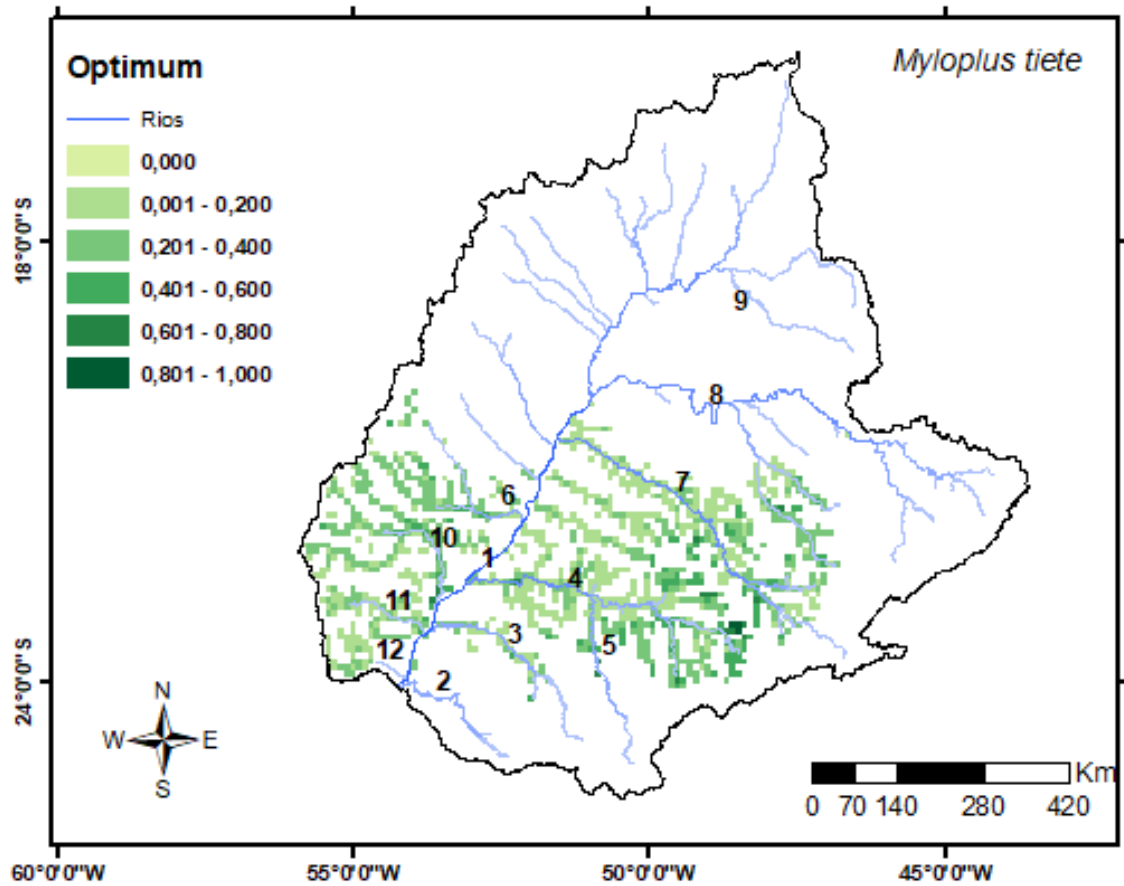


Fig. 12. Valores do índice *Optimum* para a bacia alto Rio Paraná considerando as áreas climaticamente estáveis do *M. tiete*. 1. Rio Paraná, 2. Rio Piquiri, 3. Rio Ivaí, 4. Rio Parapanema, 5. Rio Tibagi, 6. Rio Brilhante, 7. Rio Tietê, 8. Rio Grande, 9. Rio Paranaíba, 10. Rio Ivinhema, 11. Rio Amambai, 12. Rio Iguatemi.

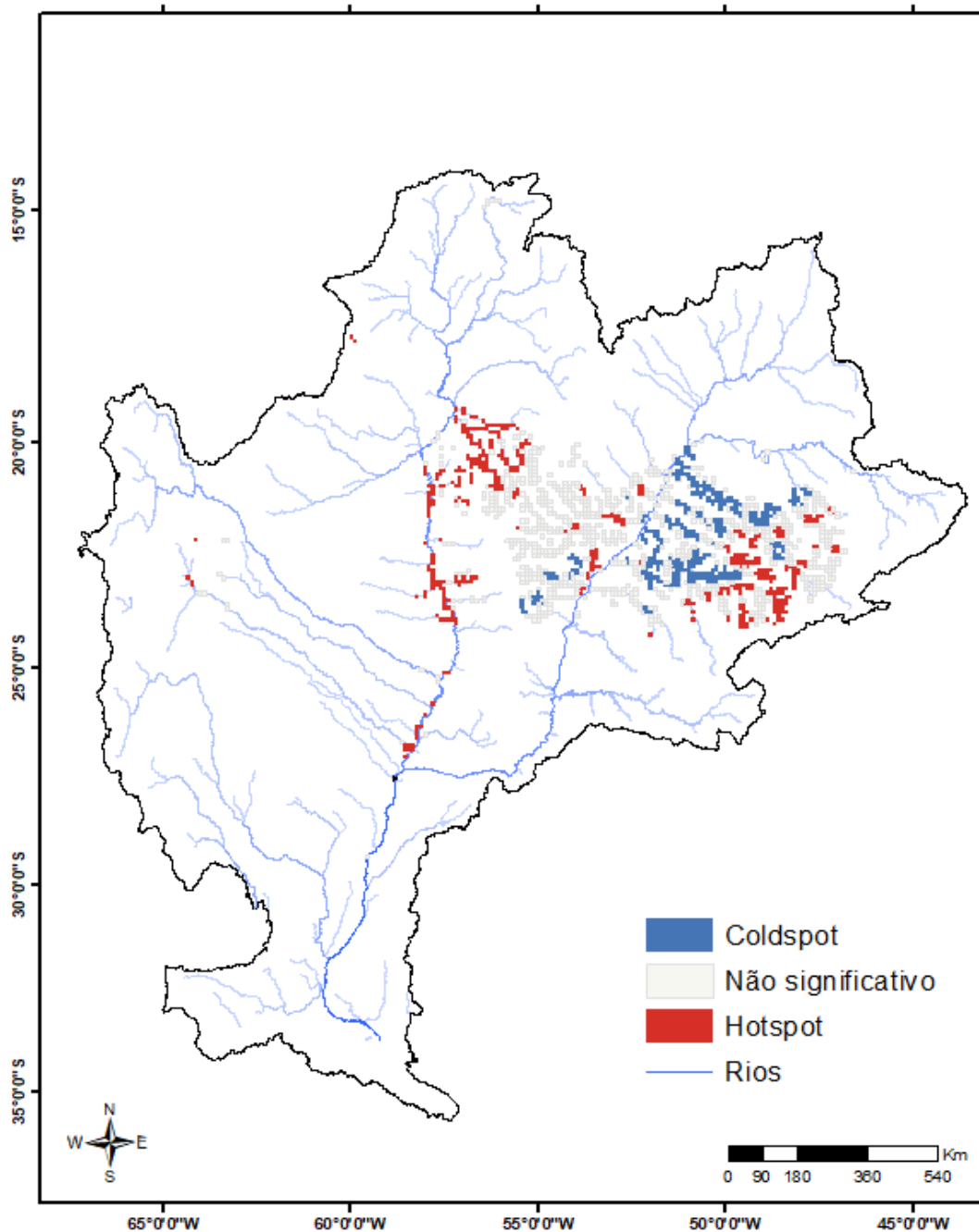


Fig. 13. Combinação das análises de *hotspot* da bacia Paraná-Paraguai e bacia do alto rio Paraná para *P. mesopotamicus* e *M. tiete*. O *hotspot* propomos como áreas prioritárias à conservação e o *coldspot*, como áreas prioritárias à restauração.

3.6.1 Áreas climaticamente estáveis protegidas por Unidades de conservação

Na sobreposição das áreas climaticamente estáveis para as duas espécies, sobre as áreas das unidades de conservação se constatou que apenas 20,7% dos rios de terceira e maiores ordens estão protegidos por UCs. Dessas UCs, 91,5% estão em território brasileiro, 4,5% em território argentino e 4% em território paraguaio.

Dos locais sugeridos como áreas prioritárias para a conservação, 45,3% delas encontram-se protegidas por UCs. Das áreas prioritárias para a restauração, 7,9% pertencem aos limites das UCs. O restante das UCs (46,81%), estão localizadas em regiões não prioritárias a conservação e restauração da interação peixe-floresta. Esses locais apresentaram valores de *Optimum* não significativos para a análise de *hotspot*.

4 DISCUSSÃO

O estudo evidencia áreas adequadas para a conservação e restauração da interação peixe-floresta e serviços ecossistêmicos na bacia rio Paraná-Paraguai, frente às alterações impostas pelas mudanças climáticas e uso da terra. A identificação de áreas climaticamente estáveis para *P. mesopotamicus* e *M. tiete*, em adição a disponibilidade de vegetação nessas áreas, revela-se como uma efetiva ferramenta para tomadores de decisão, na escolha de locais onde as ações de conservação das espécies e de serviços ecossistêmicos devem ser iniciadas, frente a cenários atuais e futuros de intenso impacto antrópico.

As previsões para o cenário atual mostram quase toda a extensão da bacia do alto rio Paraná para *M. tiete* e parte da mesma bacia para *P. mesopotamicus* com ótima adequabilidade climática. As previsões futuras destacam a região do rio Tietê, rio Aguapeí, rio do Peixe e rio Paranapanema, na bacia do alto rio Paraná, como potenciais áreas de refúgio climático para as duas espécies. Um fator preocupante, pois essas sub-bacias no alto rio Paraná, encontram-se altamente impactadas em consequência da poluição, desmatamento, e por construções de barragens que atuam como barreiras na dispersão dos peixes, principalmente as espécies migradoras em período reprodutivo (Agostinho et al. 2008; Britto & Carvalho 2013; Pelicice et al. 2015), além de atuarem como fonte de propágulo de espécies de peixes não-nativas (Muniz et al. 2020).

P. mesopotamicus por apresentar distribuição na bacia Paraná-Paraguai, sua adequabilidade climática para o presente se estende para a região superior do Pantanal, e a calha principal do rio Paraguai até confluir com o rio Paraná. Para cenários futuros, os modelos apontam que as áreas com adequabilidade climática irão se concentrar na região inferior do Pantanal, que abrange os afluentes dos rios Taquari, Negro e Miranda, mais a calha principal do rio Paraguai. O Pantanal, a maior planície de inundação do mundo (Ioris et al. 2014), atua como rota migratória por se conectar com grandes sistemas fluviais, e possui alta biodiversidade de peixes e de vegetação (Junk et al. 2006), e está ameaçado por ações antrópicas (Schulz et al. 2019). As construções de barragens de hidrelétricas previstas irão interferir no regime hidrológico dos rios, alterando os pulsos de inundação (Ely et al. 2020), afetando na migração (Medinas de Campos et al. 2020) e na reprodução de várias espécies de peixes assim como aconteceu na bacia do rio Paraná (Agostinho et al. 2004).

O encolhimento das áreas climaticamente adequadas combinada com as ameaças antropogênicas, revelam a vulnerabilidade de *P. mesopotamicus* e *M. tiete*, e enfatiza a importância da conservação das espécies frugívoras e seus habitats. A sobre-exploração das espécies de peixes frugívoros tem diminuído o tamanho populacional, e a preferência por peixes

maiores, tem limitado a população a indivíduos mais jovens e menores (Correa et al. 2015b). A redução na abundância e riqueza de espécies de peixes frugívoros de grande porte afeta suas interações com plantas em planície de inundação neotropical (Araujo et al. 2021). Peixes maiores predam uma quantidade, diversidade e tamanho de sementes maiores em relação aos peixes de menores portes, contribuindo para a dispersão de sementes a longa distância. A alteração dessa relação mutualística pode diminuir as taxas de dispersão de sementes, o sucesso da germinação e levar ao declínio da diversidade de plantas das planícies de inundação neotropicais (Correa et al. 2015b; Correa et al. 2016). Ademais, as recentes alterações no regime de fogo entre 2019 e 2020, podem contribuir na perda da biodiversidade, na substituição de espécies nativas de plantas e mudanças nos processos ecológicos (Leal Filho et al. 2021).

As áreas climaticamente estáveis, reiteram a drástica redução da distribuição das espécies ao longo do tempo e em diferentes cenários de emissões de carbono. A redução na área de distribuição das espécies pode ser explicada pela fisiologia e história de vida das espécies, em que a adaptação e evolução em específicos nichos e regimes hidrológicos estão relacionadas à temperatura (Ficke et al. 2007, Pecl et al. 2017), restringindo sua presença em áreas em que a variação bioclimática esteja entre os limites de tolerância para cada espécie. Além dos limites de tolerância bioclimáticos, é necessário investigar se essas áreas de alta adequabilidade climática possuem recursos para a manutenção e sobrevivência das espécies, tendo em vista que os dados de disponibilidade de vegetação na bacia Paraná-Paraguai não são otimistas.

A bacia Paraná-Paraguai compreende os biomas Pantanal, Cerrado e Mata Atlântica, e apresenta suas paisagens altamente fragmentadas, onde a cobertura da vegetação nativa foi substituída principalmente por terras agrícolas, pastagens, e áreas urbanas (Garcia et al. 2017, Rezende et al. 2018, Schulz et al. 2019). A alta fragmentação da paisagem, e conseqüentemente a baixa disponibilidade de vegetação ripária causadas pelo desmatamento representa ameaça à biodiversidade, ao fornecimento de serviços ecossistêmicos e ao bem-estar humano (Hewson et al. 2019), e atinge diretamente um elo importante entre os sistemas aquáticos e terrestres, a relação peixe-planta (Casseiro e Couto, 2020).

As espécies de peixes frugívoros representam uma interação fundamental para a manutenção da diversidade biológica e funcional das comunidades de plantas e ecossistemas ribeirinhos, por atuarem na dispersão e viabilidade das sementes (Anderson et al. 2009; Correa et al. 2015b). A fim de preservar a interação peixe-floresta e por combinar resultados das áreas com adequabilidade climática das espécies com os dados de disponibilidade de vegetação, que representa a disponibilidade de recursos alimentares, o *Optimum* ambiental pode ser utilizado como ferramenta para responder onde criar novas Unidades de Conservação, pois permite

identificar áreas e estabelecer critérios de prioridade para a conservação e restauração da biodiversidade e das interações ecológicas.

Mais da metade das áreas sugeridas como área prioritária à conservação por meio do *Optimum* ambiental não estão protegidas por Unidades de Conservação, evidenciando que as atuais áreas de UCs na bacia Paraná-Paraguai podem estar priorizando ambientes terrestres (Fagundes et al. 2016; Azevedo-Santos et al. 2018; Frederico et al. 2018), colocando em risco as funções e serviços ecossistêmicos associados à água doce (Creed et al. 2017), ou foram criadas em fragmentos florestais sem considerar o contexto na paisagem (Tomadon et al. 2019). A América do Sul é o continente com maior área total de UCs em risco eminente de desmatamento (Tabor et al. 2018), e as áreas protegidas precisam garantir as espécies resiliência natural aos impactos antrópicos (Lehikoinen et al. 2019), contudo, diante desses resultados, pode-se inferir que as atuais UCs não serão eficientes na proteção de ambientes aquáticos nem na biodiversidade. Outro fator importante a se destacar, parte das áreas propostas a conservação estão no Pantanal, região de áreas úmidas. As áreas úmidas fornecem serviços à humanidade e desempenham papel fundamental nos ciclos hidrológicos e biogeoquímicos, e abrigam parte da biodiversidade mundial (Junk et al. 2013). Esses dados evidenciam a necessidade da criação de novas unidades de conservação ou de restauração das áreas degradadas de potencial refúgio climáticos das espécies.

A restauração é uma das soluções atuais na mitigação das mudanças climáticas e na redução de carbono, por atuar na captura de carbono atmosférico (Bastin et al. 2019). As áreas propostas pelo *Optimum* ambiental para restauração mostram que quase toda a sua extensão está fora de UCs, mostrando que áreas de potencial adequabilidade climática para as espécies possivelmente não terão recursos alimentares para os peixes-frugívoros, diminuindo ainda mais as áreas de com adequabilidade climática. As áreas para restauração se concentram na bacia do alto rio Paraná, que está altamente impactada por barragens e pela fragmentação da vegetação (Agostinho et al. 2008; Britto & Carvalho 2013; Pelicice et al. 2015) o que explica a baixa disponibilidade de UCs. A restauração dessas áreas, atuaria como estratégias de conservação sistemática, pois como sugerido por Azevedo-Santos et al. (2018), para proteger a biodiversidade de água doce brasileira, deve ser protegidas áreas relevantes para espécies migradoras como o *P. mesopotamicus*, áreas de espécies endêmicas ou ameaçadas como a de *M. tiete*, e ou áreas de alta diversidade biológica. E a restauração contribuiria no aumento das Áreas de Proteção Permanente (APPs), conectando os fragmentos de vegetação ripária, por se estender ao longo dos rios.

Cabe ressaltar, que a conservação e a restauração das áreas aqui proposta pelo trabalho, não implicará apenas na conservação das espécies de peixes frugívoros. Estudos que englobam a bacia do rio La Plata, demonstraram que as regiões preditas como refúgio climático para as espécies

utilizadas no trabalho, também foram apontadas como áreas de refúgios para outras espécies, como *Salminus brasiliensis*, uma espécie-chave de interesse econômico na bacia, (Ruaro et al. 2019) assim como o *P. mesopotamicus*. Ademais, as principais espécies migradoras da bacia La Plata também serão contempladas, pois compartilham as mesmas regiões de refúgio climático, principalmente afluentes da margem leste do alto rio Paraná (Bailly et al. 2021). Deste modo, os esforços de conservação de diferentes espécies e restauração florestal podem ser concentrados.

5 CONCLUSÃO

O estudo identificou áreas adequadas para a conservação e restauração da interação peixe-floresta e serviços ecossistêmicos na bacia do rio Paraná-Paraguai diante das mudanças climáticas e do uso da terra. A identificação de áreas climaticamente estáveis e a disponibilidade de vegetação para essas áreas voltadas para peixes frugívoros mostra-se uma ferramenta eficaz para os tomadores de decisão. Principalmente na escolha dos locais onde as ações de conservação das espécies devem ser iniciadas (*hotspot*), tendo em vista os cenários atuais e futuros de intenso impacto antrópico.

Os resultados revelam sérios impactos climáticos futuros para duas espécies de peixes frugívoros na bacia do Paraná-Paraguai e as áreas de refúgios climáticos que são altamente impactadas (por exemplo, a bacia do alto rio Paraná, ameaçada pelo desmatamento para agricultura e pecuária, enquanto o Pantanal bioma, é afetado pela proposta de construção de barragem na bacia do rio Paraguai). Os animais frugívoros realizam serviços essenciais como dispersão de sementes, predação de sementes e contribuem para moldar e manter a biodiversidade da vegetação ripária. Esse estudo reforça a necessidade de novas UCs e intervenções imediatas de manejo para recuperação da vegetação ripária, para fornecer áreas para a sobrevivência de espécies frugívoras dependentes dessa vegetação. Os resultados apresentados no estudo possibilitam o desenvolvimento de uma importante ferramenta na identificação de áreas de conservação e/ou restauração de paisagens impactadas que se aplica amplamente a espécies nativas ameaçadas de pequena distribuição (por exemplo, *M. tiete*) e a espécies migratórias de interesse comercial e econômico (por exemplo, *P. mesopotamicus*), dependente de *habitat* de ecótono como planície de inundação e *habitat* ribeirinho que sustentam a relação peixe-floresta. Essa metodologia prova ser uma ferramenta eficaz para os tomadores de decisão como ponto de partida para identificar novas áreas focais para conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos, bem como para informar os potenciais efeitos de projetos de usinas hidrelétricas.

REFERÊNCIAS

- Agostinho AA, Thomaz SM, Gomes LC (2004) Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná river: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrol. Hydrobiol* 4:255–256. <http://repositorio.uem.br:8080/jspui/bitstream/1/5287/1/242.pdf>
- Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC (2008) Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68(4): 1119-1132
- Albert JS, Petry P, Reis RE (2011) Biogeographic and phylogenetic patterns. In: JS Albert, RE Reis (Eds.) *Historical Biogeography of Neotropical Fishes*. Munich, BY: Verlag Dr. Friedrich Pfeil Scientific Publishers 21-58
- Anderson JT, Rojas JS, Flecker AS (2009) High-quality seed dispersal by fruit-eating fishes in Amazonian floodplain habitats. *Oecologia*, 161(2):279–290. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1371-4>
- Appelhans T, Detsch F, Reudenbach C, Woellauer S (2020) Mapview: Interactive Viewing of Spatial Data in R. R package version 2.7.8. <https://CRAN.R-project.org/package=mapview>
- Araujo JM, Correa SB, Penha J, Anderson J, Traveset A (2021) Implications of overfishing of frugivorous fishes for cryptic function loss in a Neotropical floodplain. *Journal of Applied Ecology* 58:1499–1510. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13891>
- Araújo MB, Thuiller W, Pearson RG (2006) Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of biogeography*, 33(10):1712-1728. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01482.x>
- Araujo MB, 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>
- Assine, ML, Silva A (2009) Contrasting fluvial styles of the Paraguay River in the northwestern border of the Pantanal wetland, Brazil. *Geomorphology* 113(3–4):189–199. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.03.012>
- Azevedo-Santos VM, Frederico RG, Fagundes CK, Pompeu PS, Pelicice FM, Padial AA., ... & Henry R. (2019) Protected areas: A focus on Brazilian freshwater biodiversity. *Diversity and Distributions* 25(3): 442-448. <https://doi.org/10.1111/ddi.12871>

- Bagstad KJ, Semmens DJ, Ancona ZH, Sherrouse BC (2017) Evaluating alternative methods for biophysical and cultural ecosystem services hotspot mapping in natural resource planning. *Landscape Ecol* 32: 77–97. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0430-6>
- Bailly D, Batista-Silva VF, Cassemiro FAS, Lemes P, Graça WJ, Galego de Oliveira A, Couto EV, Ferreira JHD, Ré R, Rangel TF, Agostinho AA (2021) The conservation of migratory fishes in the second-largest river basin of South America depends on the creation of new protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*
- Bastin JF, Finegold Y, Garcia C, Mollicone D, Rezende M, Routh D, ... & Crowther TW (2019) The global tree restoration potential. *Science* 365(6448): 76-79. DOI: 10.1126/science.aax0848
- Benito BM, Cayuela L, Albuquerque FS (2013) The impact of modelling choices in the predictive performance of richness maps derived from species-distribution models: Guidelines to build better diversity models. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(4):327-335. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12022>
- Berbery EH, Barros VR (2002) The Hydrologic Cycle of the La Plata Basin in South America. *Journal of Hydrometeorology* 3(6):630–645. [https://doi.org/10.1175/1525-7541\(2002\)003<0630:THCOTL>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1525-7541(2002)003<0630:THCOTL>2.0.CO;2)
- Biswas SR, Vogt RJ, Sharma S (2017) Projected compositional shifts and loss of ecosystem services in freshwater fish communities under climate change scenarios. *Hydrobiologia* 799: 135–149. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3208-1>
- Bivand R, Keitt T, Rowlingson B (2020) Rgdal: Bindings for the 'Geospatial' Data Abstraction Library. R package version 1.5-8. <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>
- Bivand R, Rundel C (2020) rgeos: Interface to Geometry Engine - Open Source ('GEOS'). R package version 0.5-3. <https://CRAN.R-project.org/package=rgeos>
- Boin MN, Martins PCS, da Silva CA, Salgado AAR (2019) Pantanal: The Brazilian Wetlands. In: Salgado A., Santos L., Paisani J. (eds) *The Physical Geography of Brazil*. *Geografia do Ambiente Físico*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-04333-9_5
- Bougeard S, Dray S (2018) Supervised Multiblock Analysis in R with the ade4 Package. *Journal of Statistical Software* 86(1):1-17. <https://doi.org/10.18637/jss.v086.i01>

- Britto SGC, Carvalho ED (2013) Reproductive migration of fish and movement in a series of reservoirs in the Upper Paraná River basin, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 20(5): 426-433. <https://doi.org/10.1111/fme.12030>
- Breiman L (2001) Random forests. *Machine learning* 45(1):5-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Brook BW, Sodhi NS, Bradshaw CJ. (2008) Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in ecology & evolution*, 23(8):453-460.
- Buchhorn M, Smets B, Bertels L, De Roo B, Lesiv M, Tsendbazar NE, Linlin L, Tarko, A (2020) Copernicus Global Land Service: Land Cover 100m: Version 3 Globe 2015-2019: Product User Manual; Zenodo, Geneve, Switzerland, September 2020; doi: 10.5281/zenodo.3938963.
- Busby J (1991) BIOCLIM-a bioclimate analysis and prediction system. *Plant Protection Quarterly* 61: 8–9.
- Calcagnotto D, DeSalle R (2009) Population genetic structuring in pacu (*Piaractus mesopotamicus*) across the Paraná-Paraguay basin: evidence from microsatellites. *Neotropical Ichthyology* 7(4):607–616. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000400008>
- Carpenter G, Gillison NA, Winter J (1993) Domain: a flexible modeling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity Conservation* 2:667–680.
- Casemiro FAS, Bailly D, da Graça WJ, Agostinho AA (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>
- Casemiro FAS, Couto EV (2020) De volta para o futuro: estimando os efeitos das mudanças climáticas e do desmatamento em ecossistemas aquáticos da Amazônia. *Revista Bioika*, edição 6. <https://revistabioika.org/pt/o-leitorescreve/post?id=90>
- Chessel D, Dufour A, Thioulouse J (2004) The ade4 Package - I: One-Table Methods. *R News* 4(1):5-10. <https://cran.r-project.org/doc/Rnews/>
- Collinge SK (2009) *Ecology of fragmented landscapes*. Johns Hopkins University Press, Baltimore
- Correa SB (2019) Fish frugivory in neotropical wetlands: past, present and future of a unique interaction. *Biodiversidade Brasileira* (2):34-44.

- Correa SB, Araujo JK, Penha JM, da Cunha CN, Bobier KE, Anderson JT (2016) Stability and generalization in seed dispersal networks: a case study of frugivorous fish in Neotropical wetlands. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1837), 20161267. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1267>
- Correa SB, Araujo JK, Penha JM, da Cunha CN, Stevenson PR, Anderson JT (2015b) Overfishing disrupts an ancient mutualism between frugivorous fishes and plants in Neotropical wetlands. *Biological Conservation*, 191, 159-167. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.019>
- Correa SB, Costa-Pereira R, Fleming T, Goulding M, Anderson JT (2015a) Neotropical fish–fruit interactions: eco-evolutionary dynamics and conservation. *Biological Reviews*, 90(4), 1263-1278. <https://doi.org/10.1111/brv.12153>
- Creed IF, Lane CR, Serran JN, Alexander LC, Basu NB, Calhoun AJ, ... & Smith L. (2017) Enhancing protection for vulnerable waters. *Nature Geoscience*, 10(11), 809-815. <https://doi.org/10.1038/ngeo3041>
- da Conceição EDO, Mantovano T, de Campos R, Rangel TF, Martens K, Bailly D, Higuti J. (2019) Mapping the observed and modelled intracontinental distribution of non-marine ostracods from South America. *Hydrobiologia* 1-25. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04136-6>
- Diniz-Filho JAF, Bini LM., Rangel TF, Loyola RD, Hof C, Nogués-Bravo D, Araújo MB. (2009) Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography* 32(6):897–906. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06196.x>
- Diniz-Filho JAF, Ferro VG, Santos T, Nabout JC, Dobrovolski R (2010) The three phases of the ensemble forecasting of niche models: geographic range and shifts in climatically suitable areas of *Utetheisa ornatrix* (Lepidoptera, Arctiidae). *Revista Brasileira de Entomologia* 54(3):339-349.
- Drago EC, Paira AR, Wantzen KM (2008) Channel-floodplain geomorphology and connectivity of the Lower Paraguay hydrosystem. *Ecohydrology & Hydrobiology* 8(1): 31-48. <https://doi.org/10.2478/v10104-009-0003-2>
- Dray S, Dufour A (2007) The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *Journal of Statistical Software* 22(4):1-20. <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>
- Dray S, Dufour A, Chessel D (2007) The ade4 Package - II: Two-Table and K-Table Methods. *R News* 7(2):47-52. URL: <https://cran.r-project.org/doc/Rnews/>

Ely P, Fantin-Cruz I, Tritico HM, Girard P, Kaplan D (2020) Dam-induced hydrologic alterations in the rivers feeding the Pantanal. *Frontiers in Environmental Science* 8:256. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.579031>

ESRI 2019. ArcGIS Desktop: Release 10.8. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.

Fagundes CK, Vogt RC, De Marco Júnior P (2016) Testing the efficiency of protected areas in the Amazon for conserving freshwater turtles. *Diversity and Distributions* 22(2): 123-135. <https://doi.org/10.1111/ddi.12396>

Farber O, Kadmon R (2003) Assessment of alternative approaches for bioclimatic modeling with special emphasis on the Mahalanobis distance. *Ecological Modeling* 160(1/2):115-130.

Ferro VG, Lemes P, Melo AS, Loyola R (2014) The reduced effectiveness of protected areas under climate change threatens Atlantic Forest tiger moths. *PLoS One* 9(9):e107792. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107792>

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

Fletcher Jr RJ, Didham RK, Banks-Leite C, Barlow J, Ewers RM, Rosindell, J, Holt RD, Gonzalez A, Pardini R, Damschen EI, Melo FPL, Ries L, Prevedello JA, Tscharntke T, Laurance WF, Lovejoy T, Haddad NM (2018) Is habitat fragmentation good for biodiversity?. *Biological conservation* 226:9-15. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.022>

Fonseca CR, Paterno GB, Guadagnin DL, Venticinque EM, Overbeck GE, Ganade G, Metzger JP, Kollmann J, Sauer J, Cardoso MZ, Lopes PFM, Oliveira RS, Pillar VD, Weisser WW (2021) Conservation biology: four decades of problem-and solution-based research. *Perspectives in Ecology and Conservation*. 19:121–130. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.03.003>

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

Fricke R, Eschmeyer WN, Van der Laan R (eds) (2019) *ESCHMEYER'S CATALOG OF FISHES: GENERA, SPECIES, REFERENCES*. (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Electronic version accessed 01 jul 2019.

- Galetti M, Donatti CI, Pizo MA, Giacomini HC (2008) Big fish are the best: Seed dispersal of *Bactris glaucescens* by the pacu fish (*Piaractus mesopotamicus*) in the Pantanal, Brazil. *Biotropica* 40(3):386–389. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00378.x>
- Garcia AS, Sawakuchi HO, Ferreira ME, Ballester MVR (2017) Landscape changes in a neotropical forest-savanna ecotone zone in central Brazil: The role of protected areas in the maintenance of native vegetation. *Journal of environmental management* 187:16-23. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.010>
- García-Valdés R, Svenning JC, Zavala MA, Purves DW, Araújo MB (2015) Evaluating the combined effects of climate and land-use change on tree species distributions. *Journal of Applied Ecology*, 52(4):902-912. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12453>
- Getis A, Ord JK (2010) The Analysis of Spatial Association by Use of Distance Statistics. In *Perspectives on spatial data analysis*. Springer, Berlin, Heidelberg. 127-145
- Hijmans RJ (2020) raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.1-5. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>
- Hirzel, AH, Hausser J, Chessel D, Perrin N (2002) Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat suitability maps without absence data? *Ecology* 83:2027–2036
- Horn MH, Correa SB, Parolin P, Pollux B, Anderson JT, Lucas C, Widmann P, Tjiu A, Galetti M, Goulding M (2011) Seed dispersal by fishes in tropical and temperate fresh waters: the growing evidence. *Acta Oecol* 37(6):561–577. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.06.004>
- ICMBio (2015) Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçada de Extinção. <http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/lista-de-especies/6175-%0Aespecie-6175%0A>
- Ioris AAR, Irigaray CT, Girard P (2014) Institutional responses to climate change: opportunities and barriers for adaptation in the Pantanal and the Upper Paraguay River Basin. *Climatic Change* 127:139–151. <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1134-z>
- Lehner B, Grill G (2013) Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the world’s large river systems. *Hydrological Processes*, 27(15): 2171–2186. Data is available at www.hydrosheds.org.
- Lehner B, Verdin K, Jarvis A (2008) New Global Hydrography Derived From Spaceborne Elevation Data. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 89(10):93. <https://doi.org/10.1029/2008EO100001>

- Hewson, J, Crema SC, González-Roglich M, Tabor K, Harvey CA (2019) New 1 km resolution datasets of global and regional risks of tree cover loss. *Land* 8(1): 14. <https://doi.org/10.3390/land8010014>
- Jégu M (2003). Subfamily Serrasalminae, p.185–199. In: Reis R, Kullander SO, Ferraris Jr CJ (eds.). *Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America*. EDIPUCRS. 756p.
- Jegu M, Ingenito LFS (2007). Serrasalminae, p.40–43. In: Buckup, PA, Menezes NA, Sant’Anna Ghazzi, M (ed.). *Catálogo das Espécies de Peixes de Água Doce do Brasil*. Museu Nacional.
- Junk WJ, Brown M, Campbell IC, Finlayson M, Gopal B, Ramberg L, Warner BG (2006) The comparative biodiversity of seven globally important wetlands: a synthesis. *Aquatic Sciences* 68(3): 400-414. <https://doi-org.ez79.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s00027-006-0856-z>
- Junk WJ, An S, Finlayson CM et al. (2013) Current state of knowledge regarding the world’s wetlands and their future under global climate change: a synthesis. *Aquat Sci* 75:151–167. <https://doi.org/10.1007/s00027-012-0278-z>
- Khosravi R, Hemami MR, Cushman AS (2018) Multispecies assessment of core áreas and connectivity of desert carnivores in central Iran. *Divers. Distrib* 24:193–207.
- Leal Filho W, Azeiteiro UM, Salvia AL, Fritzen B, Libonati R (2021) Fire in Paradise: Why the Pantanal is burning. *Environmental Science & Policy* 123: 31-34. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.05.005>
- Lehikoinen A, Brotons L, Calladine J, Campedelli T, Escandell V, Flousek J, ... & Trautmann, S. (2019) Declining population trends of European mountain birds. *Global Change Biology*, 25(2), 577-588. <https://doi.org/10.1111/gcb.14522>
- Lemes P, Loyola RD (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>
- Li Y, Zhang L, Yan J, Wang P, Hu N, Cheng, W, Fu B (2017) Mapping the hotspots and coldspots of ecosystem services in conservation priority setting. *Journal of Geographical Sciences*, 27(6): 681-696. DOI: 10.1007/s11442-017-1400-x
- Liu C, Berry PM, Dawson TP, Pearson RG (2005) Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28(3): 385-393.

- Lopes TM, Bailly D, Almeida BA, Santos NCL, Gimenez BCG, Landgraf GO, Sales PCL, Lima-Ribeiro MS, Cassemiro FAZ, Rangel TF, Diniz-Filho JAF, Agostinho AA, Gomes LC (2017) Two sides of a coin: Effects of climate change on the native and non-native distribution of *Colossoma macropomum* in South America. *PLoS ONE* 12(6): e0179684. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179684>
- Lourenço-de-Moraes R, Lansac-Toha FM, Schwind LTF, Arrieira RL, Rosa RR, Terribile LC, Lemes P, Rangel TF, Diniz-Filho JAF, Bastos RP, Bailly D (2019) Climate change will decrease the range size of snake species under negligible protection in the Brazilian Atlantic Forest hotspot. *Sci Rep* 9:8523. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44732-z>
- Lucas CM (2008) Within Flood Season Variation in Fruit Consumption and Seed Dispersal by Two Characin Fishes of the Amazon. *Biotropica* 40(5):581–589. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00415.x>
- Luque FJ, Pinilla GA (2019) Juveniles of the overexploited Amazonian fish *Colossoma macropomum* (Characiformes: Serrasalminae) as potential seed dispersers of *Cecropia* spp. *Revista de Biología Tropical* 67(3):654-666. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v67i3.34925>
- Luz-Agostinho KDG, Bini LM, Fugi R, Agostinho AA, Júlio Jr HF (2006) Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4(1):61–68. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252006000100005>
- Manel S, Williams HC, Ormerod SJ (2001) Evaluating presence–absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of applied Ecology*, 38(5):921-931.
- Mantyka-pringle CS, Martin TG, Rhodes JR (2011) Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: a systematic review and meta-analysis. *Global Change Biology* 18(4):1239-1252. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02593.x>
- Medinas de Campos M, Tritico HM, Girard P, Zeilhofer P, Hamilton SK, Fantin-Cruz I. (2020) Predicted impacts of proposed hydroelectric facilities on fish migration routes upstream from the Pantanal wetland (Brazil). *River Research and Applications* 36(3): 452-464. <https://doi.org/10.1002/rra.3588>
- Mitchell A. *The ESRI Guide to GIS Analysis, Volume 2*. ESRI Press, 2005.
- Muniz, C.M., Ganassin, M.J.M., Agostinho, A.A. gomes LC (2020) Spatial and environmental factors predict the composition of non-native fish assemblages in Neotropical reservoirs. *Biol Invasions* 22: 499–508. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02105-7>

- Naimi B, Araujo MB (2016) sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography* 39:368-375. <https://doi.org/10.1111/ecog.01881>.
- Naimi B, Hamm NAS, Groen TA, Skidmore AK, Toxopeus AG (2014) Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling. *Ecography* 37:191-203. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205>.
- Oberdorff T, Hugueny B, Vigneron T (2001) Is assemblage variability related to environmental variability? An answer for riverine fish. *Oikos* 93, 419-428.
- Oliveira AG, Bailly D, Cassemiro FAS, Couto EV, Bond N, Gilligan D, Rangel TF, Agostinho AA, Kennard MJ (2019) Coupling environment and physiology to predict effects of climate change on the taxonomic and functional diversity of fish assemblages in the Murray-Darling Basin, Australia. *PLoS ONE* 14(11): e0225128. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225128>
- Oliver TH, Morecroft MD. (2014) Interactions between climate change and land use change on biodiversity: attribution problems, risks, and opportunities. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 5(3):317–335. doi:10.1002/wcc.271
- Pebesma E. (2018) Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal* 10(1): 439-446. <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>
- Pecl GT, Araújo MB, Bell JD, Blanchard J, Bonebrake TC, Chen I-C, Clark TD, Colwell RK, Danielsen F, Evengård B, Lorena Falconi, Ferrier S, Frusher S, Garcia RA, Griffis RB, Hobday AJ, Scheepers CJ, Jarzyna MA, Jennings S, Lenoir J, Linnetved HI, Martin VY, McCormack PC, McDonald J, Mitchell NJ, Mustonen T, Pandolfi JM, Pettorelli N, Popova E, Robinson SA, Scheffers BR, Shaw JD, Sorte CJB, Jan MS, Sunday JM, Tuanmu MN, Vergés A, Villanueva C, Wernberg T, Wapstra E, Williams SE (2017) Biodiversity redistribution under climate change: impacts on ecosystems and human well-being. *Science* 355: eaai9214.
- Pelicice FM, Pompeu OS, Agostinho AA (2015) Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries* 16(4), 697-715. <https://doi.org/10.1111/faf.12089>
- Peterson AT, Soberón J, Pearson RG, Anderson RP, Martínez-Meyer E, Nakamura M, Araújo MB (2011) *Ecological niches and geographic distributions (MPB-49)* (56). Princeton University Press.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231–259.

Poff NL, Ward JV (1989) Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46:1805-1818.

R Core Team (2020) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Resende EK (2003) Migratory fishes of the Paraguay-Paraná basin, excluding the Upper Paraná Basin. In Carolsfeld J, Harvey B, Ross C, Baer A (Eds.) *Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status* (99–156). Washington, DC: Ottawa: World Fisheries Trust: International Development Research Centre.

Rezende CL, Scarano FR, Assad ED, Joly CA, Metzger JP, Strassburg BBN, Tabarelli M, Fonseca GA, Mittermeier RA (2018) From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in ecology and conservation* 16(4):208-214. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>

Royle, JA, Chandler RB, Yackulic C, Nichols JD (2012) Likelihood analysis of species occurrence probability from presence-only data for modelling species distributions. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 545 – 554.

Ruaro R, Conceição EO, Silva JC, Cafofo EG, Angulo-Valencia MA, Mantovano T, Pineda A, de Paula ACM, Zanco BF, Capparros EM, Moresco GA, de Oliveira IJ, Antiqueira JL, Ernandes-Silva J, da Silva JVF, Adelino JRP, dos Santos JA, Ganassin MJM, Iquematsu MS, Landgraf GO, Lemes P, Cassemiro FAS, Batista-Silva VF, Diniz-Filho JAF, Rangel TF, Agostinho AA, Bailly D (2019) Climate change will decrease the range of a keystone fish species in La Plata River Basin, South America. *Hydrobiologia* 836:1–19. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3904-0>

Schulz C, Whitney BS, Rossetto OC, Neves DM, Crabb L, de Oliveira EC, Lima PLT, Afzal M, Laing AF, Fernandes LCS, Silva CA, Steinke VA, Steinke ET, Saito, C. H. (2019). Physical, ecological and human dimensions of environmental change in Brazil's Pantanal wetland: Synthesis and research agenda. *Science of the total environment*, 687: 1011-1027.

Singh V, Shukla S, Singh A (2021) The principal factors responsible for biodiversity loss. *Open J Plant Sci* 6(1): 011-014. DOI: 10.17352/ojps.000026

Sussman AL, Gardner B, Adams EM, Salas L, Kenow KP, Luukkonen DR, Monfils MJ, Mueller WP, Williams KA, Leduc-Lapierre M, Zipkin EF (2019) A comparative analysis of common

methods to identify waterbird hotspots. *Methods in Ecology and Evolution* 10(9): 1454-1468. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13209>

Tabor K, Hewson J, Tien H, González-Roglich M, Hole D, Williams JW (2018) Tropical protected areas under increasing threats from Climate Change and deforestation. *Land* 7(3): 90. <https://doi.org/10.3390/land7030090>

Thomas CD, Cameron A, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, Erasmus BN, De Siqueira MF, Grainger, A, Hannah L, Hughes L, Huntley B, Van Jaarsveld AS, Midgley GF, Miles L, Ortegahuerta MA, Peterson AT, Phillips OL, Williams SE (2004) Extinction risk from climate change. *Nature* 427(6970):145–148. <https://doi.org/10.1038/nature02121>

Tomadon LDS, Dettke GA, Caxambu MG, Ferreira IJM, Couto EV (2019) Significance of forest fragments for conservation of endangered vascular plant species in southern Brazil hotspots. *Écoscience* 26(3): 221-235. <https://doi.org/10.1080/11956860.2019.1598644>

Tran DX, Pla F, Latorre-Carmona P, Myint SW, Caetano M, Kieu HV (2017) Characterizing the relationship between land use land cover change and land surface temperature. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 124:119-132.

UN Environment (2019) *Global Environment Outlook – GEO-6: Healthy Planet, Healthy People*. Nairobi. DOI 10.1017/9781108627146.

Vapnik V (1998) *Statistical learning theory*, Wiley, New York.

Zengeya TA, Robertson MP, Booth AJ, Chimimba CT (2013) Ecological niche modeling of the invasive potential of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* in African river systems: concerns and implications for the conservation of indigenous congeners. *Biological Invasions*, 15(7):1507-1521. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0386-7>

APÊNDICE A – Pacotes do *software* R (R Development Core Team 2019) para a modelagem de nicho ecológico.

Pacotes	Autores/Referências
<i>raster</i>	Hijmans RJ (2020). raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.1-5. https://CRAN.R-project.org/package=raster
<i>rgdal</i>	Bivand R, Keitt T, Rowlingson B (2020). rgdal: Bindings for the 'Geospatial' Data Abstraction Library. R package version 1.5-8. https://CRAN.R-project.org/package=rgdal
<i>rasterDT</i>	O'Brien J (2020). rasterDT: Fast Raster Summary and Manipulation. R package version 0.3.1. https://CRAN.R-project.org/package=rasterDT
<i>sf</i>	Pebesma E. (2018). Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. The R Journal 10(1): 439-446. https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009
<i>rgeos</i>	Bivand R, Rundel C (2020). rgeos: Interface to Geometry Engine - Open Source ('GEOS'). R package version 0.5-3. https://CRAN.R-project.org/package=rgeos
<i>gdalUtils</i>	Greenberg JA, Mattiuzzi M (2020). gdalUtils: Wrappers for the Geospatial Data Abstraction Library (GDAL) Utilities. R package version 2.0.3.2. https://CRAN.R-project.org/package=gdalUtils
<i>ggplot2</i>	Wickham H (2016). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York. https://ggplot2.tidyverse.org
<i>patchwork</i>	Pedersen TL (2020). patchwork: The Composer of Plots. R package version 1.0.1. https://CRAN.R-project.org/package=patchwork
<i>cowplot</i>	Wilke CO (2019). cowplot: Streamlined Plot Theme and Plot Annotations for 'ggplot2'. R package version 1.0.0. https://CRAN.R-project.org/package=cowplot
<i>plotly</i>	Sievert C (2020). Interactive Web-Based Data Visualization with R, plotly, and shiny. Chapman and Hall/CRC. https://plotly-r.com
<i>mapview</i>	Appelhans T, Detsch F, Reudenbach C, Woellauer S (2020). mapview: Interactive Viewing of Spatial Data in R. R package version 2.7.8. https://CRAN.R-project.org/package=mapview
<i>ggfortify</i>	Tang Y, Horikoshi M, Li W (2016). "ggfortify: Unified Interface to Visualize Statistical Result of Popular R Packages". The R Journal 8.2: 478-489. Horikoshi M, Tang Y (2016). ggfortify: Data Visualization Tools for Statistical Analysis Results. https://CRAN.R-project.org/package=ggfortify
<i>scales</i>	Wickham H, Seidel D (2020). scales: Scale Functions for Visualization. R package version 1.1.1. https://CRAN.R-project.org/package=scales

<i>factoextra</i>	Kassambara A, Mundt F (2020). <i>factoextra</i> : Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R package version 1.0.7. https://CRAN.R-project.org/package=factoextra
<i>paran</i>	Dinno A (2018). <i>paran</i> : Horn's Test of Principal Components/Factors. R package version 1.5.2. https://CRAN.R-project.org/package=paran
<i>Rtsne</i>	Krijthe JH (2015). <i>Rtsne</i> : T-Distributed Stochastic Neighbor Embedding using a Barnes-Hut Implementation, URL: https://github.com/jkrijthe/Rtsne
<i>ggcorrplot</i>	Kassambara A (2019). <i>ggcorrplot</i> : Visualization of a Correlation Matrix using 'ggplot2'. R package version 0.1.3. https://CRAN.R-project.org/package=ggcorrplot
<i>DT</i>	Xie Y, Cheng J, Tan X (2020). <i>DT</i> : A Wrapper of the JavaScript Library 'DataTables'. R package version 0.13. https://CRAN.R-project.org/package=DT
<i>parallel</i>	R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/ .
<i>snow</i>)	Tierney L, Rossini AJ, Li N, Sevcikova H (2018). <i>snow</i> : Simple Network of Workstations. R package version 0.4-3. https://CRAN.R-project.org/package=snow
<i>sdm</i>	Naimi B, Araujo MB (2016). <i>sdm</i> : a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. <i>Ecography</i> 39:368-375. https://doi.org/10.1111/ecog.01881 .
<i>FactoMineR</i>	Le S, Josse J, Husson F (2008). <i>FactoMineR</i> : An R Package for Multivariate Analysis. <i>Journal of Statistical Software</i> 25(1):1-18. 10.18637/jss.v025.i01
<i>rdist</i>	Blaser N (2020). <i>rdist</i> : Calculate Pairwise Distances. R package version 0.0.5. https://CRAN.R-project.org/package=rdist
<i>usdm</i>	Naimi B, Hamm NAS, Groen TA, Skidmore AK, Toxopeus AG (2014). Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling. <i>Ecography</i> 37:191-203. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205 .
<i>clusternor</i>	Mhembere D, Zheng D, Priebe CE, Vogelstein JT., Burns R (2017). <i>knor</i> : A NUMA-Optimized In-Memory, Distributed and Semi-External-Memory k-means Library. <i>High-Performance Parallel and Distributed Computing</i> , 26. https://arxiv.org/pdf/1606.08905.pdf
<i>ade4</i>	Bougeard S, Dray S (2018). Supervised Multiblock Analysis in R with the <i>ade4</i> Package. <i>Journal of Statistical Software</i> 86(1):1-17. https://doi.org/10.18637/jss.v086.i01 Chessel D, Dufour A, Thioulouse J (2004). The <i>ade4</i> Package - I: One-Table Methods. <i>R News</i> 4(1):5-10. https://cran.r-project.org/doc/Rnews/ Dray S, Dufour A (2007). The <i>ade4</i> Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. <i>Journal of Statistical Software</i> 22(4):1-20.

	<p>https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04</p> <p>Dray S, Dufour A, Chessel D (2007). The ade4 Package - II: Two-Table and K-Table Methods. R News 7(2):47-52. URL: https://cran.r-project.org/doc/Rnews/</p>
<i>tidyverse</i>	<p>Wickham H, Averick M, Bryan J, Chang W, McGowan LDA, François R, Golemund G, Hayes A, Henry L, Hester J, Kuhn M, Pedersen TL, Miller E, Bache SM, Müller K, Ooms J, Robinson D, Seidel DP, Spinu V, Takahashi K, Vaughan D, Wilke C, Woo K, Yutani H (2019). Welcome to the tidyverse. Journal of Open Source Software 4(43):1686. https://doi.org/10.21105/joss.01686</p>
<i>purrrlyr</i>	<p>Henry L (2020). purrrlyr: Tools at the Intersection of 'purrr' and 'dplyr'. R package version 0.0.6. https://CRAN.R-project.org/package=purrrlyr</p>
<i>here</i>	<p>Müller K (2017). here: A Simpler Way to Find Your Files. R package version 0.1. https://CRAN.R-project.org/package=here</p>
<i>fs</i>	<p>Hester J, Wickham H (2020). fs: Cross-Platform File System Operations Based on 'libuv'. R package version 1.4.1. https://CRAN.R-project.org/package=fs</p>
<i>stringr</i>	<p>Wickham H (2019). stringr: Simple, Consistent Wrappers for Common String Operations. R package version 1.4.0. https://CRAN.R-project.org/package=stringr</p>
<i>vroom</i>	<p>Hester J, Wickham H (2021). vroom: Read and Write Rectangular Text Data Quickly. R package version 1.5.1. https://CRAN.R-project.org/package=vroom</p>
<i>janitor</i>	<p>Firke S (2020). janitor: Simple Tools for Examining and Cleaning Dirty Data. R package version 2.0.1. https://CRAN.R-project.org/package=janitor</p>
<i>snakecase</i>	<p>Grosser M (2019). snakecase: Convert Strings into any Case. R package version 0.11.0. https://CRAN.R-project.org/package=snakecase</p>
<i>lubridate</i>	<p>Golemund G, Wickham H (2011). Dates and Times Made Easy with lubridate. Journal of Statistical Software 40(3):1-25. http://www.jstatsoft.org/v40/i03/.</p>