

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

LEONARDO DA SILVA TOMADON

**IMPACTOS DAS AÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE A DISTRIBUIÇÃO DA
ESPÉCIE DE PEIXE *Piaractus mesopotamicus* NA BACIA HIDROGRÁFICA
PARANÁ-PARAGUAI**

CAMPO MOURÃO

2019

LEONARDO DA SILVA TOMADON

**IMPACTOS DAS AÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE A DISTRIBUIÇÃO DA
ESPÉCIE DE PEIXE *Piaractus mesopotamicus* NA BACIA HIDROGRÁFICA
PARANÁ-PARAGUAI**

Trabalho de Conclusão de Curso, apresentado ao curso de Engenharia Ambiental, do Departamento Acadêmico de Ambiental (DAAMB), do Campus Campo Mourão, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Edivando Vitor do Couto.

CAMPO MOURÃO

2019



TERMO DE APROVAÇÃO

IMPACTOS DAS AÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE A DISTRIBUIÇÃO DA ESPÉCIE DE PEIXE *Piaractus mesopotamicus* NA BACIA HIDROGRÁFICA PARANÁ-PARAGUAI

por

LEONARDO DA SILVA TOMADON

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi apresentado em 05 de julho de 2018 como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a banca examinadora considerou o trabalho APROVADO.

Prof. Dr. Edivando Vitor do Couto

Prof. Dr. Dayani Bailly

Prof. Dr. João Carlos de Azevedo

Dedico este trabalho de Conclusão de
Curso aos meus pais, Milton
Tomadon e Maria Cecília da Silva
Tomadon.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pelo dom que me foi dado, o da vida, pois sem sua presença essa conquista não seria possível.

Aos meus pais, Milton Tomadon e Maria Cecília da Silva Tomadon, por todo o apoio, carinho e dedicação, ao longo de toda a minha caminhada. Não consigo expressar em palavras o quanto sou agradecido por tê-los na minha vida, espero que eu possa continuar minha jornada, seguindo seus passos. Obrigado por serem meus maiores companheiros e instrutores.

A minha irmã Bruna da Silva Tomadon, por todo companheirismo, apoio e chatices, durante todos esses anos, sou grato por tê-la na minha vida.

A todos os professores que tive ao longo do meu período de formação acadêmica, principalmente, a minha mãe Maria Cecília da Silva Tomadon, que foi a minha primeira professora na vida.

Ao meu orientador e grande amigo, Prof. Dr. Edivando Vitor do Couto, pelos anos de parceria de sucesso, por todo o empenho e dedicação em nossos trabalhos, sou eternamente grato por tudo que passamos juntos.

A Fundação Araucária pelo apoio financeiro empregado no programa de iniciação científica desenvolvido ao longo do curso, pois por meio deste programa e do apoio financeiro, foi possível o desenvolvimento pessoal e acadêmico, que resultaram neste trabalho.

A todos os amigos que tive o prazer de conhecer durante o período da graduação e que puderam contribuir de alguma forma, na minha formação, em especial a Helaine Grube de Oliveira, Jullia Clara, Mariana Giacon, Aline Bacarini, Letícia Pedrão, Leticia Fogate, Maria Carolina Zampieri.

Por fim, gostaria de agradecer a todas as pessoas que contribuíram e estiveram comigo ao longo deste importante período da minha vida.

A todos, sou eternamente grato.

RESUMO

Os impactos causados pelas mudanças no uso e ocupação da terra afetam espécies que dependem da vegetação como fonte de alimento, como é o caso da espécie de peixe *Piaractus Mesopotamicus*. A espécie é endêmica da bacia hidrográfica dos rios Paraná-Paraguai, e por causa do desflorestamento, tem perdido cada vez mais locais adequados para a sua ocorrência. Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo identificar as áreas de elevado interesse para a conservação da espécie *Piaractus mesopotamicus*, levando em consideração as condições climático-ambientais e o atual cenário de uso e ocupação da terra. Para identificar quais áreas da bacia são mais adequadas para a sua ocorrência, foi utilizado a ferramenta modelagem de nicho ecológico, que com base em variáveis climático-ambientais e dados de ocorrência estima a distribuição potencial da espécie. Dado que esta ferramenta estabelece suas projeções apenas dentro de um contexto climático-ambiental, os outputs da modelagem de nicho foram associados à dados de uso e ocupação do solo na bacia, os quais se constituem em um proxy da oferta alimentar para a espécie, para aumentar a acurácia na identificação de áreas prioritárias para a ocorrência, e portanto, conservação da espécie. Esta integração de dados deu origem ao Índice de adequabilidade climático-biótico, que é a frequência associada a dados de uso e ocupação da terra. Os resultados do índice foram confirmados por meio de uma análise estatística de autocorrelação espacial. Em geral, os locais mais adequados para a espécie se concentram no alto e baixo rio Paraguai, que são as regiões que possuem as maiores taxas de vegetação, com foco principal nos tributários do baixo rio Paraguai, que é o local que possui a maior quantidade de associações positivas do tipo AA fora de Unidade de Conservação. Portanto a frequência, associada aos dados de uso e ocupação do solo, se mostrou uma ferramenta eficiente na proposição de Unidades de Conservação, pois conseguiu identificar de forma precisa quais são os prováveis locais que a espécie pode ocorrer, e que portanto necessitam de proteção.

PALAVRAS-CHAVE: Unidades de conservação, índice de adequabilidade climático-biótico, conservação da biodiversidade.

ABSTRACT

The impacts caused by changes in land use and occupation affect species that depend on vegetation as a source of food, as is the case of the species *Piaractus Mesopotamicus*. The species is endemic to the Paraná-Paraguay river basin, and because of deforestation, it has increasingly lost sites suitable for its occurrence. Thus, the present study aimed to identify areas of high interest for the conservation of the species *Piaractus mesopotamicus*, taking into account climatic-environmental conditions and the current scenario of land use and occupation. In order to identify the most suitable areas for its occurrence in the basin, the ecological niche modeling tool was used. However, this tool was not enough because it is based only on climatic and occurrence data. In order to increase accuracy, the vegetation rate was integrated, which is represented by the current use and occupation of the Earth in the basin. This integration of data gave rise to the index of environmental suitability, which is the association of climatic-environmental data, occurrence data and land use and occupation data. The results of the index were validated through a statistical analysis of spatial autocorrelation. In general, the most suitable sites for the species are concentrated in the upper and lower Paraguay River, which are the regions with the highest vegetation conservation rates, with a main focus in the rivers of the lower Paraguay River, which is the place with the smaller amount of Conservation Units, and consequently the place that needs greater protection. The integration of climatic-environmental data and occurrence data, with data on land use and occupation, has proved to be an efficient tool in the proposal of Conservation Units, since it has been able to identify in a precise way the real places that the species can occur, and who really need protection.

KEY WORDS: Conservation Units, climatic-biotic suitability index, biodiversity conservation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do rio Paraná-Paraguai, dividido por seções: Rio Paraná superior, alto, médio e baixo, e Rio Paraguai alto e baixo.....	17
Figura 2: Área projetada da distribuição potencial da espécie <i>Piaractus mesopotamicus</i> na bacia Paraná-Paraguai.	24
Figura 3: Frequência de ocorrência para a espécie <i>Piaractus mesopotamicus</i> na bacia Paraná-Paraguai utilizando os modelos de nicho ecológico apenas com dados climáticos-ambientais.	26
Figura 4: Taxa de vegetação pelo método de reescalonamento na grid para a bacia Paraná-Paraguai.....	27
Figura 5: Buffer dos cursos da água com metragem mínima de 150 m para a bacia Paraná-Paraguai.....	29
Figura 6: Taxa de vegetação pelo método do reescalonamento no buffer para a bacia Paraná-Paraguai.....	30
Figura 7: Índice de adequabilidade climático-biótico pelo método do reescalonamento na grid para a bacia Paraná-Paraguai.....	32
Figura 8: Índice de adequabilidade climático-biótico para o método do reescalonamento no buffer para a bacia Paraná-Paraguai.	33
Figura 9: Análise estatística para validar o índice de adequabilidade climático-biótico pelo método do reescalonamento na grid para a bacia Paraná-Paraguai.	35
Figura 10: Análise estatística para validar o índice de adequabilidade climático-biótico Erro! Indicador não definido. pelo étodo do reescalonamento no buffer para a bacia Paraná-Paraguai.....	37

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	13
3 MATERIAL E MÉTODOS	17
3.1 Área de estudo	17
3.2 Dados cartográficos de ocorrência	19
3.3 Variáveis preditoras	19
3.4 Modelos de nicho ecológico	20
3.5 Taxa de vegetação	21
3.5.1 Taxa de vegetação pelo reescalonamento na grid	21
3.5.2 Taxa de vegetação pela diferença com o buffer	22
3.6 Índice de adequabilidade climático-biótico	22
3.7 Autocorrelação Espacial	23
4 RESULTADOS	24
4.1 Frequência para a espécie <i>Piaractus mesopotamicus</i>	24
4.2 Taxa de vegetação	27
4.2.1 Taxa de vegetação pelo reescalonamento na grid.	27
4.2.2 Taxa de vegetação pelo reescalonamento no buffer.	29
4.3 Índice de adequabilidade climático-biótico	31
4.3.1 Índice de adequabilidade climático-biótico pelo reescalonamento na grid	32
4.3.2 Índice de adequabilidade climático-biótico pelo reescalonamento no buffer.	33
4.4 Índice Local de Moran (I)	35
4.4.1 Índice de Moran (I) para o índice de adequabilidade pelo reescalonamento na grid.	35
4.4.2 Índice de Moran (I) para o índice de adequabilidade climático-biótico pelo reescalonamento no grid.	37
5 DISCUSSÃO	40
6 CONCLUSÃO	47
7 REFERÊNCIAS	48

1 INTRODUÇÃO

Estamos vivenciando a sexta extinção em massa da biodiversidade, representada por situações de perdas abruptas e extremas de biodiversidade (WILSON, 2002; CEBALLOS et al., 2010; CEBALLOS et al., 2015). Este fenômeno já foi verificado anteriormente na história evolutiva do nosso planeta, porém com catástrofes e alterações naturais no clima como causa e com taxas não tão aceleradas como agora (MYERS; KNOLL, 2001; NAVAS; CRUZ-NETO, 2008). O período atual, conhecido como Antropoceno é dominado por atividades humanas, que ameaçam a sobrevivência da biodiversidade, interferindo de forma direta na capacidade de resiliência das espécies, populações, comunidades e ecossistemas (LARSEN, 2004). Desta forma, o ser humano é o principal agente causador desta sexta extinção em massa (CRUTZEN, 2002; BARNOSKY et al., 2011)

As mudanças de uso e ocupação da terra foram identificadas como as principais impulsionadoras das mudanças ambientais globais e regionais, e são cada vez mais reconhecidas na avaliação atual dos impactos antropogênicos no meio ambiente, principalmente ao falarmos de desflorestamento e da consequente fragmentação de habitats (FOLEY, 2005; BROVKIN et al., 2013; VERBURG et al., 2015).

A fragmentação florestal é um fenômeno que pode acontecer de forma natural, porém em decorrência de atividades antrópicas este processo tem sido devastador ao longo dos últimos séculos, principalmente pela expansão da atividade pecuária, desenvolvimento urbano, e agricultura intensiva (METZGER, 2009; CALEGARI et al., 2010). Estas modificações na estrutura da paisagem florestal afetam drasticamente a dinâmica dos ecossistemas e de suas comunidades, culminando na perda de biodiversidade (TURNER et al., 2001; FAHRIG, 2003; LAURANCE, 2009).

Essas mudanças de uso e ocupação da terra, também podem ser sentidas nos ecossistemas de água doce de forma severa (FOLEY, 2005). Estes ambientes são considerados os mais ameaçados do planeta (SAUNDERS et al., 2002), e as principais causas de perda de biodiversidade são o desflorestamento, as mudanças climáticas, poluição, eutrofização, assoreamento, construção de barragens, introdução de espécies não-nativas, pesca predatória e urbanização (AGOSTINHO et al., 2005, VIEIRA, 2005,

COSTA et al., 2012). Esses ecossistemas são distribuídos em águas subterrâneas, lagos, rios e córregos e são particularmente vulneráveis em decorrência de serem relativamente isolados e fisicamente fragmentados dentro de uma paisagem em grande parte terrestre (WOODWARD, 2010). Destaca-se também o fato de que eles também já são fortemente explorados por humanos para o fornecimento de água potável, energia elétrica e alimento (WOODWARD, 2010).

Os peixes são ótimos bioindicadores para as ações de conservação dos ecossistemas de água doce, pois em grande escalas espaciais são o grupo aquático mais estudado e conseqüentemente, com o maior número de informações disponíveis (ABELL et al. 2008). Os peixes desempenham para os ecossistemas aquáticos diversas funções ecossistêmicas, como consumidores em diversos níveis nas teias tróficas incluindo predadores de topo, ciclagem de nutrientes e transporte de propágulos em movimentos migratórios (WOOTTON; POWER, 1993).

A região Neotropical é a mais diversa em peixes no planeta, e pode ser considerada macro-hotspot para conservação deste grupo ao mesmo tempo em que sofre ameaça humana grave e crescente (PELICICE et al., 2017). Estima-se que essa região abrigue de 28 a 31% da diversidade global de peixes de água doce (LÉVÊQUE et al., 2008). Estas espécies apresentam uma alta diversidade de características de história de vida, dentre elas diversos traços alimentares e reprodutivos, com a dieta podendo variar desde espécies estritamente piscívoras, invertívoras, insetívoras, herbívoras, até espécies que se alimentam em diversos níveis tróficos, os onívoros.

Os peixes que se alimentam dos vegetais superiores, podem atuar como dispersores de sementes nas bacias que habitam, desempenhando papel fundamental nestes ecossistemas em uma relação mutualística (ANDERSON et al., 2009, HORN et al., 2011). Entretanto, diante do crescente desflorestamento, especialmente da vegetação ripária, este mutualismo está ameaçado, e as espécies que dependem da vegetação, podem sofrer severas conseqüências nos próximos anos (GALETTI et al., 2008; CORREA et al., 2016).

O *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887), conhecido popularmente como pacu (Characidae, Serrasalminae), constitui-se em espécie de peixe endêmica da bacia Paraná-Paraguai (FROESE; PAULY, 2018). Considerada uma das principais espécies da fauna aquática brasileira em função do elevado valor comercial, possui um hábito

alimentar herbívoro-frugívoro, sendo um importante dispersor de sementes, além de ser enquadrada como espécie migradora de longas distâncias (deslocamentos ascendentes maiores que 100 km durante o período reprodutivo; GALETTI et al., 2008, POVH et al., 2009). Neste contexto *P. mesopotamicus* é de grande importância para a manutenção das espécies ripárias, sendo que esta relação de benefício mútuo assegura os estoques pesqueiros da espécie bem como a perpetuação da vegetação (MUNIZ et al., 2014). Porém, ao longo dos últimos anos a espécie vem apresentando uma redução progressiva em sua população natural em decorrência dos diversos impactos antrópicos aos quais seu habitat está submetido (LOPERA-BARRERO et al., 2008; LOPERA-BARREIRO et al., 2010; MUNIZ et al., 2014).

Desta maneira, é vital identificar quais os locais podem ser considerados os mais adequados para a ocorrência da espécie na bacia Paraná-Paraguai em um contexto climático-estrutural. Assim, o presente estudo teve como objetivo identificar as áreas de elevado interesse para a conservação da espécie *Piaractus mesopotamicus*, levando em consideração as condições climático-ambientais adequadas para a espécie e o atual quadro de uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica Paraná-Paraguai. É esperado que os locais mais adequáveis sejam aqueles que possuem as condições climáticas mais adequadas e as maiores áreas com vegetação preservada, tendo em vista que a espécie utiliza estas áreas como recurso alimentar.

Para isso, as ferramentas computacionais podem ser um ponto-chave na forma de proposição de áreas prioritárias para a conservação de *Piaractus mesopotamicus*. Deste modo foram utilizados modelos de nicho ecológico, com o intuito de verificar quais as áreas mais adequáveis, com base nas condições climático-ambientais. Porém os modelos são limitados no sentido de indicar quais os locais de maior interesse para a conservação da espécie em um contexto climático-estrutural, e para superar essa limitação foi proposto um índice que busca unir a frequência, que representa adequabilidade climática transformada em valores comparáveis, com dados de uso e ocupação da Terra, a fim de localizar de forma mais acurada os locais prioritários para a preservação da espécie.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A perda de biodiversidade é um dos principais problemas ambientais, pois prejudica o fornecimento de serviços ecossistêmicos valiosos e o bem-estar humano (MACE et al., 2005). Contudo é impossível avaliar de forma precisa a magnitude deste problema, pois sequer sabemos o número de espécies no nosso planeta (EHRlich; PRINGLE, 2008). Porém é certo afirmar que estamos vivendo a sexta extinção em massa (CEBALLOS et al., 2010; CEBALLOS et al., 2015). O termo Antropoceno reflete bem este período, em que deixamos para trás o Holoceno, e agora nós seres humanos nos tornamos agentes ativos das mudanças no planeta (CRUTZEN, 2002; STEFFEN et al., 2007).

As alterações causadas pelos humanos na composição do uso de ocupação do solo da Terra alteram a disponibilidade de diferentes recursos biofísicos, incluindo a qualidade do solo e da água, entre outros. Essas mudanças danificam os ecossistemas, afetando a forma de prestação dos serviços ambientais. Preocupações com as mudanças de uso e ocupação da terra, tornaram-se mais graves nas últimas décadas devido à crescente perda de florestas, especialmente em regiões tropicais e subtropicais (ACHARD et al., 2002; FOLEY, 2005; CALDAS et al., 2013).

Este processo de fragmentação florestal, que tem se intensificado nos últimos tempos, resultou na formação de paisagens com fragmentos florestais isolados e de dimensões reduzidas, além da pouca diversidade de habitat em função do tamanho (COLLINGE; PALMER, 2002; FAHRIG, 2003; COLLINS et al., 2017). Um fragmento florestal pode ser definido como uma área de vegetação natural interrompida por barreiras antrópicas ou naturais, capazes de diminuir acentuadamente o fluxo gênico entre populações (CALEGARI et al., 2010; FAHRIG, 2003). As principais consequências da fragmentação florestal, são: alterações no microclima como na umidade do ar, temperatura e radiação solar, aumento do riscos de erosão, assoreamento dos cursos d'água, redução gradativa dos recursos hídricos, maior velocidade de escoamento e também maior evapotranspiração (CALEGARI et al., 2010, FOLEY, 2005, SOLAR et al., 2016).

As mudanças no uso e ocupação da terra podem ainda causar alterações mais severas nos ecossistemas de água doce, como perturbar o equilíbrio da superfície da água e alterar os ciclos de precipitação (FOLEY, 2005). A qualidade da água é frequentemente degradada pelas mudanças de uso e ocupação da terra, sendo que a agricultura intensiva aumenta a erosão e a carga de sedimentos, além de lixiviar os agrotóxicos para as águas subterrâneas, córregos e rios (BENNETT et al., 2001). A urbanização também degrada a qualidade da água, especialmente onde o tratamento de águas residuais está ausente, prejudicando o abastecimento de água, a morte da biodiversidade aquática e contribuindo para a proliferação de doenças (TOWNSEND et al., 2003).

Devido ao impacto humano nos ecossistemas aquáticos em todo o mundo, as interações entre peixes de água doce e sementes das plantas, estão provavelmente entre os mutualismos mais ameaçados do mundo (GALETTI et al., 2008), o que assume relevância em um contexto conservacionista devido ao fato de que, a dispersão de sementes por meio do mecanismo da ictiocoria (dispersão por peixes) é indispensável às florestas, principalmente devido à crescente fragmentação e isolamento entre os fragmentos florestais (OPDAM, 1990).

Dentre as importantes espécies que compõe a bacia Paraná-Paraguai está *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887), que possui hábito alimentar frugívoro-herbívoro, alimentando-se principalmente de frutos, sementes e folhas da vegetação, isso faz com que esta espécie seja um importante dispersor de sementes, além de ser endêmico da bacia hidrográfica Paraná-Paraguai, com alto valor comercial (URBINATI et al., 2010; MUNIZ et al., 2014). A espécie chega a 70 cm, atinge sua primeira maturação gonadal com 34 cm, tolera a temperatura que varia de 15 a 35 °C, mas não se alimenta abaixo de 18°C, e possui aspectos adaptativos comportamentais para a sobrevivência sob baixas condições de oxigênio (JORDÃO; VOLPATO, 2000; AGOSTINHO et al., 2005).

No entanto a pesca exploratória da espécie na região do Pantanal, fez com que fosse criada a lei nº 9.096 no estado do Mato Grosso do Sul, que estabelece o tamanho mínimo de captura para a espécie entre valores de 40 e 45 cm de comprimento total (MATO GROSSO, 2009). A quantidade abusiva de peixes retirados no Pantanal é demonstrada por estudos que registram a retirada de 125 toneladas de *P. mesopotamicus* na região só no ano de 2002 (CATELLA et al., 2005).

Visando a conservação da espécie no ambiente natural, foram identificados locais prioritários para a conservação, utilizando modelos de nicho ecológico para estimar a frequência de ocorrência da espécie para a bacia Paraná-Paraguai. Os modelos de nicho ecológico podem ser definidos como um modelos que relacionam dados de ocorrência de espécies (coordenadas geográficas) com informações de características climáticas, ambientais e/ou espaciais (ELITH; LEATHWICK, 2009), que como resultado proporcionam a confecção de mapas que indicam quais são as áreas adequadas para a espécie em decorrência de seus requerimentos ambientais (PEARSON et al., 2007). Os resultados gerados pelos modelos são frequentemente utilizados para projetar simulações da distribuição potencial das espécies no espaço geográfico (FRANKLIN, 2009).

Os modelos de nicho ecológico variam de modelos simples, como os envelopes bioclimáticos sob as técnicas de BIOCLIM e DOMAIN, que são gerados retilineares baseados em determinar para cada variável um limite superior e inferior para a ocorrência da espécie e produzir uma predição final que assume que não existe correlação entre as variáveis nos pontos de ocorrência (DE MARCO; SIQUEIRA, 2009). Como de modelos mais complexos, e. g. Maxent, que é uma aprendizagem automática que estima a distribuição de probabilidade próximas a distribuição uniforme sob a restrição de que os valores esperados para cada variável ambiental estejam de acordo com os valores empíricos observados nos pontos de ocorrência (PHILLIPS et a., 2006)

Atualmente os modelos de nicho ecológico são utilizados para vários fins em ecologia, biogeografia e mais recentemente em biologia da conservação (GUISAN; THUILLER et al., 2005; LOPES et al., 2017; OLIVEIRA, 2018). Dentre as aplicações podemos citar: predição de distribuição de espécies raras ou ameaçadas de extinção (SIQUEIRA et al., 2009), escolha de áreas prioritárias para conservação (ARAÚJO et al., 2004), análise do efeito das mudanças climáticas globais sobre a biodiversidade (THUILLER et al., 2005; LOPES et al., 2017; OLIVEIRA, 2018), delimitação de áreas com risco de invasão de espécies exóticas (LOO et al., 2007; HERBORG et al., 2007), escolha de espécies para a recuperação de áreas degradadas (SIQUEIRA, 2005).

Os índices de adequabilidade climático-biótico que serão desenvolvidos buscam associar os dados de frequência com os dados da taxa da de vegetação, almejando elucidar quais os locais prioritários para a conservação da espécie. Deste modo, por meio deste índice é possível identificar quais os locais que apresentam boas características

climáticos-ambientais, boa taxa de vegetação, que são os principais elementos que influenciam na distribuição da *Piaractus mesopotamicus*.

Para compreender como os índices de adequabilidade ambiental resultantes estão distribuídos no contexto espacial, foi utilizado a estatística espacial índice Local de Moran (I), pois ele é capaz de quantificar o grau de associação espacial a que cada localização do conjunto amostral está submetida em função de um modelo de vizinhança preestabelecido (ANSELIN, 1995). A capacidade de detecção de agrupamentos significativos de amostras de valores próximos em torno de cada localização permite identificar os pontos onde tais características predominam, apontando assim, potenciais territórios a partir destas características (ANSELIN, 1995).

A técnica de estatística espacial foi desenvolvida para tentar identificar regiões onde a distribuição dos valores possa apresentar um padrão específico associado à sua localização geográfica. A informação que se busca é “quanto algo é parecido com o vizinho próximo e diferente do vizinho distante” (ANSELIN, 1995).

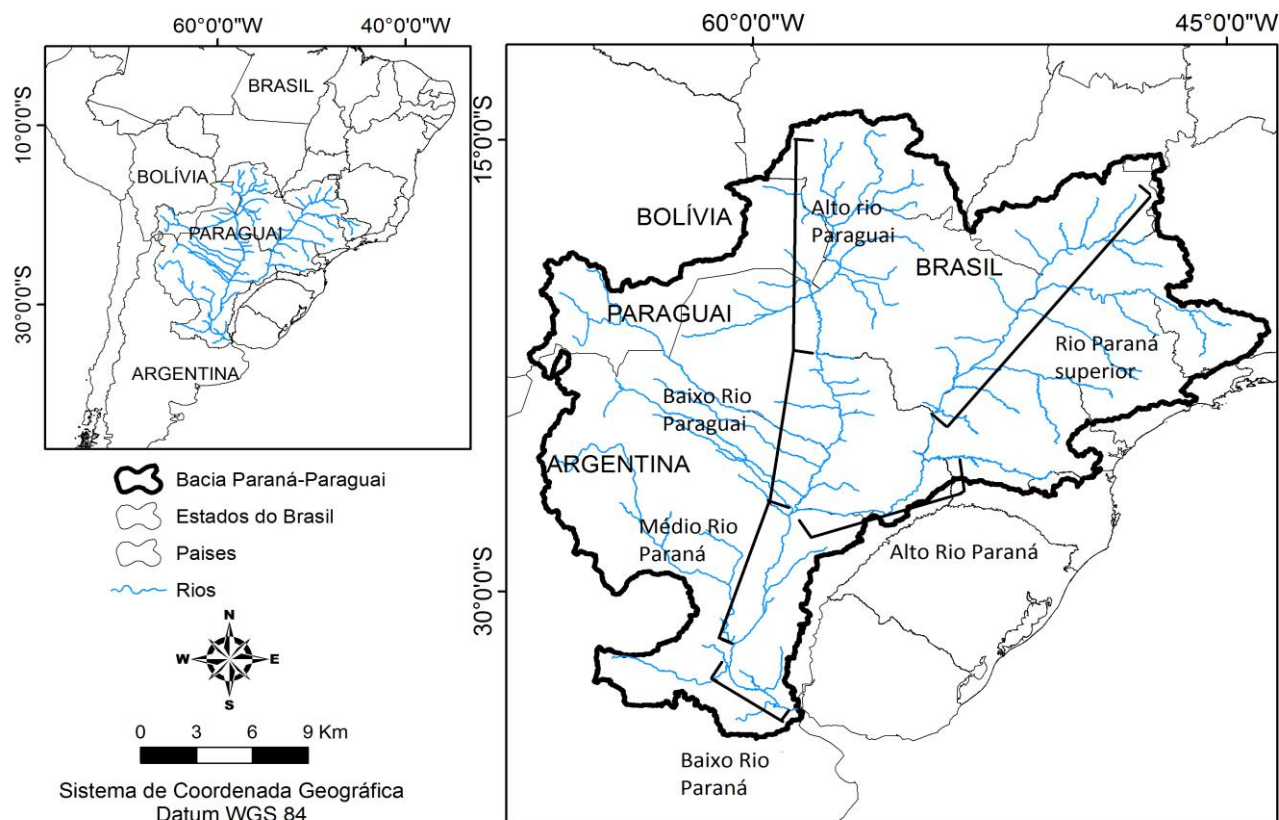
3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

Dentre as bacias hidrográficas da região Neotropical, destaca-se a bacia dos rios Paraná-Paraguai (Figura 1), a qual possui 2.800.00 km² (LATRUBESSE et al., 2005a). Esta bacia abrange a maior parte da região sudeste do Brasil, o Paraguai, leste da Bolívia e norte da Argentina (AGOSTINHO et al., 2008).

O clima da Bacia Paraná-Paraguai é quente e úmido durante todo o ano, com chuvas de outubro a março. As chuvas que caem nas terras altas das planícies leva a inundações sazonais substanciais que são importantes para a biologia das espécies (LIMA, 2000).

Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do rio Paraná-Paraguai, com a divisão por seções: Rio Paraná superior, alto, médio e baixo, e Rio Paraguai alto e baixo.



Fonte: Autoria própria.

O rio Paraná é formado pela junção dos rios Grande e Paranaíba na região sudeste do Brasil, sendo considerado o segundo maior da América do Sul (4.695 km) e o décimo do mundo em descarga de água (AGOSTINHO et al., 2008). O rio Paraná pode ser dividido em superior, alto, médio e baixo, cada uma com características geográficas, sociais e biológicas diferentes (LATRUBESSE et al., 2005b).

O rio Paraguai tem origem no oeste da planície do Mato Grosso na região centro-sul do Brasil, 298 m acima do nível do mar. Recebe rios como o Cuiabá, São Lourenço, Pilcomayo e Bermejo, e é considerado o quinto mais longo da América do Sul (2.550 km) (BONETTO, 1998). O rio Paraguai é caracterizado por uma baixa e uniforme declividade (BERBERY; BARROS, 2002).

O rio Paraguai atravessa os territórios do Brasil, Bolívia e Paraguai, antes de se encontrar com o rio Paraná, sendo dividido em alto e baixo rio Paraguai. O alto rio Paraguai é composto por duas regiões, as áreas altas e o Pantanal (RESENDE, 2003; CALCAGNOTTO; DESALLE 2009).

O Pantanal é uma planície de inundação com marcada estação seca (março a setembro) e chuvosa (outubro a fevereiro). Devido às suas características de solo e baixa

declividade, possui grande capacidade de retenção de água e como resultado suporta uma abundante ictiofauna (RESENDE, 2003). O baixo Paraguai flui lento, é muito mais raso e mais largo. A oeste do baixo Paraguai e do médio Paraná fica o Chaco, uma enorme planície que se expande para a Argentina, Paraguai e Bolívia (RESENDE, 2003).

3.2 Dados cartográficos de ocorrência

Os dados de ocorrência para a espécie na bacia Paraná-Paraguai foram obtidos por meio de 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/>), Vertnet (<http://vertnet.org/>) e o Peces Argentina (<http://www.pecesargentina.com.ar>). Para a elaboração do banco de dados foram eliminados as coordenadas imprecisas, localizadas fora da bacia do Paraná-Paraguai, bem como os nomes científicos com sinonímia

Foi criada uma malha geográfica regular (*grid*) com células de 11x11 km de lado, totalizando 11.572 células, para uma resolução espacial de 11 km. A *grid* foi gerada em um sistema projetado de coordenadas utilizando o sistema de referência SIRGAS 2000 / Brazil Polyconic código EPSG 5880.

Os registros de ocorrência foram unidos a *grid* a fim de construir uma matriz binária de presença (1) e pseudo-ausência (0), chamada de matriz de ocorrência. As células que possuem registros de ocorrência, não sendo levado em consideração a sua quantidade, foram representadas pelo valor 1 enquanto que as células sem os registros foram representadas pelo valor 0.

3.3 Variáveis preditoras

Os componentes abióticos da modelagem foram as variáveis bioclimáticas, de temperatura e precipitação, somadas as hidrológicas. As variáveis de temperatura e precipitação, foram extraídas do banco de dados Worldclim, Versão 2 (<http://www.worldclim.org>), sendo elas: temperatura máxima no mês mais quente (TMAX; °C), temperatura mínima no mês mais frio (TMIN; °C), temperatura média anual (TMED), precipitação no mês mais úmido (PMAX; mm), precipitação no mês mais seco (PMIN; mm), precipitação anual (PANU). Estas variáveis bioclimáticas foram escolhidas

por serem os principais parâmetros para determinar a distribuição dos organismos no planeta Terra (BARBET-MASSIN; JETZ, 2015; PETITPIERRE et al., 2017).

As variáveis hidrológicas utilizadas foram adquiridas por meio da plataforma Earth Explorer (USGS, 2018), desenvolvida pela agência científica norte americana U.S. Geological Survey (USGS) EROS Data Center. Foi utilizado todas as variáveis do banco de dados HYDRO1K, que forneceu a cobertura hidrológica global, desenvolvido a partir do modelo de elevação digital (DEM) com resolução de 30 arc-segundo, ou 1 km.

3.4 Modelos de nicho ecológico

Seis modelos de nicho ecológico foram utilizados: Bioclim (BIOCLIM; BUSBY, 1991), DOMAIN com Distância Euclidiana (EUCD; CARPENTER et al., 1993), DOMAIN com distância de Gower (GOWD, CARPENTER et al., 1993), Análise de fator de nicho ecológico (*Ecological Niche Factor Analysis* – ENFA; HIRZEL et al., 2002), Máxima Entropia (Maxent, PHILLIPS et al., 2006) e Algoritmos Genéticos (*Genetic Algorithm for Rule-set Production* – GARP; STOCKWELL; NOBLE, 1992).

Dadas as particularidades de cada modelo, diferentes previsões são projetadas, gerando dúvidas sobre qual modelo é mais adequado (DINIZ-FILHO et al. 2009). A abordagem utilizada foi então a de projeção combinada (*ensemble forecasting*) que fornece o resultado do consenso de múltiplos modelos (CONS) (ARAÚJO; NEW, 2007).

Para cada algoritmo utilizado, os dados de ocorrência das espécies foram randomicamente divididos em dois conjuntos de dados, sendo 75% para calibração e 25% para avaliação dos modelos, sendo esse procedimento repetido 50 vezes. Foi utilizado o método da área sob a curva (AUC), para estimar a acurácia da previsão dos modelos (LOBO et al., 2008), sendo que o limiar de corte que definiu quais modelos eram considerados adequados para compor o CONS, foi de 0.7

O modelo CONS foi estabelecido por meio da média entre os modelos que tiveram uma AUC igual ou maior que 0.7. Dessa forma, o resultado gerado pelo modelo CONS, foi a frequência de ocorrência da espécie, que é a adequabilidade ambiental transformada em valores comparáveis. A frequência, foi integrada aos dados de uso e ocupação da terra, e a partir disso foi desenvolvido dois índices para quantificar a quantidade de vegetação média por célula da grid, que cada área indicada como prioritária para a conservação possui.

A modelagem de distribuição de espécie foi feita no software BioEnsembles (DINIZ-FILHO et al., 2009). O banco de dados gerado foi manipulado no SIG QGIS® 2.18.

3.5 Taxa de vegetação

A cobertura da vegetação foi representada pelo valor médio da quantidade de vegetação dentro das células da grid gerada para a bacia Paraná-Paraguai, utilizando os dados da Agência Espacial Europeia (ESA, 2019) que elaborou um mapa de uso e ocupação da terra a nível mundial. A partir deste banco de dados, foi possível desenvolver metodologias que mensuravam à quantidade de vegetação e que fossem comparáveis.

Foram utilizados dois métodos de análise de vegetação, com o intuito de compará-los, sendo eles: o reescalonamento na *grid* e a diferença com o buffer da água. Cada método foi desenvolvido de maneira diferente, porém ambos têm o mesmo objetivo, o de quantificar a quantidade média de pixels de vegetação dentro de cada quadricula da célula quadricula da grid.

3.5.1 Taxa de vegetação pelo reescalonamento na grid

Para esta metodologia foi utilizado o banco de dados de uso e ocupação do Terra feito para todo o planeta com 300 m de resolução para o ano de 2015 (ESA, 2019). Após o download dos dados, foi feita uma classificação com base nos valores atribuídos a cada classe: agricultura, floresta, pastagem, banhado (área úmida), área urbanizada, solo exposto, água e neve. Desta forma, foi feito um recorte desta classificação utilizando a *grid* gerada para a bacia Paraná-Paraguai. Sendo assim o uso e ocupação do solo classificados ficaram reduzidos apenas para a área de estudo, e posteriormente foi feita uma reclassificação por tabela utilizando as classes de floresta e banhado, que são as classes consideradas como vegetação.

Nesta reclassificação por tabela, apenas para as classes de interesse são atribuídos valores de 1, enquanto as demais classes o valor 0, a fim de excluir as classes irrelevantes. Após esta reclassificação por tabela, foi feito um reescalonamento utilizando os valores médios de floresta e banhado para cada célula da grid, com os valores variando entre 0 e 1, sendo que os valores próximos a 0 representam uma baixa quantidade média de

vegetação e os valores próximos a 1 uma alta quantidade média de vegetação, divididos em cinco classes utilizando o método de classificação naturais Jenks,

3.5.2 Taxa de vegetação pela diferença com o buffer

O método foi feito utilizando um banco de dados dos cursos d'água mundiais com 150 m de resolução para o ano 2000 (ESA, 2019). Como consequência, apenas rios com largura mínima de 150 m foram levados em consideração para o cálculo.

O primeiro passo foi fazer uma reclassificação por tabela, atribuindo valores as classes do banco de dados, com a água igual a 1 e as demais classes iguais a 0. A partir dessa reclassificação, foi feito um buffer com a largura de 300 m, para os corpos hídricos de largura de no mínimo 150 m presentes na bacia Paraná-Paraguai, pois representa a resolução do pixel do banco de dados de uso e ocupação da terra (ESA, 2019).

Com o buffer finalizado, foi feita uma nova reclassificação por tabela, mas agora utilizando os dados de uso e ocupação da terra (ESA, 2019), onde as classes floresta e banhado tinham o valor 1, e o restante o valor 0. O uso reclassificado com os valores de floresta e banhado foi recortado pelo buffer, a fim de mensurar a quantidade de pixels com valores 1.

Após o recorte, foi calculado a quantidade de vegetação em cada célula da grid, fazendo uma diferença entre a quantidade de pixels do buffer e a quantidade de pixels da célula, que resultou na taxa de vegetação a partir da área do buffer, com os valores médios variando entre 0 e 1, divididos em cinco classes utilizando o método de classificação naturais Jenks.

3.6 Índice de adequabilidade climático-biótico

Foram desenvolvidos dois índices de adequabilidade climático-biótico, com o intuito de comparar qual a melhor metodologia a ser utilizada. Estes índices são uma associação dos valores da taxa de vegetação por célula da grid com a frequência de ocorrência da espécie. Para isso foram utilizadas duas metodologias: reescalonamento na grid e o reescalonamento no buffer.

A metodologia utilizada no índice de adequabilidade climático-biótico com reescalonamento na grid, foi desenvolvida com os valores médios da taxa vegetação,

calculados na metodologia taxa de vegetação na grid (3.5.1) e os dados de frequência da espécie, elaborado a partir da metodologia dos modelos de distribuição de espécie (3.4).

A metodologia do buffer, segue a mesma linha de raciocínio que associa os dados de vegetação, desenvolvidos na metodologia taxa de vegetação no buffer (3.5.2) e a frequência da espécie, elaborado a partir da metodologia dos modelos de distribuição de espécie (3.4).

Ambas metodologias forneceram valores entre 0 e 1, divididos em cinco classes utilizando o método de classificação naturais Jenks, para que tivessem o mesmo peso, quando fossem associados. Neste sentido, foi feita uma multiplicação simples, onde altos valores para a taxa de vegetação e frequência representariam locais considerados ideais para a ocorrência da espécie, e baixos valores de vegetação e frequência, representariam lugares impróprios.

ÍNDICE DE ADEQUABILIDADE CLIMÁTICO-BIÓTICO = FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA X TAXA DE VEGETAÇÃO

3.7 Autocorrelação Espacial

Para o cálculo da autocorrelação espacial foi utilizado o índice Local de Moran I, que busca verificar se existe correlação espacial de uma variável de interesse, e tem por objetivo quantificar a dependência espacial entre os valores das amostras (CÂMARA et al., 2004; ALBUQUERQUE, 2009).

O índice de Moran Local (I) é um parâmetro estatístico que permite descrever o grau de semelhança ou diferença de cada evento no que diz respeito aos eventos mais próximos e possui a capacidade de capturar padrões locais de autocorrelação espacial, estatisticamente significativos (ANSELIN, 1995).

O índice é calculado a partir do produto dos desvios em relação à média como uma medida de covariância, dessa forma, valores significativamente altos indicam altas probabilidades de que haja locais de associação espacial tanto de regiões com altos valores associados como com baixos valores associados, utilizando a distância inversa ao quadrado (Equação 1).

$$I_i(d) = \frac{(x_i - \bar{x})}{s^2} \sum_j w_{ij}(d)(x_j - \bar{x}) \quad \text{para } j \neq i \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

- s^2 é a variância amostral;
- $W_{ij}(d)$ é o ponderador na matriz de vizinhança W para o par i e j ;
- d é a distância estabelecida pelo modelo de vizinhança;
- x_i e x_j são valores encontrados na posição i e suas vizinhas j ;
- \bar{x} é a média amostral;

Este índice permite identificar padrões de associação espacial que podem caracterizar a ocorrência de valores significativamente altos e positivos, que apontam a presença de agrupamentos parecidos (*clusters*) tanto de valores iguais altos como baixos, já os valores significativamente baixos indicam um regime espacial de desigualdade na região (*outliers*), ou melhor, zona de transição entre um determinado regime espacial e outro, entre os polígonos que compõem a base de dados (ANSELIN, 1995). Essas associações espaciais são do tipo alto-alto (AA) ou baixo-baixo (BB), e também do tipo alto-baixo (AB) ou baixo-alto (BA) (ANSELIN, 1995; ALBUQUERQUE, 2009).

AA e BB indica pontos de associação positiva, no sentido que uma localização possui vizinhos com valores semelhantes. Já AB (valores positivos, média negativa) e BA (valores negativos, média positiva), indicam pontos de associação espacial negativos, indicando pontos de transições entre diferentes padrões espaciais (NUNES, 2013).

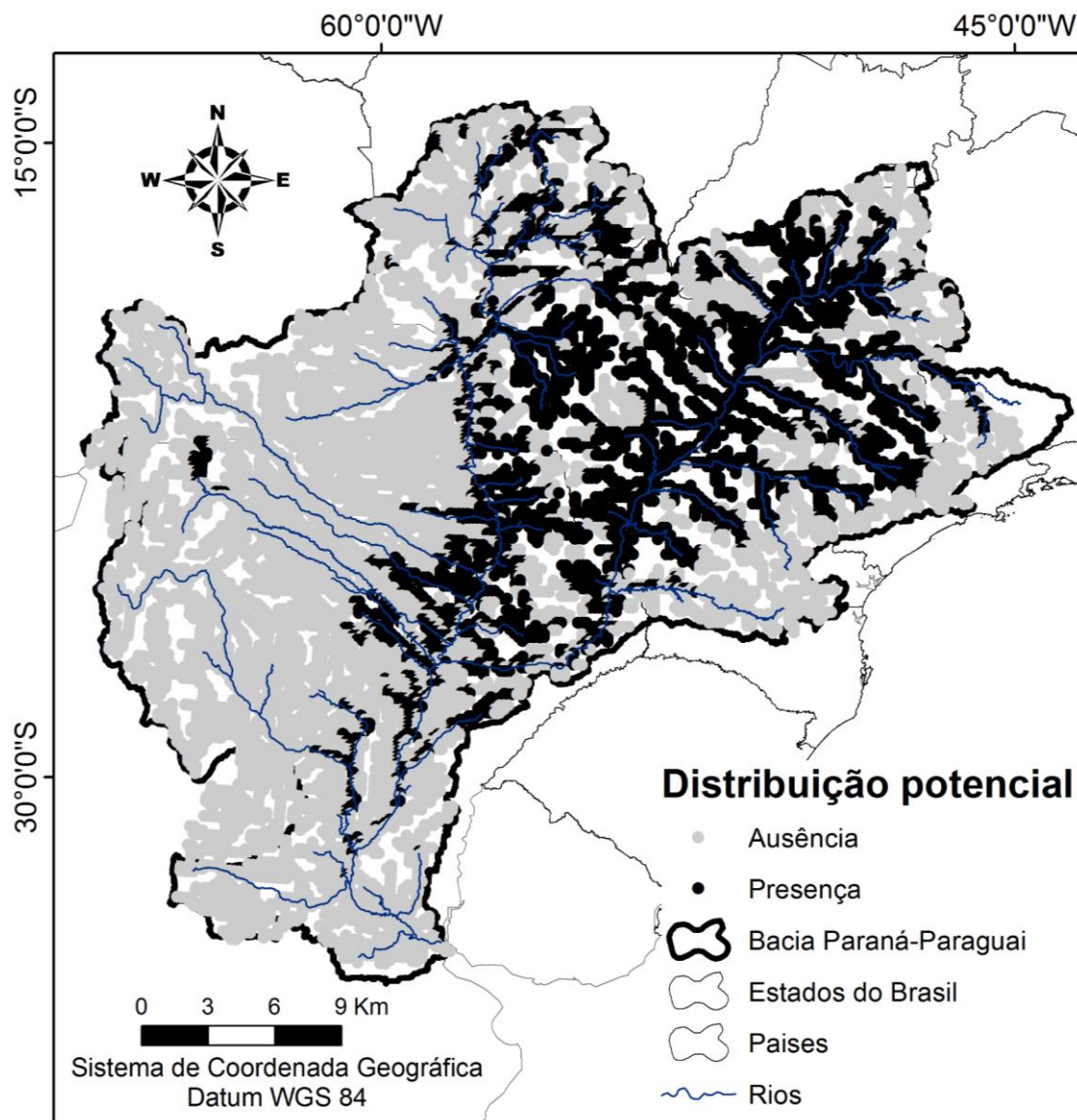
A análise estatística foi feita utilizando o software ArcGis® 10.5.

4 RESULTADOS

4.1 Frequência para a espécie *Piaractus mesopotamicus*

A espécie *Piaractus mesopotamicus* teve um total de 197 registros de ocorrência ocupando 54 células das 11.752 células da grid. A área projetada da distribuição potencial da espécie ocupou 3658 células, o que corresponde a aproximadamente 31% do total de células disponível (Figura 2).

Figura 2: Área projetada da distribuição potencial da espécie *Piaractus mesopotamicus* na bacia Paraná-Paraguai.



Fonte: Autoria própria.

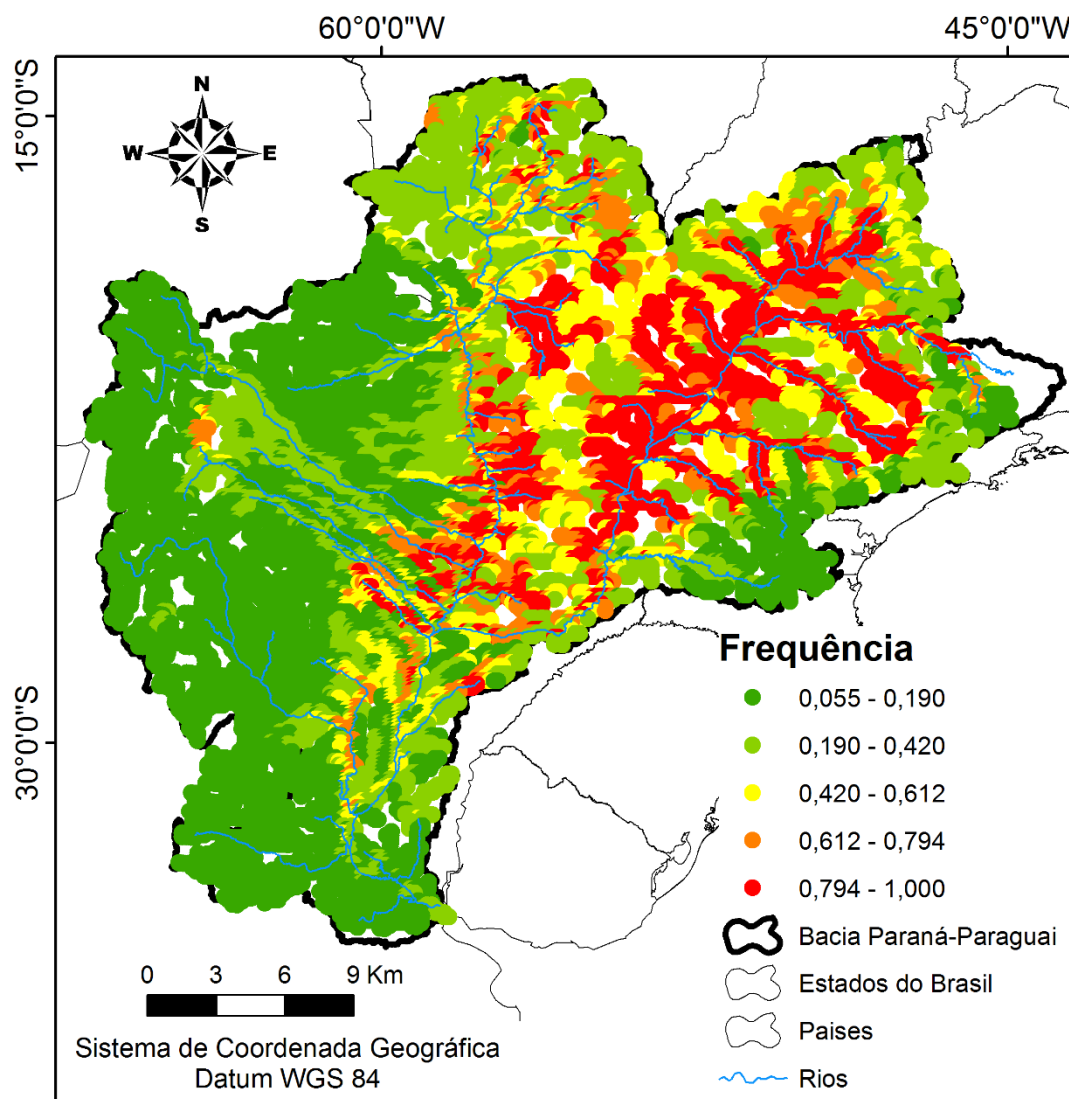
A modelagem consenso utilizando as variáveis climáticas e ambientais, aliada aos dados de presença e pseudo-ausência, geraram a frequência com que a espécie ocorre em cada célula da grid com valores entre 0 e 1, divididos em cinco classes, sendo que a classe com os valores considerados mais adequados variaram entre 0.794 e 1, com 1816 células neste intervalo, o que corresponde a aproximadamente 15% do total de células da bacia.

Estas regiões com as maiores valores de frequência de ocorrência para a espécie correspondem ao Pantanal, aos tributários da margem esquerda do alto e do baixo rio Paraguai e aos tributários da margem direita e esquerda d rio Paraná superior. O rio Paraná superior é a região que apresenta a maior quantidade de células adequadas com 1056 células.

Entretanto, ocorre que em partes dos territórios da Argentina, Bolívia e o norte do Paraguai, a frequência para a espécie é baixa, com a classe com os valores menos adequados variando de 0.055 a 0.190, com 4517 células neste intervalo, o que corresponde a aproximadamente 38% do total. Sendo que não foi registrado nenhuma célula com o valor de 0.

O território da Argentina é o que apresenta a maior quantidade de células neste intervalo, com 2785 células (Figura 3).

Figura 3: Frequência de ocorrência para a espécie *Piaractus mesopotamicus* na bacia Paraná-Paraguai utilizando os modelos de nicho ecológico apenas com dados climáticos-ambientais.



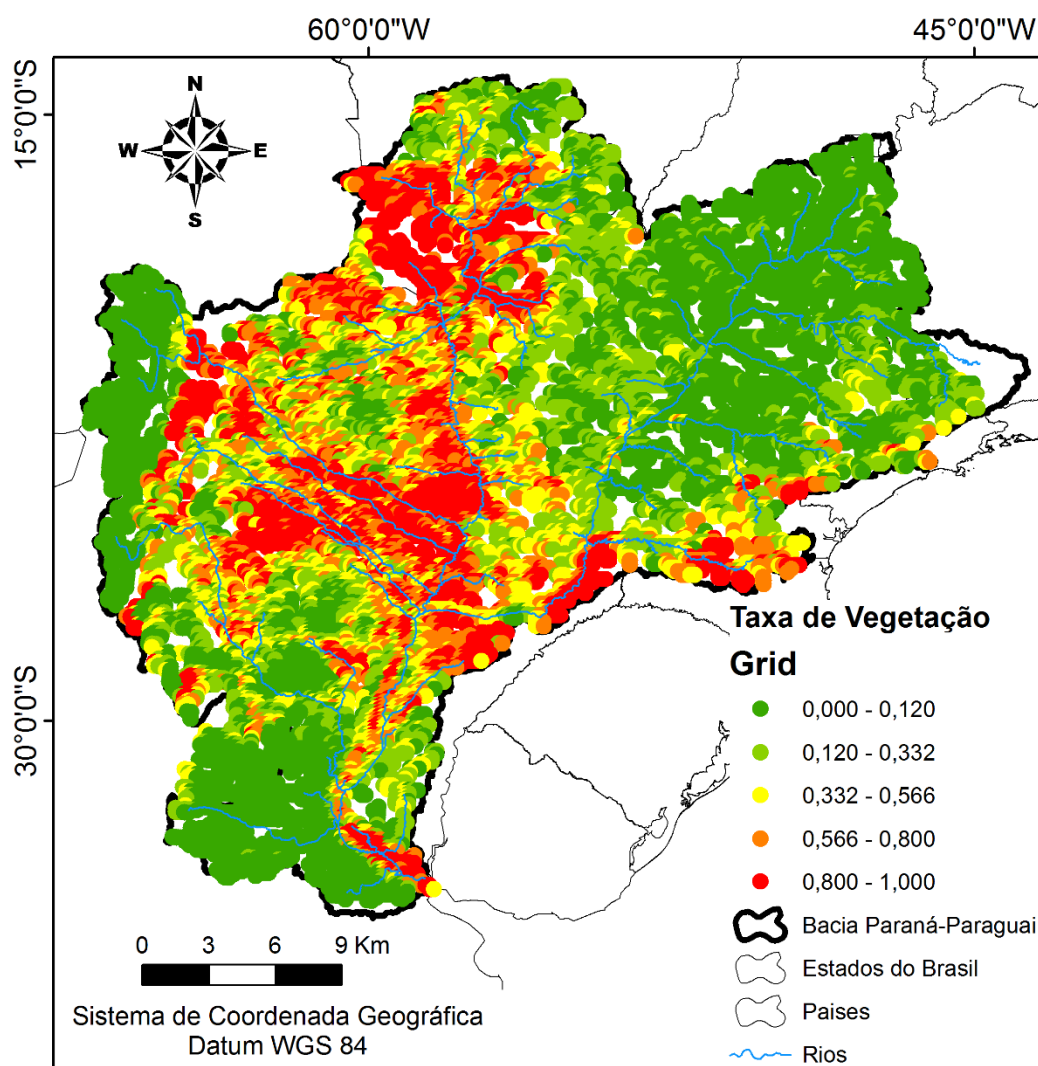
Fonte: Autoria própria.

4.2 Taxa de vegetação

4.2.1 Taxa de vegetação pelo reescalonamento na grid.

Os resultados para a taxa vegetação para a grid, indicaram que a classe com maiores valores médios para a taxa de vegetação variaram entre 0.80 e 1, com 2107 células neste intervalo, o que corresponde a aproximadamente 18% do total de células da bacia (Figura 4).

Figura 4: Taxa de vegetação pelo método de reescalonamento na grid para a bacia Paraná-Paraguai.



Fonte: Autoria própria

As regiões que apresentam essas altas taxas de vegeta o pertencem ao território do Paraguai, Pantanal, Argentina e alguns pontos nos estados de Paraná e São Paulo. Sendo que a sub-bacia do rio Paraguai é a que possui a maior quantidade de células para este intervalo, com 1053 células. Com 563 células pertencentes ao alto rio Paraguai e 490 células ao baixo rio Paraguai.

As regiões que apresentaram os menores valores médios para a taxa de vegeta o, tiveram valores variando entre 0 e 0,12, com 4160 células neste intervalo, o que corresponde 35% do total.

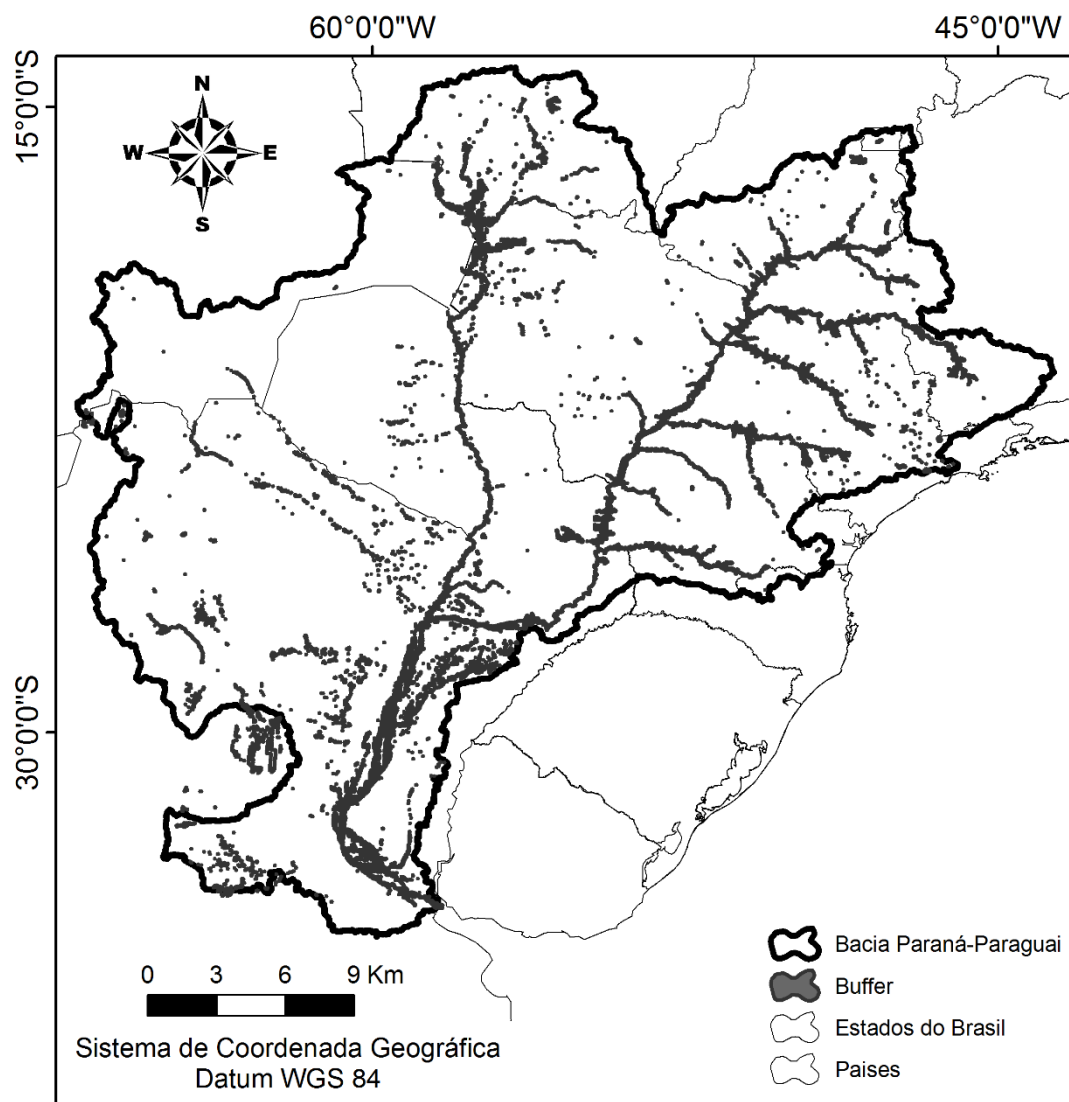
Para a classe com os valores menos adequados para taxa de vegeta o, ocorreram parcialmente nos território da Argentina, Bolívia, Paraguai e Brasil. Com destaque para o rio Paraná superior, que é a região que apresenta a maior quantidade de células para este intervalo, com 2045 células.

A região do rio Paraná superior apresenta a maior quantidade de células consideradas as melhores para a frequência da espécie, porém apresenta a maior quantidade de células com baixa taxa de vegetação para o método do reescalonamento na grid.

4.2.2 Taxa de vegetação pelo reescalonamento no buffer.

Para a taxa de vegetação para o buffer, os valores também variaram entre 0 e 1, com os resultados similares aos apresentados pelo método anterior, porém a metodologia aplicada analisou apenas rios que possuem o curso da água com o mínimo de 150 m de largura (Figura 5), dessa forma das 11.752 células apenas 5.607 foram analisadas, aproximadamente 48% do total.

Figura 5: Buffer dos cursos da água com metragem mínima de 150 m para a bacia Paraná-Paraguai.



Fonte: Autoria própria.

As regiões que apresentam as maiores taxas de vegetação estavam entre 0.80 e 1, com 553 células neste intervalo, o que corresponde a aproximadamente 10% das células analisadas. Sendo que as regiões com as maiores taxas de vegetação, ocorrem parcialmente no alto e baixo rio Paraguai, Argentina e nos estados brasileiros Paraná e São Paulo.

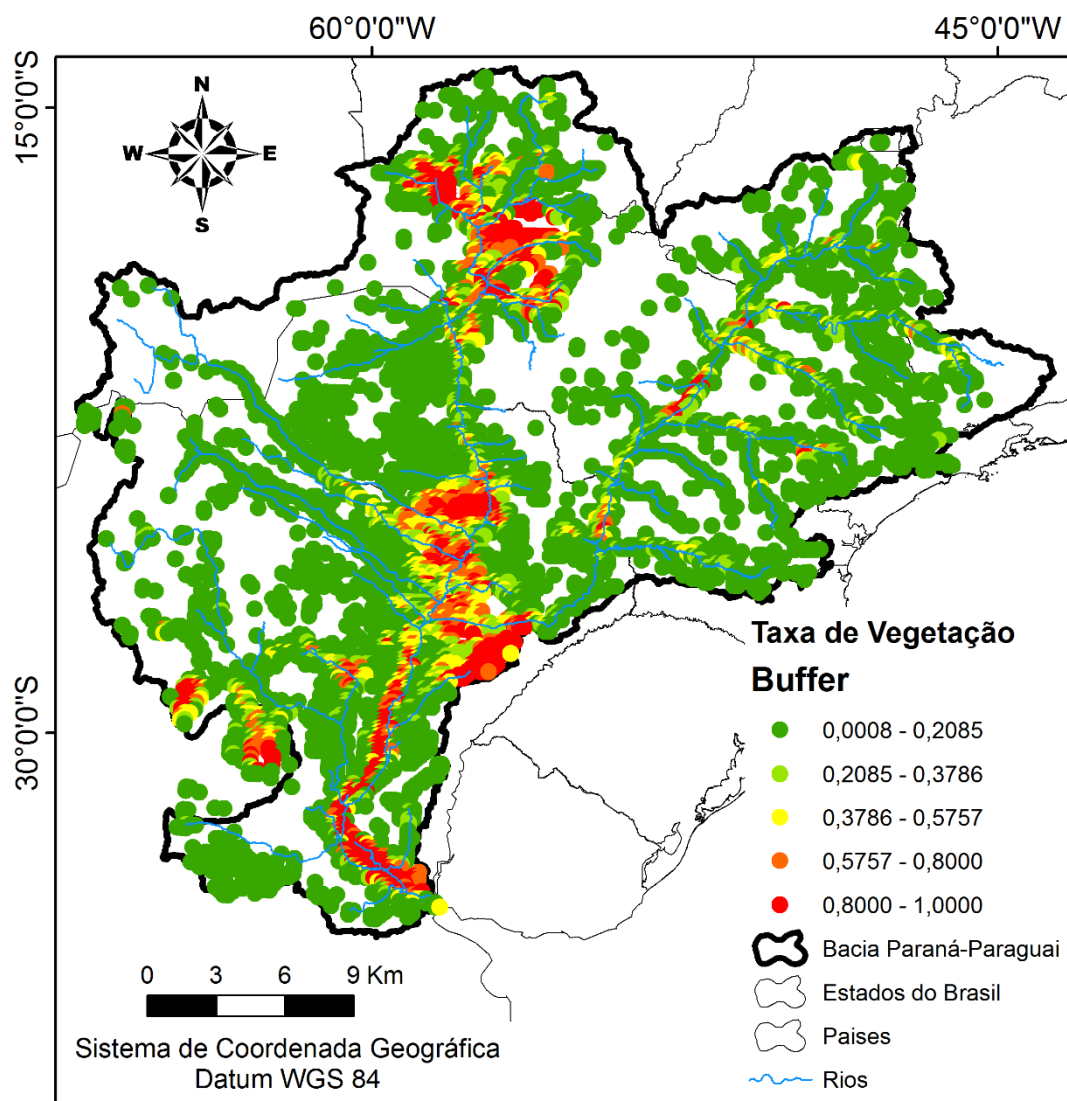
A região que apresenta a maior quantidade de células para este intervalo é a do rio Paraguai, com 272 células, o que corresponde a aproximadamente 49% das células para este intervalo, com 185 células para a região do alto rio Paraguai e 87 células para o baixo rio Paraguai.

As regiões que apresentaram as menores taxas de vegetação para a metodologia do buffer estavam entre 0.00081 e 0.20, sendo que o valor 0 foi atribuído para as células

que não foram analisadas, com 3610 células neste intervalo, o que corresponde a 64% do total.

Todos os países que compõem a bacia tiveram uma grande quantidade de pontos com baixa taxa de vegetação, com destaque para a região do rio Paraná superior, que é a que apresenta maior quantidade de células com 1116 células (Figura 6).

Figura 6: Taxa de vegetação pelo método do reescalonamento no buffer para a bacia Paraná-Paraguai.



Fonte: Autoria própria.

4.3 Índice de adequabilidade climático-biótico

4.3.1 Índice de adequabilidade climático-biótico pelo reescalonamento na grid

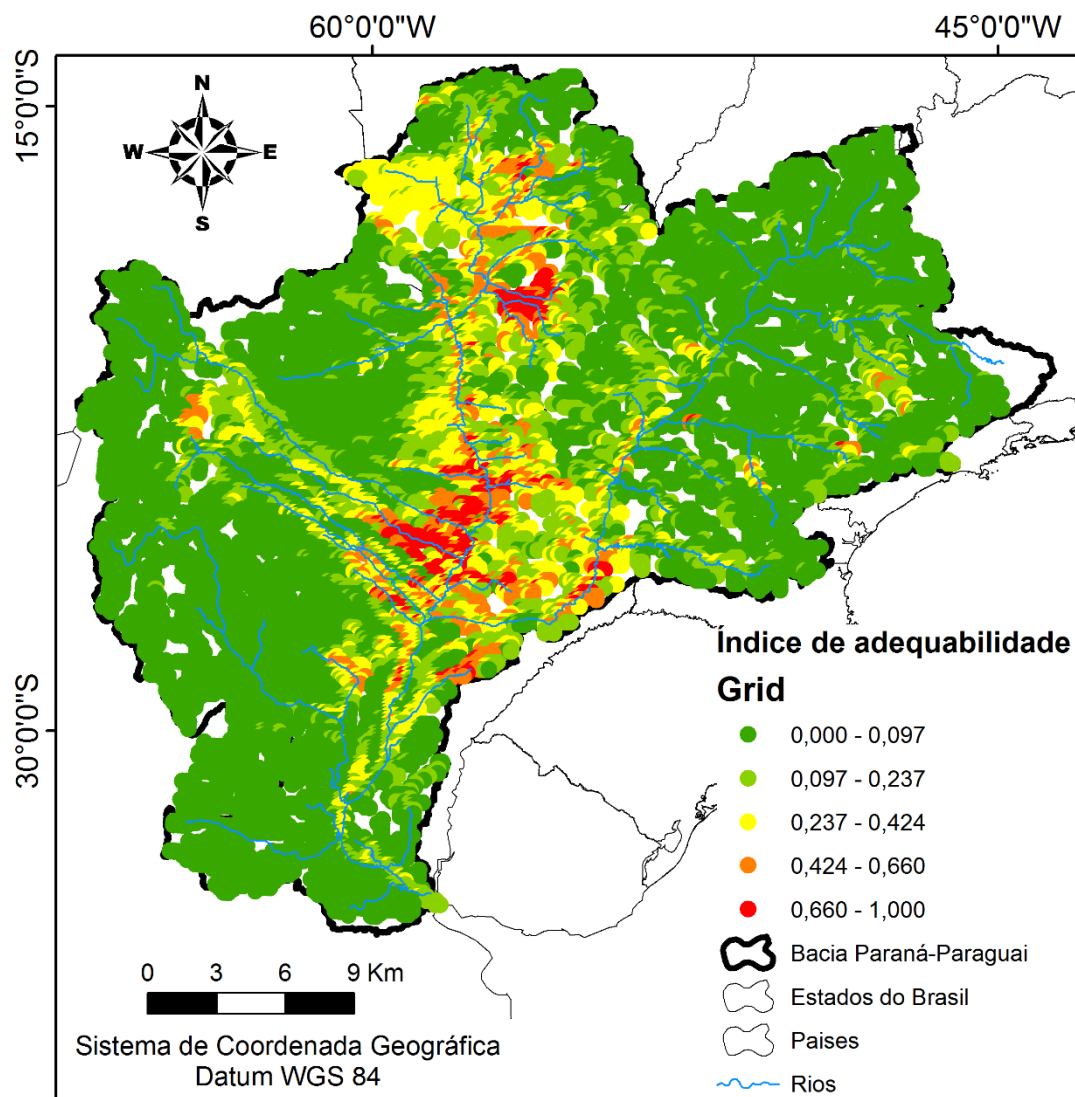
O índice de adequabilidade climático-biótico utilizando a metodologia da grid, teve os valores variando entre 0 e 1, com 311 células consideradas as melhores para a sobrevivência da espécie no intervalo de 0.66 a 1, o que representa aproximadamente 8.5% do total de células que compreendem a área distribuição potencial para *Piaractus mesopotamicus*. As regiões que apresentaram a maior quantidade de células neste intervalo pertencem ao alto e baixo rio Paraguai, o alto e médio rio Paraná, com alguns pontos na Argentina e outros poucos pontos nos rios Iguaçu, Ivaí e Paranapanema.

A região com a maior quantidade de células com os maiores valores para o índice de adequabilidade climático-biótico pelo reescalonamento na grid foi a do baixo rio Paraguai, com 124 células.

As regiões que apresentaram os menores valores para o índice de adequabilidade climático-biótico, estiveram entre o intervalo de 0 a 0.097, com 7391 células para este intervalo, o que corresponde a aproximadamente 63% do total células da bacia.

Todos os países da bacia Paraná-Paraguai tiveram regiões com baixos índices de adequabilidade climático-ambiental, sendo que a região com a maior quantidade de células foi o rio Paraná superior, que possui 2505 células (Figura 7).

Figura 7: Índice de adequabilidade climático-biótico pelo método do reescalamento na grid para a bacia Paraná-Paraguai.



Fonte: Autoria própria.

4.3.2 Índice de adequabilidade climático-biótico pelo reescalamento no buffer.

O índice de adequabilidade climático-biótico utilizando a metodologia do buffer, analisou 5.607 células com seus valores variando entre 0.0005 e 1, com os valores 0 sendo as células não analisadas, com as regiões consideradas as mais adequadas entre 0.66 e 1, com 127 células para este intervalo, o que corresponde a aproximadamente 3.5% do total de células que compreendem a área distribuição potencial para *Piaractus mesopotamicus*.

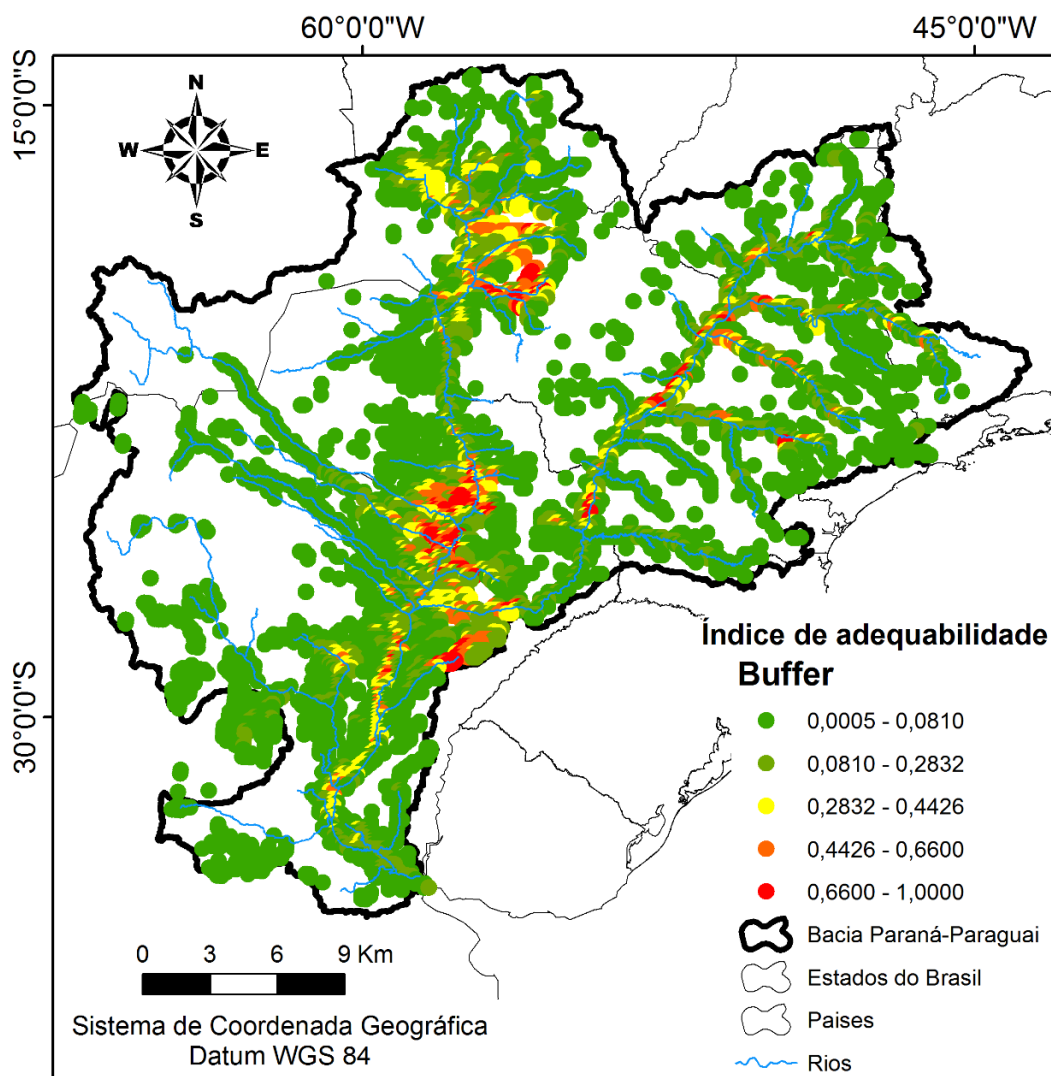
As regiões que tiveram células consideradas as mais adequadas pertencem ao território do alto e baixo rio Paraguai, e o superior, alto e o médio rio Paraná. Com a

região do baixo rio Paraguai, sendo a que possui a maior quantidade de células, com 52 no total.

As regiões que tiveram os menores valores para o índice de adequabilidade climático-biótico, estavam entre 0.0005 e 0.081, com 3680 células para este intervalo, o que corresponde a aproximadamente 66% do total de células analisadas.

Porém a Argentina foi a região que apresentou a maior quantidade de células para este intervalo, com 1486 células, com destaque também para a região do rio Paraná superior, que foi a segunda região com a maior quantidade de células com valores menos adequados para o índice de adequabilidade climático-biótico, com 950 células (Figura 8).

Figura 8: Índice de adequabilidade climático-biótico para o método do reescalamento no buffer para a bacia Paraná-Paraguai.



Fonte: Autoria própria.

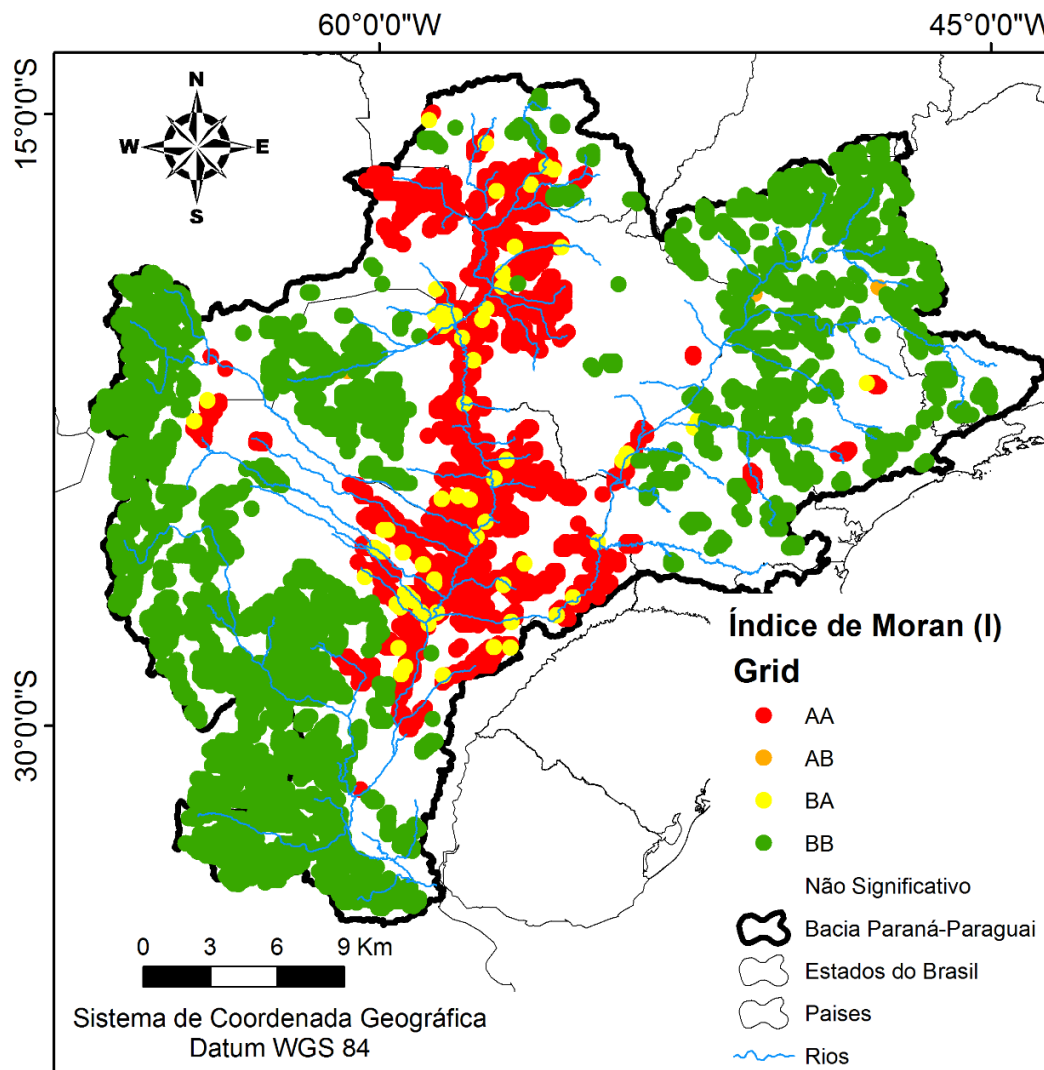
4.4 Índice Local de Moran (I)

4.4.1 Índice de Moran (I) para o índice de adequabilidade pelo reescalonamento na grid.

O índice Local de Moran (I) calculado para o índice de adequabilidade climático-biótico pelo reescalonamento na grid, apresentou 4935 células consideradas associações espaciais positivas, ou seja, aproximadamente 42% das associações espaciais são consideradas *clusters*, contudo, há uma distribuição desigual entre as associações dos tipos AA e BB, tendo em vista que o tipo AA teve 1741 células, o que corresponde a aproximadamente 15%, e o tipo BB teve 3194 células, o que corresponde a aproximadamente 27% do total (Figura 9).

Já para as associações espaciais negativas o tipo BA teve 68 células, o que corresponde a aproximadamente 0.58%, e o tipo AB teve 3 células, o que corresponde a aproximadamente 0.02%. Além disso, o total de células Não Significativas foi de 6746 células, o que corresponde a aproximadamente 57% do total.

Figura 9: Análise estatística para validar o índice de adequabilidade climático-biótico pelo método do reescalonamento na grid para a bacia Paraná-Paraguai.



Fonte: Autoria própria.

As maiores concentrações de *clusters* do tipo AA estão na região do alto e do baixo rio Paraguai, alto e médio rio Paraná, com alguns pontos nos estados brasileiros do Paraná e São Paulo. Cruzando os dados de *clusters* com as UCs da bacia Paraná-Paraguai, as associações do tipo AA que estão contidas dentro de alguma UC corresponde a 503 células, o que corresponde a aproximadamente 29% das células, sendo que a região que apresenta a maior quantidade de associações deste tipo é o território da Argentina, com 203 células dentro de UC, o que corresponde a 12% do total de associações positivas do tipo AA.

Já os *clusters* do tipo BB, o território da Argentina com 1642 células é a região que apresenta a maior quantidade de associações deste tipo. Cruzando as associações do

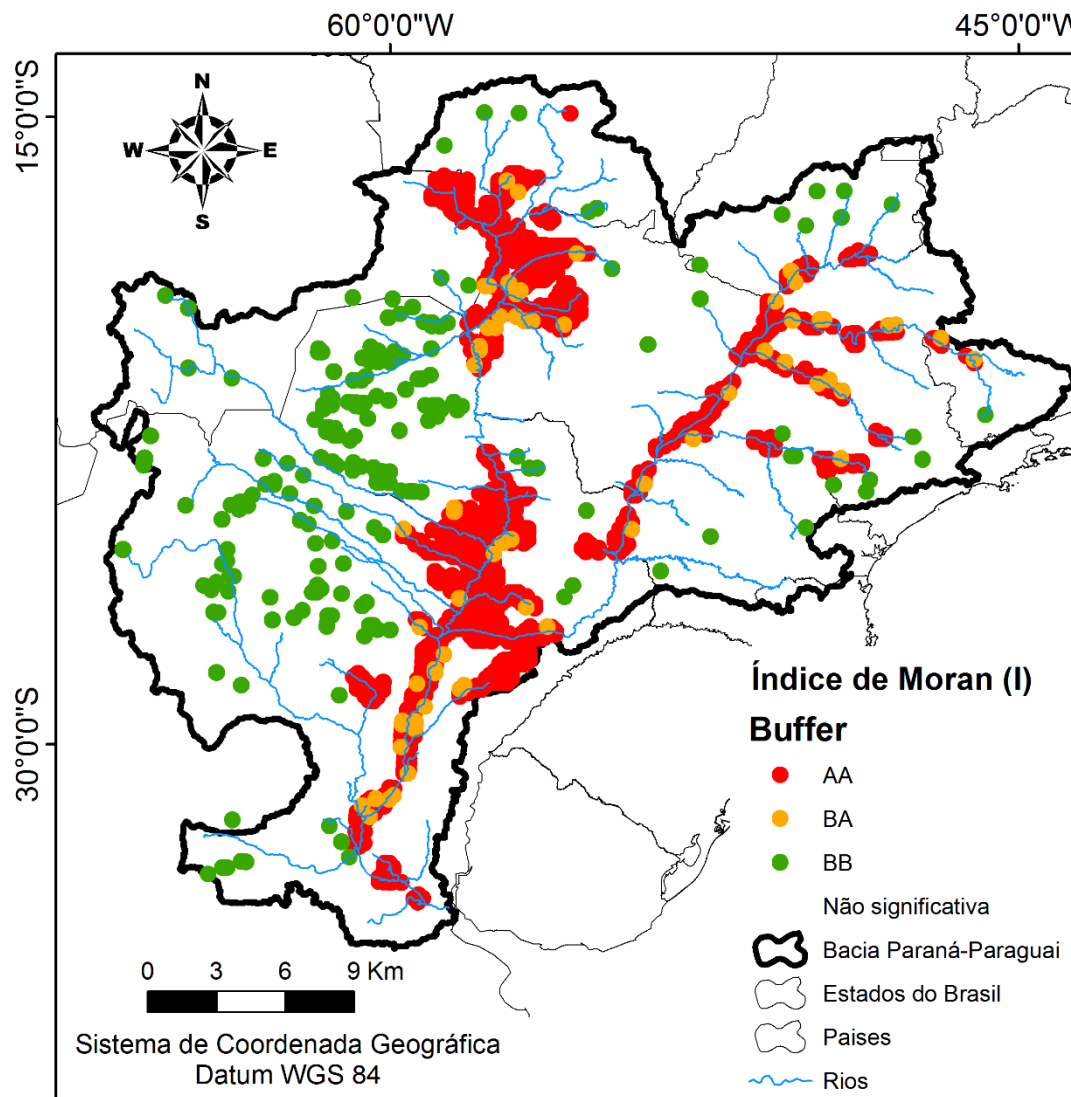
tipo BB, com os dados das UCs da bacia, resultou em 345 células inseridas em alguma UC, o que corresponde a aproximadamente 21%, sendo que o território da Argentina é o que apresenta a maior quantidade de células com 179 no total.

4.4.2 Índice de Moran (I) para o índice de adequabilidade climático-biótico pelo reescalonamento no grid.

Já para o índice de adequabilidade climático-biótico pelo método do reescalonamento no buffer o índice Local de Moran (I), apresentou 1563 células consideradas associações espaciais positivas, ou seja, aproximadamente 28% das associações espaciais são consideradas *clusters*, contudo, há uma distribuição desigual entre as associações AA e BB, tendo em vista que o tipo AA teve 1360 células, o que corresponde a aproximadamente 24%, e o tipo BB teve 203 células, o que corresponde a aproximadamente 4% do total.

Já para as associações espaciais negativas o tipo BA teve 68 células, o que corresponde a aproximadamente 1%, e o tipo AB não teve células representadas. Além disso, o total de células Não Significativas foi de 3976, o que corresponde a aproximadamente 71% do total (Figura 10).

Figura 10: Análise estatística para validar o índice de adequabilidade climático-biótico pelo método do reescalonamento no buffer para a bacia Paraná-Paraguai.



Fonte: Autoria própria.

As maiores concentrações de *clusters* do tipo AA estão na região do alto e do baixo rio Paraguai, e o alto rio Paraná. Porém a região que apresenta a maior quantidade de associações é o alto rio Paraguai com 432 células. Cruzando as associações AA com os dados de UCs da bacia Paraná-Paraguai, o resultado foi 404 células inseridas em alguma UC, o que corresponde a aproximadamente 30%, sendo que o território da Argentina é o que possui a maior quantidade de células, com 193 no total, o que corresponde a aproximadamente 14% do total de associações positivas do tipo AA.

Já os *clusters* do tipo BB, o território que apresenta a maior quantidade é o Paraguai com 93 células. Cruzando as associações do tipo BB com os dados de UCs da

bacia Paraná-Paraguai, obteve-se um total de 37 células deste tipo inseridas em alguma UC, o que corresponde a aproximadamente 18%, sendo que o território do Paraguai é o que possui a maior quantidade de células, com 23 no total.

5 DISCUSSÃO

A bacia Paraná-Paraguai apresenta importantes locais para a conservação da espécie *Piaractus mesopotamicus*, sendo eles: tributários do alto e baixo Paraguai, do alto e do médio rio Paraná. Porém para alcançar níveis mais altos de eficiência neste processo de conservação, será necessário repensar a forma de uso e ocupação da Terra atual e o processo de criação de UCs. Espécies que dependem da vegetação como fonte de alimento, como *Piaractus mesopotamicus*, já estão sofrendo os impactos causados pelas alterações impostas pelo homem.

Os modelos de nicho ecológico foram bons preditores da área de distribuição potencial da espécie, sendo que a partir da associação com a taxa de vegetação, foi possível identificar quais seriam os locais de maior interesse para a conservação da espécie, considerando o contexto climático-estrutural. Dessa forma utilizando apenas os modelos de nicho ecológico as regiões de distribuição com os maiores valores para a frequência da espécie pertencem ao rio Paraná superior e o alto e baixo rio Paraguai, com destaque para os tributários do rio Paraná superior, que possui aproximadamente 58% das células consideradas as mais adequáveis para a distribuição da espécie.

Porém os locais considerados os de maior interesse para a conservação da espécie dentro da sua área de distribuição potencial, são locais que apresentam alta quantidade de vegetação e, desta forma a taxa de vegetação foi desenvolvida utilizando duas metodologias com intuito de compará-las, e seus resultados para ambos os métodos, indicaram que a região do rio Paraná superior possui as menores taxas de conservação da vegetação, sendo que para a metodologia da grid a região possui aproximadamente 49% e para o buffer possui aproximadamente 31%, das células com baixas taxas de vegetação.

A região possui o nível de ocupação humano mais alto em toda a bacia Paraná-Paraguai com aproximadamente 55 milhões de habitantes, cerca de 32% da população da bacia, além disso possui importantes centros industriais, grande concentração de barragens hidrelétricas e é um forte polo agrosilvipastoril, dessa forma existem poucos pontos na bacia que são áreas intocadas (AGOSTINHO et al., 2007). O estado de São Paulo, é o mais industrializado e populoso do Brasil, e conserva apenas 14% de sua vegetação nativa (ZORZETTO et al., 2003).

Este processo de urbanização, industrialização, expansão da agricultura e a fragmentação florestal alterara de forma acentuada o tipo de uso e ocupação da Terra na região do rio Paraná superior, sendo que essas alterações são complexas, pois envolvem

interações sociais, econômicas e ambientais, atuando em escalas espaciais e temporais diferentes (REZENDE et al., 2018; CALDAS et al., 2013).

A cobertura da Terra, as variáveis ambientais e os processos geomorfológicos, podem afetar de forma direta a qualidade e a disponibilidade dos recursos, para as espécies, em função de suas características funcionais (e.g. hábito alimentar) (MONTGOMERY, 1999; GUTIÉRREZ-CANOVAS et al., 2015). Nos peixes, o desmatamento pode impactar organismos aquáticos com a redução de subsídios energéticos e nutritivos, além de alterar a qualidade da água e do habitat (ARANTES et al., 2018).

O desmatamento para o agronegócio tem sido uma prática mundial, e como consequência podem gerar extinções, deslocamento de espécies, mudanças nas condições climáticas, desertificação, processos erosivos e problemas nos serviços ecossistêmicos (SWEENEY et al. 2004).

Na região Neotropical, este processo teve início durante o período de colonização Europeia, porém foi acelerado no século XX. Atualmente, continua com níveis elevados, devido ao desenvolvimento de extensas áreas urbanas e crescentes demandas por alimentos que incentivam as culturas temporárias (FEARNSIDE, 2005; INPE, 2006).

Além disso a utilização de agrotóxicos na agricultura tem modificado drasticamente a características dos ecossistemas aquáticos continentais, uma vez que acabam introduzindo substâncias tóxicas na água, que alteram ecossistema como um todo (ESTEVES, 1998).

No estudo de Leite et al. (2015), foi registrado mais espécies de peixes em áreas desmatadas do que em áreas preservadas. Este maior número de espécies se deve ao fato do estabelecimento de espécies oportunistas, que são capazes de explorar e se beneficiar da nova condição criada pela perturbação. Isto demonstra que peixes tipicamente oportunistas tornam-se dominantes em condições degradadas devido à redução ou desaparecimento de espécies especializadas (ROCHA et al., 2009).

Entretanto o uso e ocupação da terra é um fraco preditor de riqueza de espécies de peixes, pois diferentes espécies ocorrem em diferentes locais impactados, sendo eles agrícolas ou florestais (GERHARD; VERDADE, 2016). A ocorrência e a abundância de espécies ao longo dos rios impactados pela agricultura se deve principalmente pela homogeneização longitudinal do habitat e as características de vida das espécies (GERHARD; VERDADE, 2016).

Em contrapartida, espécies que dependem de alimentos alóctones, são influenciados de maneira negativa pelo desmatamento, pois ocorre uma redução na quantidade de recursos disponíveis. Além disso, as florestas possuem influência direta na temperatura local, interceptando e refletindo a radiação solar que incide e por meio do processo de evapotranspiração, que dissipa o calor enquanto promove o fluxo da água do solo para a atmosfera (CAISSIE, 2006).

Portanto, a bacia do rio Paraná superior é considerada um local menos adequado para a sobrevivência de espécies que dependem de alimentos alóctones, por ser um local com baixa taxa de vegetação e elevado uso agrícola.

Os resultados para a modelagem, ainda indicaram que os maiores valores para a frequência de distribuição da espécie também pertencem a região do alto e do baixo rio Paraguai, entretanto ao contrário do rio Paraná superior, estas regiões possuem altas taxas de conservação da vegetação, cerca de 49-50% das células consideradas as melhores em ambas as metodologias estão nesta região, e dessa forma possuem melhores condições para abrigar a espécie, quando comparado ao rio Paraná superior.

A região do alto rio Paraguai foi a região que apresentou a maior quantidade de células com altas taxas de vegetação para as duas metodologias desenvolvidas, enquanto a região do baixo rio Paraguai, foi a que apresentou a segunda maior quantidade de células.

A região do alto rio Paraguai é composta pela planície de inundação do Pantanal, que possui lagos superficiais, depressões alagáveis, canais anastomosados, pequenas lagoas temporárias e os próprios rios. Durante a estação chuvosa, a água da chuva que vem das terras altas cobre lentamente a planície de norte a sul e de oeste a leste, ao longo do rio Paraguai e seus afluentes. Ao contrário das pradarias do Rio Grande do Sul, que foram amplamente convertidas em pastagens e campos de trigo, o Pantanal foi deixado praticamente intocado, embora seja usado como pastagem natural durante a estação seca (RESENDE, 2003).

Na região do Pantanal a principal atividade econômica é a pecuária bovina de corte em pastagem extensiva, que é responsável pela maioria das áreas desmatadas (ABDON et al., 2007). A prática do pastoreio já ocorre a vários anos, porém para aumentar a produção, cerca de 12% das áreas úmidas do Pantanal foram desmatadas até o ano de 2008 (SILVA et al., 2011).

A expansão desordenada das atividades agropecuárias na região do Pantanal tem contribuído para a degradação dos ambientes naturais, bem como na intensificação da

erosão laminar, do assoreamento, contaminação dos rios por agrotóxico, e a perda da biodiversidade (SANTOS, 2006).

Mesmo assim o nível de desmatamento no Pantanal ainda é baixo em comparação a outros biomas, cerca de 17% da vegetação nativa foi retirada até o ano de 2008, o menor nível entre os biomas brasileiros (MMA, 2012). Estudos utilizando ferramentas de geoprocessamento quantificaram a quantidade de vegetação do Pantanal, e demonstraram que a região é ainda bem preservada (ABDON et al., 2007; SILVA et al., 2011, EMBRAPA PANTANAL e al., 2014).

Muito em função do Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (PCBAP), que foi elaborado no ano de 1997, que definiu diretrizes para a conservação ambiental, baseado em problemas ambientais causados principalmente pelos seres humanos. Os problemas ambientais que levaram a elaboração do PCBAP foram erosão, barramentos, contaminação da água, pesca ilegal e o desmatamento, sendo que a maioria dos impactos causados sobre os peixes é o desenvolvimento do agronegócio, em especial nas partes altas (MMA, 1997; RESENDE, 2003).

Porém o PCBAP estava desatualizado, e no ano de 2013 por meio da Resolução nº152, foi elaborado o Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Paraguai (PRH-Paraguai). O plano visa consolidar o planejamento das ações, orientando e integrando as políticas, de modo a assegurar a utilização sustentável das águas, compatibilizando-as com as demandas existentes e com a necessidade de conservação e/ou proteção do Pantanal (ANA, 2018).

Já o baixo rio Paraguai é uma região formada pela confluência entre cinco fitofisionomias: Mata Atlântica, o Gran Chaco, que é dividido em úmido e bosque, o Pantanal e o Cerrado. O baixo rio Paraguai divide o país em regiões, do lado leste está a Mata Atlântica e o Cerrado, enquanto que do lado oeste está o Chaco bosque e o Pantanal, sendo que no meio está o Chaco úmido (HUANG et al., 2009, CALDAS et al., 2013).

Entre as fitofisionomias a Mata Atlântica foi a que sofreu os maiores níveis de desflorestamento nos últimos anos, restando cerca de 25% da cobertura nativa até os anos 2000 (HUANG et al., 2009). Este acelerado ritmo pode ser atribuído a dois fatores, a construção da barragem de Itaipu e o desenvolvimento econômico, que observou nas florestas remanescentes, uma oportunidade de converter estas áreas florestadas em áreas agrícolas, desta forma o desflorestamento na região tem como grande personagem os agricultores (HUANG et al., 2009).

Em contrapartida as regiões do Chaco, sofreram menos com o desflorestamento que a região da Mata Atlântica, cerca de 10% foi retirado até os anos 2000, em função do solo menos favorecido e a infraestrutura de estradas menor do que em comparação a região da Mata Atlântica (CALDAS et al., 2013). Dessa forma, esses fatores restringiram o desenvolvimento da agricultura na região. Porém com o passar do tempo a região foi tomada pelo agronegócio, que nos dias de hoje domina as atividades na região (HUANG et al., 2009; CALDAS et al., 2013). E a tendência para os próximos anos é um aumento da produção na região do Chaco, em função da demanda global por alimento (HUANG et al., 2009; CALDAS et al., 2013).

Este domínio agrícola na região, acarretou uma série de problemas aos ambientes aquáticos, pois os produtores rurais passaram a utilizar agrotóxicos de forma descontrolada, o que acaba poluindo a água e colocando em risco as espécies aquáticas. No geral, esta expansão agrícola resultou em um desenvolvimento da região do Chaco, mas também trouxe uma série de efeitos negativos, que podem acabar superando os positivos (BAUMANN et al., 2016).

A região do Gran Chaco é a que possui os maiores níveis de conservação de florestas no baixo rio Paraguai, e dessa forma o governo do Paraguai elaborou uma lei (Lei 422/73 Art. 42), que obriga os produtores a preservarem 25% das suas áreas com vegetação nativa (CALDAS et al., 2013). Porém o governo não possui os recursos suficientes para monitorar estas áreas, fato este que acaba encorajando os produtores a desflorestarem de forma ilegal a região (CALDAS et al., 2013).

As metodologias desenvolvidas para mensurar a taxa de vegetação, tiveram resultados similares, entretanto a taxa de vegetação da grid apresentou resultados melhores em comparação aos apresentados pelo buffer, enquanto a metodologia da grid analisa 11752 células, a do buffer analisa apenas 5607 células, o que equivale a menos de 50%. Além disso, a metodologia do buffer fica restrita a rios com largura mínima de 150 m, sendo que a espécie *Piaractus mesopotamicus* é considerada migradora, e habita rios com larguras menores que 150 m. Sendo assim, a taxa de vegetação pela metodologia da grid, foi a que melhor representou o estado de conservação da vegetação na bacia Paraná-Paraguai.

Os índices de adequabilidade ambiental foram desenvolvidos para as duas metodologias da grid e do buffer, e os resultados foram similares, bem como para a taxa de vegetação. A região que apresentou a maior quantidade de células adequadas foi o baixo rio Paraguai.

Portanto a partir dos resultados apresentados pelos índices de adequabilidade ambiental, a região do baixo rio Paraguai pode ser considerada a com as melhores condições de suportar a espécie, levando em consideração as condições ambientais e o uso e ocupação da Terra. Isto aponta no sentido de aumentar a proteção nesta região, pois o Paraguai é o país da bacia Paraná-Paraguai que possui a menor quantidade de UCs em seu território, com apenas 98 (IUCN, 2019).

Em estudo desenvolvido Huang et al., (2009), as UCs do Paraguai, foram criadas com o intuito de proteger a biota terrestre, mais especificamente as áreas com florestas. Eles perceberam no estudo, que o desmatamento dentro dessas áreas, era baixo com o passar dos anos, porém as áreas que circundavam essas UCs, eram intensamente desmatadas, e isso se tornou uma tendência em todo o país. Esse desmatamento descontrolado das florestas próximas as UCs, é muito prejudicial, pois acaba isolando esses locais e impedindo o fluxo gênico, além de deixá-las expostas. A solução proposta pelo autor foi um monitoramento contínuo desses locais, com o intuito de minimizar ao máximo essa tendência.

Em contrapartida para as células com baixos valores do índice de adequabilidade climático-biótico, a região do rio Paraná superior foi a que apresentou a maior quantidade de células para a metodologia da grid, com cerca de 34% do total de células, e a para a metodologia do buffer a região da Argentina foi a que apresentou a maior quantidade de células ruins, com cerca de 40%.

A região do rio Paraná superior possui um tipo de uso e ocupação de terra que dificulta a sobrevivência da espécie, entretanto em comparação ao Paraguai, a região possui cerca de 270 UCs, quase 3 vezes mais que todo o território do Paraguai, mesmo com índice de vegetação muito pior. Sendo que enquanto as UCs do Paraguai totalizam aproximadamente 125.000 ha, com uma média de 1275 ha por UC, as UCs da região do rio Paraná superior totalizam aproximadamente 75.000 ha, com uma média de 277 ha (IUCN, 2019).

Já para o território da Argentina, o total de UCs para a bacia Paraná-Paraguai é de 102, totalizando aproximadamente 79.000 ha, com uma média de 771 ha por UC (IUCN, 2019). O cenário para a região é mais otimista, que em comparação ao rio Paraná superior, pois mesmo com uma quantidade bem menor de UCs, a quantidade em área total protegida acaba sendo maior, e isto reflete diretamente no processo de transformação do uso e ocupação da terra

É certo afirmar que essas UCs são consideradas como importantes locais de proteção da biodiversidade na bacia Paraná-Paraguai, pois fora dessas áreas toda a vegetação já foi retirada, e substituída por áreas agrícolas. Para os próximos anos com a maior demanda global por alimento, as áreas de vegetação nativa sem proteção serão reduzidas ainda mais, dessa forma as UCs tem papel fundamental na proteção da vegetação que ainda existe, e em meio ao cenário caótico, elas surgem como um importante meio de salvação da nossa biodiversidade.

A análise de autocorrelação espacial pelo método do Índice Local de Moran (I), realizada para os dois índices de adequabilidade ambiental, tanto o reescalamento na grid quanto o do buffer, registraram as maiores quantidade de associações do tipo AA no rio Paraguai, sendo que para o método do reescalamento na grid a região com a maior quantidade de células deste tipo foi o alto rio Paraguai, enquanto que para o método do buffer a região com a maior quantidade deste tipo foi o baixo rio Paraguai.

Estes resultados indicam que as regiões do alto e do baixo rio Paraguai, e do superior, alto e médio rio Paraná, são de elevado interesse para a conservação da espécie, e possuem uma baixa quantidade de associações positivas do tipo AA, dentro de UCs, desta forma é necessário a proposição imediata de medidas que visem a proteção destes locais que se encontram desprotegidos até o presente momento. Entretanto, atualmente a criação de UCs é fortemente baseada na biota terrestre e a ameaças para eles, em geral, ignorando espécies e ecossistemas aquáticos (HERMOSO et al., 2016; FREDERICO et al., 2016). Destaca-se que a principal limitação das UCs existentes, são que em geral, elas cobrem apenas pequenos trechos dos rios, e isto é um problema, já que os sistemas fluviais dependem fortemente da sua conectividade para manter sua integridade ecológica (MCCLUNEY et al., 2014).

Para proteger as águas doces, é essencial preservar a montante e a jusante, ligações laterais para o movimentos das espécies. Os sistemas de água doce requerem uma abordagem mais ampla, e o foco em manter ou restaurar regimes hidrológicos é fundamental para o sucesso de uma UC (SAUNDERS et al., 2002)

Portanto é imprescindível para a proteção da espécie *Piaractus mesopotamicus* na bacia Paraná-Paraguai, a criação de UCs com base em critérios bem definidos e que visem a proteção de locais estratégicos, como as regiões que apresentaram associações positivas do tipo AA, presentes fora de UCs, pois estas regiões são de extrema valia para a continuidade da espécie no ambiente natural.

6 CONCLUSÃO

A associação dos modelos de nicho ecológico com outras análises devem ser empregadas na identificação de locais prioritários para a conservação, pois é uma ferramenta de alto poder preditivo, que se mostra muito eficiente, na detecção de locais que apresentam as condições climático-estruturais mais adequadas para a ocorrência da espécie.

As regiões do rio Paraguai possuem uma quantidade de vegetação remanescente maior que em comparação ao rio Paraná superior, em função da legislação em vigor nestes locais e a quantidade de áreas agrícolas, que atualmente é o principal agente transformador da paisagem.

Sendo assim os índices de adequabilidade climático-biótico desenvolvidos por meio da associação desses dados de frequência e taxa de vegetação, resultaram nos locais considerados prioritários para a conservação da espécie. A partir desses índices foi possível identificar as regiões do alto e do baixo rio Paraguai, e do alto e do médio rio Paraná, como sendo de elevado interesse para a conservação.

O índice Local de Moran (I), foi aplicado e revelou que os locais prioritários para a conservação da *Piaractus mesopotamicus*, se encontravam de fato, na região do alto e baixo rio Paraguai, e do alto e médio rio Paraná, pois são regiões que possuem uma grande quantidade de associações positivas do tipo AA, entretanto, essas associações positivas estão fora das UCs em sua grande maioria.

Dessa forma a criação de novas UCs nestas regiões possuem caráter de urgência, pois as mudanças no uso e ocupação da Terra está alterando a composição da paisagem, e espécies que dependem da vegetação como alimento, estão fadadas ao desaparecimento. Portanto, a proteção desses locais pode representar a continuidade da espécie no ambiente natural.

7 REFERÊNCIAS

- ABDON, M. M., SILVA, J. S. V., SOUZA, I. M., ROMON, V. T., RAMPAZZO, J., FERRARI, D. L. Desmatamento no bioma Pantanal até o ano 2002: Relações com a fitofisionomia e limites municipais. **Revista Brasileira de Cartografia**, [s.l.], v. 59, n. 1, p. 17-24, 2007.
- ABELL, R., et al. Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. **BioScience**, [s.l.], v. 58, n. 5, p. 403-414, 2008.
- ACHARD, F., EVA, D., STIBIG, H. J., MAYAUX, P., GALLEGRO, J., RICHARDS, T., MALINGREAU, J. P. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. **Science**, [s.l.], v. 297, n. 5583, p. 999–1002, 2002.
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **MEGADIVERSIDADE**, [s.l.], v. 1, n. 1, p. 71 – 78, 2005.
- AGOSTINHO, A. A., PELICICE, F. M., PETRY, A. C., GOMES, L. C., JÚLIO JR, H. F. Fish diversity in the upper Paraná river basin: habitats, fisheries, management and conservation. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, [s.l.], v. 10, n. 2, p. 174-186, 2007.
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, [s.l.], v. 68, n. 4, p. 1119-1132, 2008.
- ALBUQUERQUE, P. H. M. **Curso de Econometria Espacial Aplicada**. Fortaleza: IPECE, 2009.
- ANA - Agência Nacional de Águas. **Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Paraguai – PRH Paraguai**, Brasília: ANA, 2018.
- ANDERSON, J. T., ROJAS, J. S., FLECKER, A. S. High-Quality seed dispersal by Fruit-Eating fishes in Amazonian floodplain habitats. **Oecologia**, [s.l.], v. 161, n. 2, p. 279-290, 2009.
- ANSELIN, L. Local Indicators of Spatial Association – LISA. **Geographical Analysis**, [s.l.], v. 27, n. 2, p. 93-115, 1995.
- ARANTES, C. C. WINEMILLER, K. O., PETRERE, M., CASTELLO, L., FREITAS, C. E. C., HESS, L. L. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. **Journal of Applied Ecology**, [s.l.], v. 55, n. 1, p. 386-395, 2018.
- ARAÚJO, M. B., CABEZA, M., THILLER, W., HANNAH, L., WILLIAMS, P. H. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. **Global Change Biology**, [s.l.], v. 10, n. 9, p. 1618-1626, 2004.

ARAÚJO, M. B.; NEW, M. Ensemble forecasting of species distributions. **Trends in Ecology and Evolution**, [s.l.], v. 22, p. 43-47, 2007.

BARBET-MASSIN, M., JETZ, W. The effect of range changes on the functional turnover, structure and diversity of bird assemblages under future climate scenarios. **Global Change Biology**, [s.l.], v. 21, p. 2917-2928, 2015.

BARNOSKY, A. D., MATZKE, N., TOMIYA, S., WOGAN, G. O. U., SWARTZ, B., QUENTAL, T. B., MARSHALL, C., MCGUIRE, J. L., LINDSEY, E. L., MAGUIRE, K. C., MERSEY, B., FERRER, E. A. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? **Nature**, [s.l.], v. 471, n. 7336, p. 51-57, 2011.

BAUMANN, M., PIQUER-RODRÍGUEZ, M., FEHLENBERG, V., GAVIER PIZARRO, G., KUEMMERLE, T. Land Use Competition. In: BAUMANN, M., PIQUER-RODRÍGUEZ, M., FEHLENBERG, V., GAVIER PIZARRO, G., KUEMMERLE, T. **Land-Use Competition in the South American Chaco**. Switzerland Springer International Publishing, 2016. P. 215-229.

BENNETT, E. M., CARPENTER, N. F. CARACO, N. F. Human Impact on Erodable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective: Increasing accumulation of phosphorus in soil threatens rivers, lakes, and coastal oceans with eutrophication. **Bioscience**, [s.l.], v. 51, n. 3, p. 227-234, 2001.

BERBERY, E. H.; BARROS, V. R. The hydrologic cycle of the La Plata basin in South America. **Journal of Hydrometeorology**, [s.l.], v. 3, n. 6, p. 630-645, 2002.

BONETTO, A. A. Panorama sinóptico sobre la ictiofauna, la pesca y piscicultura en los ríos de la cuenca del Plata, con especial referencia al Paraná. **Rev. Ictiología**, [s.l.], v. 6, p. 3-16, 1998.

BROVKIN, V., BOYSEN, L., ARORA, V. K., BOISIER, J. P., CADULE, P., CHINI, L., CLAUSSEN, M., FRIEDLINGSTEIN, P., GAYLER, V., VAN DEN HURK, B. J. J. M., HURTT, G. C., JONES, C. D., KATO, E., NOBLET-DUCOUDRÉ, PACIFICO, F., PONGRATZ, J., WEISS, M. Effect of anthropogenic land-use and land-cover changes on climate and land carbon storage in CMIP5 projections for the twenty-first century. **Journal of Climate**, [s.l.], v. 26, p. 6859-6881, 2013.

BUSBY, J.R. BIOCLIM - a bioclimate analysis and prediction system. In: MARGULES, C.R.; AUSTIN, M. P. **Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis**, Australia: CSIRO. 1991. pp. 64-68.

CAISSIE, D. The thermal regime of rivers: a review. **Freshw Biol**, [s.l.], v. 51, p. 1389-1406, 2006.

CALCAGNOTTO, D., DESALLE, R. Population genetic structuring in pacu (*Piaractus mesopotamicus*) across the Paraná-Paraguay basin: evidence from microsatellites. **Neotropical Ichthyology**, [s.l.], v.7, n. 4, p. 607-616, 2009.

CALDAS, M. M., GOODIN, D., SHERWOOD, S., CAMPOS KRAUER, J. M., WISELY, S. M. Land-cover change in the Paraguayan Chaco: 2000-2011. **Journal of Land Use Science**, [s.l.], v. 10, n. 1, p. 1-18, 2013.

CALEGARI, L., MARTINS, S. V., GLERIANI, J. M., SILVA, E., BUSATO, L.C. Analysis of the dynamics of forest fragments in the city of Carandaí, MG, for forest restoration. **Revista Árvore**, [s.l.], v. 34, n. 5, p. 871–880, 2010.

CATELLA, A. C., ALBUQUERQUE, F. F., PEIXER, J., PALMEIRA, S. S. **Sistema de Controle de Pesca de Mato Grosso do Sul SCPESCA/MS**. Campo Grande: SEMACT: IMAP, 2005.

CÂMARA, G. Análise espacial e geoprocessamento. In: DRUCK, S., CARVALHO, M. S., CÂMARA, G., MONTEIRO, A. V. M. (eds). **Análise Espacial de Dados Geográficos**. Brasília: EMBRAPA, 2004.

CARPENTER, G., GILLISON, A. N., WINTER, J. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. **Biodiversity & Conservation**, [s.l.], v. 2, n. 6, p. 667-680, 1993.

CEBALLOS, G.; GARCIA, A.; EHRLICH, P. R. The sixth extinction crisis: Loss of animal populations and species. **J. Cosmology**, [s.l.], v. 8, p. 1821–1831, 2010.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R.; BARNOSLY, A. D.; GARCIA, A.; PRINGLE, R. M.; PALMER, T. M. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. **Science Advances**, [s.l.], v. 1, n. 5, p. e1400253, 2015.

COLLINGE, S. K., PALMER, T. M. The influences of patch shape and boundary contrast on insect response to fragmentation in California grasslands. **Landscape Ecology**, [s.l.], v. 17, p. 647-656, 2002.

COLLINS, C. D., BANKS-LEITE, C., BRUDVIG, L. A., FOSTER, B. L., COOK, W. M., DAMSCHEN, E. I., ANDRADE, A., AUSTIN, M., CAMARGO, J. L., DRISCOLL, D. A., HOLT, R. D., LAURANCE, W. F., NICHOLLS, A. O., ORROCK, J. L. Fragmentation affects plant community composition over time. **Ecography**, [s.l.], v. 40, n. 1, p. 199-130, 2017.

CORREA, S. B., ARAUJO, J. K., PENHA, J., NUNES, C. C., BOBIER, K. E., ANDERSON, J. T. Stability and generalization in seed dispersal networks: a case study of frugivorous fish in Neotropical wetlands. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 283, n. 1837, p. 20161267, 2016.

COSTA, T. R. N.; CARNAVAL, A. C. O. Q.; TOLEDO, L. F. Mudanças climáticas e seus impactos sobre os anfíbios brasileiros. **Revista da Biologia**, [s.l.], v. 8, p. 33-37, 2012.

CRUTZEN, P. J. Geology of mankind. **Nature**, [s.l.], v. 415, n. 6867, p. 23–23, 2002.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; BINI, L. M.; RANGEL, T. F.; LOYOLA, R. D.; CHRISTIAN, H. O. F.; NOGUÉS-BRAVO, D.; ARAÚJO, M. B. Partitioning and mapping

uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. **Ecography**, [s.l.], v. 32, n. 6, p. 897-906, 2009.

EHRlich, P. R.; PRINGLE R. M. Where does biodiversity go from here? A grim business-as-usual forecast and a hopeful portfolio of partial solutions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s.l.], v. 105, p. 11579 – 11586, 2008.

ELITH, J.; LEATHWICK, J. R. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, [s.l.], v.40, p.677-697, 2009.

EMBRAPA PANTANAL, INSTITUO SOS PANTANAL, WWF-BRASIL. **Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso da terra na bacia do alto rio Paraguai: porção Brasileira: período de análise: 2010 a 2012**. Brasília: Arcplan, 2014.

ESA – European Space Agency. **300 m annual global land cover times series from 1992 to 2015 and 150 m water products**. Disponível em: <https://www.esa-landcover-cci.org/?q=node/175>. Acesso em: 15 de Abr. 2019.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos da Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annu Rev Ecol Evol**, [s.l.], v. 34, p. 487–515, 2003.

FEARNSIDE, P. M. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. **Environmental Conservation**, [s.l.], v. 28, p. 23–38, 2001.

FOLEY, J. A. Global Consequences of Land Use. **Science**, [s.l.], v. 309, n. 5734, p. 570–574, 2005.

FRANKLIN, J. **Mapping species distributions: spatial inference and prediction**. Cambridge: Cambridge University Press. 2009.

FREderICO, R., OLDEN, J., ZUANON, J. Climate change sensitivity of threatened, and largely unprotected, Amazonian fishes. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, [s.l.], v. 26, p. 91–102, 2016.

FROESE, R.; PAULY, D. **FishBase. World wild web electronic publication**. Disponível em: < www.fishbase.org >. Acesso em: Junho/2018.

GALETTI, M.; DONATTI, C. I.; PIZO, M. A.; GIACOMINI, H. C. Big Fish are the Best: Seed dispersal of *Bactris glaucescens* by the pacu fish (*Piaractus mesopotamicus*) in the Pantanal, Brazil. **Biotropica**, [s.l.], v. 40, n. 3, p. 386-389, 2008.

GERHARD, P., VERDADE, L. M. Stream fish diversity in an agricultural landscape of southeastern Brazil. In: GHELER-COSTA, C., LYRA-JORGE, M. C., VERDADE, L. M. **Biodiversity in agricultural landscapes of southeastern Brazil**. Warsaw, Poland: De Gruyter Open, 2016. p. 206-224.

GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology Letters**, [s.l.], v. 8, p. 993-1009, 2005.

GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C., SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., VELASCO, J., MILLÁN, A. BONADA, N. Similarity in the difference: changes in community functional features along natural and anthropogenic stress gradients. **Ecology**, [s.l.], v. 96, p. 2458–2466, 2015.

HERMOSO, V., ABELL, R., LINKE, S., BOON, P. The role of protected areas for freshwater biodiversity conservation: challenges and opportunities in a rapidly changing world. **Aquatic Conserv: Mar. Freshw, Ecosyst**. [s.l.], v. 26, p. 3-11, 2016.

HIRZEL, A. H.; HAUSSER, J.; CHESSEL, D.; PERRIN, N. Ecological-niche factors analysis: how to compute habitat- suitability maps without absence data? **Ecology**, [s.l.], v. 83, p. 2027-2036, 2002.

HORN, M. H., CORREA, S. B., PAROLIN, P., POLLUX, B. J. A., ANDERSON, J. T., LUCAS, C., WIDMANN, P., TIJU, A., GALETTI, M., GOULDING, M. Seed dispersal by fishes in tropical and temperate fresh waters: The growing evidence. **Acta Oecologica**, [s.l.], v. 37, n. 6, p. 561–577, 2011.

HUANG, C., KIM, S., SONG, K., TOWSHEND, J. R. G., DAVIS, P., ALTSTATT, A., RODAS, O., YANOSKY, A., CLAY, R., TUCKER, C. J., MUSINSKY, J. Assessment of Paraguay's forest cover change using Landsat observations. **Global and Planetary Change**, [s.l.], v. 67, n. 1-2, p. 1-12, 2009.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Estimativas Anuais desde 1988: Taxa de desmatamento anual (km²/ano)**. São José dos Campos, São Paulo: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Disponível em: http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2005.htm/. Acesso em: 20 de Mai. 2019.

IUCN – International Union Conservation of Nature. **World Database of Protected Areas**. Disponível em: <https://www.iucn.org/theme/protected-areas/our-work/world-database-protected-areas>. Acesso em: 28 de Mai. 2019

JORDÃO, L. C., VOLPATO, G. L. Chemical transfer of warming information in non-injured fish. **Behaviour**, [s.l.], v. 137, n. 6, p. 681-690, 2000.

LARSEN, J. The Sixth Great Extinction: A Status Report. **HUMANIST BUFFALO**, [s.l.], 2004.

LATRUBESSE, E. M.; STEVAUX, J. C.; SANTOS, M. L.; ASSINE, M. L. Grandes sistemas fluviais: geologia, geomorfologia e paleohidrologia. In: SOUZA, C. R. G.; SUGUIO, K.; OLIVEIRA, A. M. S.; OLIVERIA, P.E. **Quaternário no Brasil**. Ribeirão Preto: Editora Holos, 2005, p. 276-297a.

LATRUBESSE, E. M., STEVAUX, J. C., SINHA, R. Tropical Rivers. **Geomorphology**, [s.l.], v. 70, n. 3-4, p. 187-206, 2005b.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na amazônia. **Oecologia brasiliensis**, [s.l.], v. 13, n. 3, p. 434–451, 2009.

LEITE, G. F. M. SILVA, F. T. C., GONÇALVES, J. F. J., SALLES, P. Effects of conservation status of the riparian vegetation on fish assemblage structure in neotropical headwater streams. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 762, n. 1, p. 2223-238, 2015.

LÉVÊQUE, C.; OBERDORFF, T.; PAUGY, D.; STIASSNY, M. L. J.; TEDESCO, P. A. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, n. 1, p. 545-567, 2008.

LIMA, B. D. A. L. **The Brazilian Pantanal: An Overview. In The Pantanal of Brazil, Bolivia and Paraguay.** Waterland Research Institute: Hudson MacArthur, 2000.

LOBO, J. M.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; REAL, R. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. **Global Ecology and Biogeography**, [s.l.], v. 17, p. 145-151, 2008.

LOPERA-BARRERO, N.M.; RIBEIRO, R. P.; POVH, J. A.; GOMES, P. C.; VARGAS, L.; OLIVEIRA, S. N. Caracterización genética de lotes de peces usados en programas de repoblamiento y su importancia en la conservación genética en la piscicultura. **Zootecnia Tropical**, [s.l.], v. 26, p. 515-522, 2008.

LOPERA BARRERO, N. M.; RIBEIRO, R. P.; VARGAS, L.; POVH, J. A.; LOPES, T. S.; OLIVEIRA, S. N.; GOMES, P. C. Diversidad genética de *Piaractus mesopotamicus* utilizado em programas de repoblación. **Archivos de Zootecnia**, [s.l.], v. 59, p. 51-62, 2010.

LOPES, T. M.; BAILLY, D.; ALMEIDA, B. A.; SANTOS, N. C. L.; GIMENEZ, B. C. G. G.; LANDGRAF, G. O.; SALES, P. C. L.; LIMA-RIBEIRO, M. S.; CASSEMIRO, F. A. S.; RANGEL, T. F.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; ANGELO, A. A., GOMES, L. C. Two sides of a coin: Effects of climate change on the native and non-native distribution of *Colossoma macropomum* in South America. **PLoS ONE**, [s.l.], v. 12, n. 6, p. e0179684, 2017.

MACE, G.; REVENGA, C.; KEN, E. Biodiversity. In: CEBALLOS, G.; ORIAN, G.; PACALA, S. L. **Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends** Washington, DC: Island Press, 2005. pp. 77–121.

MATO GROSSO. **Lei no 9.096, de 16 de janeiro de 2009.** Diário Oficial do Estado de Mato Grosso. Poder Executivo, Mato Grosso, 16 de Janeiro de 2009.

MCCLUNEY, K. E., POFF, N. L., PALMER, M. A., THORP, J. H., POOLE, G. C., WILLIAMS, B. S., WILLIAMS, M. R., BARON, J. S. Riverine macrosystems ecology: sensitivity, resistance, and resilience of whole river basins with human alterations. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [s.l.], v. 12, n. 1, p. 48-58, 2014.

METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; DIXO, M.; BERNACCI, L. C.; RIBEIRO, M. C.; TEIXEIRA, A. M. G.; PADINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biol Conserv**, [s.l.], v. 142, p. 1166-1177. 2009.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (PCBAP)**, Brasil: EMBRAPA, 1997.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **MMA divulga dados do monitoramento do desmatamento de três biomas**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/informma/item/7455-mma-divulga-dados-do-monitoramento-do%20desmatamento-de-tres-biomas>. Acesso em: 20 de Mai. 2019.

MONTGOMERY, D. R. Process domains and the river continuum. **Journal of the American Water Resources Association**, [s.l.], v. 35, p.397–410, 1999.

MUNIZ, C. M.; ALENCAR, S. S.; ANDRADE, M. L. F.; JUNIOR, E. S. O.; FURLAN, A. O.; CARNIELLO, M. A. Dispersão de sementes por *Piaractus Mesopotamicus* Holmberg, 1887 (Osteichthyes, Characidae) na Estação Ecológica de Taiamã, Pantanal do Norte, MT. **Ambiência Guarapuava**, [s.l.], v. 10, n. 3, p. 663-676 2014.

MYERS, N. H., KNOLL, A. H. The biotic crisis and the future of evolution. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, [s.l.], v. 98, p. 5389-5392, 2001.

NAVAS, C. A., CRUZ-NETO, A. Se extinções associadas a mudanças climáticas são eventos naturais, por que devemos nos preocupar com o cenário atual? **Revista da Biologia**, [s.l.], v. 1, p. 9-11, 2008.

NUNES, F. G. Análise exploratória espacial de indicadores de desenvolvimento socioambiental das regiões de planejamento do norte e nordeste goiano. **Ateliê Geográfico**, [s.l.], v.7, n. 1, p. 237-259, 2013.

OLIVEIRA, A. G. **Predizendo impactos das mudanças climáticas sobre a diversidade funcional de peixes de água doce: um panorama “down under”**. 2018. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas, área de concentração, em biologia de água doce e pesca interior) – Universidade Estadual de Maringá, UEM, 2018.

OPDAM, P. Dispersal in fragmented populations: The key to survival. In: BRUCE, R. G. H.; HOWARD, D. C. **Species dispersal in agricultural habitats**. New York: Belhaven Press, 1990. p. 3-17.

PEARSON, R. G.; RAXWORTHY, C. J.; NAKAMURA, M.; PETERSON, A. T. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of Biogeography**, [s.l.], v. 34, p. 102-117. 2007.

PELICICE, F. M., AZEVEDO-SANTOS, V. M., VITULE, J. R. S., ORSI, M. L., LIMA JUNIOR, D. P., MAGALHÃES, A. L. B., POMPER, P. S., PRETERE JR, M., AGOSTINHO, A. A. Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. **Fish and Fisheries**, [s.l.], v. 18, n. 6, p. 1119–1133, 2017.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, [s.l.], v. 190, n. 3-4, p. 231-259, 2006.

PETITPIERRE, B., BROENNIMANN, O., KUEFFER, C., DAEHLER, C., GUISAN, A. Selecting predictors to maximize the transferability of species distribution models: lessons from cross-continental plant invasions. **Global Ecology and Biogeography**, [s.l.], v. 26, p. 275-287, 2017.

POVH, J. A.; RIBEIRO, R. P.; LOPERA-BARRERO, N. M.; GOMES, P. C.; BLANCK, D. V.; VARGAS, L.; JACOMETO, C. B.; LOPES, T. S. Monitoramento da variabilidade genética de pacu, *Piaractus mesopotamicus*, do programa de aumento de estoque do rio Paranapanema. **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec**, [s.l.], v. 61, n.5, p. 1191-1195, 2009.

RESENDE, E.K. Migratory fishes of the Paraguay-Paraná Basin excluding the upper Paraná River. In: CAROLSFELD, J., HARVEY, B., ROSS, C., BAER, A. **Migratory fishes of South America: biology, fisheries, and conservation status**. Victoria: World Fisheries Trust/IDRC/World Bank, 2003. 380p.

REZENDE, C. J., SCARANO, F. R., ASSAD, E. D., JOLY, C. A., METZGER, J. P., STRASSBURG, B. B. N., TABARELLI, M., FONSECA, G. A., MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s.l.], v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

ROCHA, F. C., CASATTI, L. PEREIRA, D. C., Structure and feeding of a stream fish assemblage in Southeastern Brazil: evidence of low seasonal influences. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s.l.], v. 21, p. 123-134, 2009.

SANTOS, J. R. **Avanços das pesquisas e aplicações de sensoriamento remoto no monitoramento da paisagem: contribuições aos estudos do Pantanal**. Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Anais. Campo Grande, Brasil, Embrapa Informática Agropecuária/INPE, 2006, p.675-683.

SAUNDERS, D. L.; MEEUWIG, J. J.; VINCENT, A. C. J. Freshwater Protected Areas: Strategies for Conservation. **Conservation Biology**, [s.l.], v. 16, n. 1, p. 30-41, 2002.

SILVA, J. S. V., ABDON, M. M., SILVA, S. M. A., MORAES, J. A. Evolution of deforestation in the Brazilian Pantanal and surroundings in the timeframe 1976-2008. **Geografia**, [s.l.], v. 36, p. 35-55, 2011.

SIQUEIRA, M. F.; DURIGAN, G.; JÚNIOR, P. M.; PETERSON, A. T. Something from nothing: Using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. **Journal for Nature Conservation**, [s.l.], v. 17, n. 1, p.25-32, 2009.

SOLAR, R. R. C., BARLOW, J., ANDERSEN, A. N., SCHOEREDER, J. H., BERENQUER, E., FERREIRA, J. N., GARDNER, T. A. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multi-scale assessment using ant communities. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 197, p. 98-107, 2016.

STEFFEN, W.; CRUTZEN, P. J.; MCNEILL, R. The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature? **Ambio**, [s.l.], v. 36, n. 8, p. 614-621, 2007. STOCKWELL, D. R. B.; NOBLE, I. R. Induction of sets of rules from animal distribution data: a robust and informative method of data analysis. **Mathematics and Computing Simulations**, [s.l.], v. 33, p. 385-390, 1992.

SWEENEY, B. W., BOTT, T. L., JACKSON, J. K., KAPLAN, L. A., NEWBOLD, J. D., STANDLEY, L. J., HESSION, W. C., HORWITZ, R. J. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [s.l.], v. 101, p. 14132-14137, 2004.

THUILLER, W.; LAVOREL, S.; ARAÚJO, M. B.; SYKES, M. T.; PRENTICE, I. C. Climate change threats to plant diversity in Europe. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [s.l.], v. 102, p. 8245-8250, 2005.

TOWNSEND, A. R., et al. Human health effects of a changing global nitrogen cycle. **Front. Ecol. Environ.** [s.l.], v. 1, n. 5, p. 240-246, 2003.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape ecology in theory and practice: pattern and process**. New York: Springer-Verlag, 2001.

USGS - UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Hydro1k**. Disponível em: <<https://lta.cr.usgs.gov/HYDRO1K>>. Acesso em: Setembro de 2018.

URBINATI, E. C.; GONÇALVES, F. D.; TAKAHASHI, L. S. Pacu *Piaractus mesopotamicus*. In: BALDISSEROTO, B.; GOMES, L. C. **Espécies Nativas para piscicultura no Brasil**. 2 ed. Santa Maria: Editora UFSM, 2010.

VERBURG, P. H., et al. Land system science and sustainable development of the earth system: a global land project perspective. **Anthropocene**, [s.l.], v. 12, p. 29-41, 2015.

VIEIRA, I. C. G.; SILVA, S. M. C.; TOLEDO, P. M. Estratégias para evitar a perda de biodiversidade na Amazônia. **ESTUDOS AVANÇADOS**, [s.l.], v. 19, n. 54, p. 154-164, 2005.

WILSON, E. O. **The Future of Life**. New York: A. Knopf Publisher, 2002.

WOODWARD, G.; PERKINS, D. M.; BROWN, L. E. Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [s.l.], v. 365, n. 1549, p. 2093-2106, 2010.

WOOTTON, J. T.; POWER, M. E. Productivity, consumers, and the structure of a river food chain. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 90, p. 1384-1387, 1993.

ZORZETTO, R., FIORAVANTI, R., FERRONI, M. A floresta renasce. **Pesquisa Fapesp**, [s.l.], v. 91, p. 48-52, 2003.

