



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
FACULDADE DE BIOLOGIA

JÉSSICA ALINE RAMOS BEZERRA

O QUE PODEMOS APRENDER SOBRE O EFEITO DA PROTEÇÃO DE  
UNIDADES DE CONSERVAÇÃO CONSIDERANDO AS DISTRIBUIÇÕES  
MODELADAS DE ARRAIAS DA FAMÍLIA POTAMOTRYGONIDAE  
GARMAN, 1877 (MYLIOBATIFORMES: CHONDRICHTHYES) NA  
AMÉRICA DO SUL?

BELÉM  
2021



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
FACULDADE DE BIOLOGIA

JÉSSICA ALINE RAMOS BEZERRA

O QUE PODEMOS APRENDER SOBRE O EFEITO DA PROTEÇÃO DE  
UNIDADES DE CONSERVAÇÃO CONSIDERANDO AS DISTRIBUIÇÕES  
MODELADAS DE ARRAIAS DA FAMÍLIA POTAMOTRYGONIDAE  
GARMAN, 1877 (MYLIOBATIFORMES: CHONDRICHTHYES) NA  
AMÉRICA DO SUL?

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao  
Colegiado do Curso de Licenciatura em Ciências  
Biológicas, Modalidade Biologia da Universidade  
Federal do Pará, como requisito parcial para a  
obtenção do grau de Licenciada em Biologia.

Orientador: Prof. Dr. Jonathan Stuart Ready

Instituto de Ciências Biológicas - UFPA

Coorientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Renata Guimarães  
Frederico

BELÉM

2021

JÉSSICA ALINE RAMOS BEZERRA

O QUE PODEMOS APRENDER SOBRE O EFEITO DA PROTEÇÃO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO CONSIDERANDO AS DISTRIBUIÇÕES MODELADAS DE ARRAIAS DA FAMÍLIA POTAMOTRYGONIDAE GARMAN, 1877 (MYLIOBATIFORMES: CHONDRICHTHYES) NA AMÉRICA DO SUL?

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Colegiado do Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas, Modalidade Biologia da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para a obtenção do grau de Licenciada em Biologia.

Orientador: \_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Jonathan Stuart Ready.  
Instituto de Ciências Biológicas, UFPA

Avaliador: \_\_\_\_\_  
Prof. Dr. João Bráullio de Luna Sales  
Instituto de Ciências Biológicas, UFPA

Avaliador: \_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Leandro Schlemmer Brasil  
Instituto de Ciências da Saúde, UFPA

BELÉM

2021

Dedico este trabalho aos meus amados, minha mãe Cláudia, meu pai Bosco, meu irmão Gabriel, meu Andrey, por todo amor, dedicação e força. E a todos que dedicam seu tempo para estudar a beleza da vida, evolução, ecologia e conservação, a tríade fundamental.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Universidade Federal do Pará por possibilitar essa experiência extremamente enriquecedora e cheia de desafios, com tanta qualidade. Aos servidores do Instituto de Ciências Biológicas e da Faculdade de Biologia por fazerem as coisas funcionarem tão bem e sanar questões burocráticas com tanta rapidez.

A excelência dos professores que me ajudaram a mergulhar no lindo mundo da biologia, e em especial a professora que é exemplo como docente e pesquisadora, prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Roberta Valente.

A todos os amigos que estiveram ao meu lado nessa jornada, dividiram suas experiências e ensinamentos da vida comigo, e alegraram os dias durante as aulas. Principalmente, Beatriz Vitória pela amizade, parceria e sintonia em todos os trabalhos. Amanda Saraiva pela amizade, sinceridade, por alegrar meus dias e dividir as filosofias do mundo da lua. Nathalya Lopez por toda ajuda em laboratório, por ceder parte de sua coleta para desenvolver o Pibic, pelos ensinamentos de vida que não estão escritos em lugar algum, pela amizade. E a Emily Mescouto que compartilha, mesmo que de longe as vezes, esta jornada muito antes da faculdade, por todas as conversas, andanças, carinho e amizade.

Aos professores que me orientaram. Prof. Dr. Sued de Oliveira que me possibilitou experiência na docência através do PIBID logo no início do curso, com reuniões e aulas com pensamentos críticos sobre a docência. A minha primeira orientadora de PIBIC e coorientadora deste TCC, Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Renata Frederico, que apresentou-me ao incrível mundo da modelagem de distribuições de espécies e sobre questões de conservação, e que sem saber, me disse que “quem sabe o que quer, e aonde quer chegar, encontra o caminho e com quem caminhar (Thiago Mello)”. Ao Prof. Dr. Hélder Espírito-Santo, pela orientação no PIBIC com os Rivullidae tão lindinhos, por falar da ecologia e estatística com tanta dedicação e curiosidade, e por me incentivar a pensar sobre os processos. E ao Prof. Dr. Fernando Silva, pelas ótimas aulas sobre biogeografia, pelo último PIBIC desta graduação, por me possibilitar estudar um dos grupos de besouros mais legais e nos ensinar sobre as técnicas e ferramentas com tanta dedicação.

Aos amigos que fiz no GIBI, em especial Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Tatiane, Yan, Luiz e Fabrício, por todas as conversas e aprendizados sobre a biologia, técnicas e pesquisa. E a Ananda Martins pelas explicações sobre o R, scripts compartilhados e pelas conversas.

Agradeço ao Prof Dr. João Bráullio e Prof. Dr. Leandro Brasil por aceitarem participar da minha banca e pelas contribuições.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Jonathan Ready, meu muito obrigado! Pela oportunidade, paciência, por todos os ensinamentos desde o início da graduação, com todas as dicas, críticas e compromisso, sobretudo, me incentivar a ser autônoma me mostrando caminhos a seguir, e ressaltar a importância do planejamento a curto e longo prazo, espero ter aprendido sobre (risos).

Sobre as pessoas maravilhosas que compartilham suas vidas comigo. Agradeço aos meus avós, Jacira Ramos, Albino Ramos, Glória Martins e tia Tânia, muito obrigada por todo apoio, amor e carinho, gostaria de estar mais presente. Agradeço ao meu amigo, parceiro e namorado Andrey, por todo esse tempo juntos, compartilhando tantas experiências e aprendizados, pela sintonia, amor, cuidado, carinho e doces de sábado. A minha família por tanto amor, força, dedicação, por me ensinarem sobre a vida e compartilharem minhas aflições. Minha mãe Cláudia, que é o meu exemplo, que é puro amor, tenta suavizar os percalços que aparecem nos meus caminhos e não me deixa esquecer que “problemas existem para serem resolvidos”. Meu pai Bosco pelos ensinamentos de vida, amor, reflexões, e por me lembrar que “a gente aprende tudo nessa vida”. Meu irmão Gabriel pela amizade, apoio, ensinamentos, leveza e amor. Dedico todo o meu esforço e todo meu amor para vocês.

Agradeço a Deus e as Energias do Universo por tudo.

Muito obrigada!

## **Resumo**

Considerando o aumento da vulnerabilidade da biodiversidade à mudanças climáticas e ações antrópicas, é emergente o planejamento para a criação e expansão de áreas protegidas fundamentados em estudos da biodiversidade. A ictiofauna neotropical é a mais diversa do mundo, estando sob pressões antropogênicas e mais suscetível a intensos impactos das mudanças climáticas. No entanto, as lacunas de informações interferem no conhecimento do status de conservação das espécies e, conseqüentemente, na criação de áreas de proteção da integridade física e funcional dos ecossistemas. Inferimos a situação de proteção atual e futura de arraias Potamotrygonidae em unidades de conservação considerando sua extensão de ocorrência e modelos de distribuição potencial para o presente e futuro com cenários com mudanças climáticas. Nossos resultados indicaram que espécies que foram descritas anteriormente tendem a ter maior área de ocorrência registrada. Modelos de distribuições potenciais para o futuro, evidenciaram cenários de risco para os potamotrigonídeos, com baixa cobertura de sua ocorrência em áreas protegidas. Por fim, indicamos espécies e áreas prioritárias para estudos ecológicos para conservação, planejamento e delimitação com base na gestão de bacias hidrográficas.

**Palavras-chave:** Neotropical. SDM. Conservação. Raias. Elasmobrânquios. Espécie bandeira.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b>	<b>08</b>
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>13</b>
<b>2.1. Área de estudo</b>	<b>13</b>
<b>2.2. Dados de ocorrência</b>	<b>13</b>
<b>2.3. Variáveis ambientais</b>	<b>14</b>
<b>2.4. Modelagem e avaliação do modelo</b>	<b>15</b>
<b>2.5. Análises dos dados</b>	<b>16</b>
<b>3. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>17</b>
<b>4. CONCLUSÃO</b>	<b>26</b>
<b>5. REFERÊNCIAS</b>	<b>27</b>

## 1. Introdução

Condições climáticas críticas são esperadas para o mundo todo nas próximas décadas, em especial nas regiões tropicais e subtropicais como África e América do Sul (Williams et al., 2007; Beamont et al., 2011). Assim como as mudanças climáticas, impactos ambientais de origem antrópica também ocasionam perda da biodiversidade como consequência de diversos fatores (Turner, 2004), com intensos declíneos populacionais, aumentando o número de espécies ameaçadas e potencializando o risco de extinções (Ceballos et al. 2017). Esse cenário é esperado principalmente para locais com maior biodiversidade (Tilman et al., 2017) e florestas tropicais como a Amazônia (Gomes et al., 2019). Porém, as espécies podem responder as mudanças climáticas de forma estocástica e não linear (Clark et al., 2001), o que dificulta as análises de respostas ecológicas diante dessas variações (Williams et al., 2007).

Dentre os impactos ambientais, mudanças diretas no hábitat, (degradação, perda, fragmentação) são mais ocasionadas devido a expansão da agricultura, pecuária e urbanização, ameaçando espécies terrestres e aquáticas (Bellard et al., 2014). As práticas agrícolas convencionais, além de contribuir para o desmatamento, afetam negativamente a biodiversidade devido, por exemplo, ao uso frequente de pesticidas, afetando a biodiversidade funcional das abelhas (Brittain et al., 2011), a biota do solo (Culman, 2010), e ecossistemas aquáticos (Ghisi et al., 2014). Introduções de espécies exóticas também afetam as interações ecológicas e o funcionamento dos ecossistemas, sendo considerada a segunda maior causa da perda da biodiversidade no mundo (Bellard et al., 2014). Atualmente, áreas com altas taxas de desmatamento concentram-se nos trópicos (Sandker et al., 2017). Hosonouma et al. (2012) indica que mais de 90% do desmatamento na América Latina é devido à expansão agrícola. Exemplo disso é o "arco do desmatamento" que ocorre em parte da Amazônia e em sua área de transição com o Cerrado. Esta região é o epicentro dos conflitos agrários e desmatamento ocasionado por monoculturas de soja, cana-de-açúcar e pecuária (Aldrich, et al., 2012). Além disso, na Amazônia, os impactos da extração de minérios foram os responsáveis pelo seu desflorestamento direto e indireto, muito além do que era previsto em contratos, impactando diretamente a fauna e flora em ecossistemas terrestres e aquáticos (Sonter et al., 2017), podendo ocasionar a diminuição considerável de populações (Doherty et al., 2004; Martin et al., 2018). Essas alterações influenciam diretamente na expansão e contração da distribuição das espécies, podendo ocasionar até mesmo extinções locais ou totais (Bellard et. al., 2014). E ainda é desconhecido como a maioria das espécies respondem aos diferentes impactos (Cordier et al., 2021).

O planejamento para criação, manutenção e expansão de áreas protegidas (AP) são medidas principais para evitar, diminuir ou mitigar impactos antropogênicos sobre a biodiversidade (Abell et al., 2007; Moraes et al., 2020). Estas incluem Terras Indígenas (TI) e Unidades de Conservação (UC) de Proteção Integral (PI) e Uso Sustentável (US). Embora as UCs possuam objetivos principais de proteção e conservação da diversidade biológica, TI também podem ser utilizadas para análise da proteção da biodiversidade (Corrigan et al., 2018; Frederico et al., 2018). Estas possuem papéis fundamentais na proteção da diversidade biológica e funcionamento dos ecossistemas diante de cenários com mudanças climáticas e impactos ambientais (MMA, 2000; Abell et al., 2007; Moraes et al., 2020). Possibilitam a realização dos serviços ecossistêmicos ao protegerem os recursos naturais, espécie ameaçadas ou não, táxons endêmicos, fornecem espaço para restaurações e adaptações ecológicas futuras (Dudley, 2008), auxiliam na redução de emissões de carbono (Bebber e Butt, 2017), impedem a expansão da fronteira agrícola e a conversão da floresta em áreas de pastagem ou degradação do hábitat para extração mineral (Sonter et al., 2017). No entanto, como forma de evitar a perda repentina de determinadas áreas, eram delimitadas Unidades de Conservação (UC) sem análises ecológicas e das habilidades e capacidades necessárias para mantê-las (Dudley, 2008).

Ainda há discrepância entre as distribuições e delimitações de UC em ecossistemas terrestres e aquáticos. Cerca de 11.5% da área do planeta é destinada a áreas protegidas em ecossistemas terrestres, 1% dos ecossistemas marinhos para UC e, nenhuma delimitação de UC baseado em sistemas de água doce, apenas trechos de sistemas dulcícolas que perpassam dentro de algumas AP (Abell et al., 2007). Isso impacta diretamente a fauna ictiológica neotropical, em especial, na Amazônia que concentra maior diversidade ictiológica de água doce do mundo (Reis et al., 2016). Neste sentido, há a necessidade tanto da ampliação de extensão de áreas protegidas para maior sobreposição com ecossistemas ameaçados e espécies em risco (Pringle, 2017), quanto a criação de novas áreas de proteção com base nos estudos desenvolvidos (Loiselle et al., 2003; Ko et al., 2009), considerando a gestão de bacias hidrográficas para proteção eficiente da biodiversidade aquática (Abell et al., 2007; Frederico et al., 2016, 2018).

AP e outros instrumentos políticos podem ser usados como regulações ambientais, interferindo nas taxas de desmatamento de forma direta ou indireta (Meyfroidt et al., 2011). Mas a negligência, imprudência e imperícia governamental poderá causar sérios danos à diversidade biológica e serviços ecossistêmicos (Ascema, 2020; Herrera et al., 2019).

Além disso, a eficácia da delimitação e planejamento de UC para a conservação da biodiversidade é afetada pelas lacunas de informações sobre as espécies, como déficit lineano e wallaceano (Hortal et al., 2015). Déficit lineano refere-se a falta de conhecimento taxonômico (Lomolino, 2004). Sua magnitude pode ocorrer devido a quantidade de novas descrições e revisões taxonômicas e sinônimos não bem resolvidos (Chapman 2009; Herbert & Gregory, 2005; Mora et al., 2011; Christenhusz & Byng, 2016), além da dificuldade de estabelecer único conceito de espécie ou delimitar ferramentas para estabelecer diferentes táxons (Dayrat, 2005; Padial et al., 2010; Herbert & Gregory, 2005). O déficit wallaceano diz respeito a carência de conhecimento das distribuições geográficas das espécies (Lomolino, 2004). Essa lacuna ocorre devido à dois fatores principais, a falta de registros de ocorrência e/ou concentração desigual dos registros (Paglia et al., 2012). Além disso, a busca de registros em locais mais próximos dos centros urbanos, facilidade de acesso, pouco recurso financeiro, preferência por coletas em áreas mais próximas ou dentro de áreas protegidas, afetam a qualidade e a representatividade dos dados da biodiversidade (Hortal et al., 2015; Girardello et al., 2018). Este déficit pode nos levar a erros podendo subestimar ou superestimar a distribuição geográfica das espécies (Lemes et al., 2011). A vulnerabilidade dos táxons com estas lacunas são potencializadas e seu preenchimento é cada vez mais necessário para a biologia da conservação (Cordier, 2021).

Para inferir sobre as distribuições geográficas das espécies, a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) utiliza métodos tradicionais como o tamanho de Extensão de Ocorrência (EdO) formando o mínimo polígono convexo, que engloba os pontos extremos registrados e superestima as ocorrências geográficas. Para corrigir os possíveis erros desta superestimativa, é feito a Área de Ocupação (AdO) que considera as células dos registros das coordenadas ocupadas em um grid (IUCN, 2001), mas pode subestimar as áreas com potenciais de ocorrência (Paglia et al. 2012). Além desses métodos, a IUCN avaliou e considerou a modelagem de distribuição potencial (MDP) como um fator aditivo para estimar o tamanho da AdO (IUCN, 2014).

Na ausência da disponibilidade de informações reais sobre as distribuições das espécies, MDP têm sido usado para resolver várias questões urgentes de conservação incluindo análises de lacunas de conhecimento (Carvalho et al., 2017, Goettsch et al., 2018, Martinez et al., 2006), estabelecimento de áreas prioritárias para conservação (Loiselle et al., 2003, Ko et al., 2009; IUCN, 2014), e análise do efeito das mudanças climáticas sobre a biodiversidade (Peterson et al., 2011; Evangelista-Vale et al., 2021). MDP utiliza dados de ocorrência das espécies e variáveis preditivas para inferir áreas com potencial de adequação

climática para os táxons a partir da distribuição real conhecida, podendo ser projetado para o futuro com diferentes cenários climáticos (Franklin, 2009; Peterson et al., 2011; Soberón e Nakamura, 2009). Neste estudo, modelos finais foram criados a partir da média entre os modelos gerados usando diferentes algoritmos para calcular a similaridade ambiental entre os locais de ocorrência das espécies e locais potenciais.

Embora a região Neotropical apresente a maior diversidade ictiológica do mundo (Reis et al., 2016), há táxons com lacunas de conhecimentos como as arraias de água doce. Elas pertencem à família monofilética Potamotrygonidae, única família de elasmobrânquios que evoluiu e permaneceu em sistemas de água doce da América do Sul (Thorson et al. 1983, Lovejoy 1996, Carvalho et al., 2004; Fontenelle et al., 2021). Possui 37 espécies distribuídas em 4 gêneros - *Paratrygon* Duméril, 1865, *Potamotrygon* Garman, 1877, *Plesiotrygon* Rosa, Castello & Thorson, 1987 e *Heliotrygon* Carvalho & Lovejoy, 2011 - (Carvalho & Lovejoy, 2011; Silva & Loboda, 2019). São mais vulneráveis aos impactos antrópicos devido a maioria das espécies terem distribuições restritas a rios ou bacias e a degradação dos sistemas dulcícola (Carrizo et al., 2017, Ghisi et al., 2014). E assim como outros elasmobrânquios, os potamotrigonídeos são k estrategistas, possuem crescimento lento, maturação tardia, baixa fecundidade, cuidado parental parcial (Lasso et al., 2013, 2016). As arraias de água doce alimentam-se de insetos, crustáceos, anelídeos, moluscos e peixes, podendo ter plasticidade e variabilidade alimentar de acordo com a predominância e disponibilidade dos itens no ambiente em que estão (Almeida et al., 2010). Também podem ser mais especialistas ou generalistas, variando conforme a espécie e a disponibilidade de alimentos (Silva et al., 2007). Além disso, também ocorre mudanças na alimentação de acordo com as variações ontogenéticas, no qual, a medida que vão se desenvolvendo, deixam de consumir plâncton e passam a ingerir presas maiores (Achenbach & Achenbach, 1976). Algumas espécies, como *Potamotrygon orbignyi*, possui a insetivoria como hábito alimentar, sendo observado alta frequência de larvas de insetos nos conteúdos estomacais (Shibuya et al., 2009).

As arraias de água doce neotropical surgiram no final do Oligoceno e início do Mioceno (variando de 32,1 a 20,6 Ma) a partir de ancestral marinho, com incursões marinhas no pântanos de Pebas (Fontenelle et al., 2021). A primeira divergência que ocorreu foram entre os clados *Heliotrygon* + *Paratrygon*, e *Plesiotrygon* + *Potamotrygon* em torno de 22,45 Ma (Mioceno inicial) (Fontenelle et al., 2021). *Heliotrygon* ocorre apenas na região do alto Amazonas (Peru), seu grupo irmão *Paratrygon* ocorre em várias bacias do Orinoco e do Amazonas, *Plesiotrygon* está restrito a bacia Amazônica, e *Potamotrygon* é o gênero com

distribuição mais ampla em diversas bacias englobando toda a distribuição da família (Fontenelle et al., 2021).

Arraias Potamotrygonidae são impactados pela criação de barragens que alteram o regime dos grandes rios (Agostinho et al., 2004; Latrubesse et al., 2017), ou impactos provenientes de atividades agrícolas (Ghisi et al., 2014) que afetam a qualidade da água, a estrutura do hábitat (Lucifora et al., 2019; Frederico et al., 2016). Além de serem capturados como fauna acompanhante, estão ameaçados pela biopirataria devido a sua utilização como peixes ornamentais (Fontenelle & Carvalho, 2016; Lasso et al., 2013). Ainda há desconhecimento de aspectos dessa família devido a descrições originais incompletas ou baseadas em um único exemplar, variabilidade intraespecífica no padrão de cores, possibilidade de espécimes híbridos e a falta de coleções intensivas em muitas bacias e coleções representativas em museus (Brooks et al., 1981). A maioria dos potamotrigonídeos ainda não possuem avaliações no status de conservação da IUCN e nem do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) devido a lacunas de informações (ICMBio, 2018; IUCN, 2021). Outro fator limitante para chegar as conclusões sobre os status e as áreas prioritárias para a conservação, são as constantes revisões da taxonomia do grupo (Rosa 1985; Fontenelle & Carvalho, 2017). Devido a ampla distribuição Neotropical, encontradas em quase todas as bacias hidrográficas da América do Sul (Lasso et al., 2014), e serem k estrategistas, potamotrigonídeos têm potencial para serem espécies bandeira para o planejamento e criação de UC considerando a gestão de bacias hidrográficas, protegendo grande parte da ictiofauna neotropical (Abell et al., 2007; Ghisi et al., 2014; Carrizo et al., 2017).

Dessa forma, o objetivo geral deste estudo foi desenvolver modelos de distribuição potencial de arraias Potamotrygonidae para investigar a situação de proteção atual e futura em unidades de conservação considerando cenários com mudanças climáticas. Os objetivos específicos foram: (a) Analisar a quantidade de espécies presentes em unidades de conservação; (b) Verificar relações entre as datas das descrições taxonômicas e o tamanho das áreas de distribuição real; (c) Avaliar a porcentagem de distribuição real e potencial cobertas por áreas protegidas.

## **2. Material e Métodos**

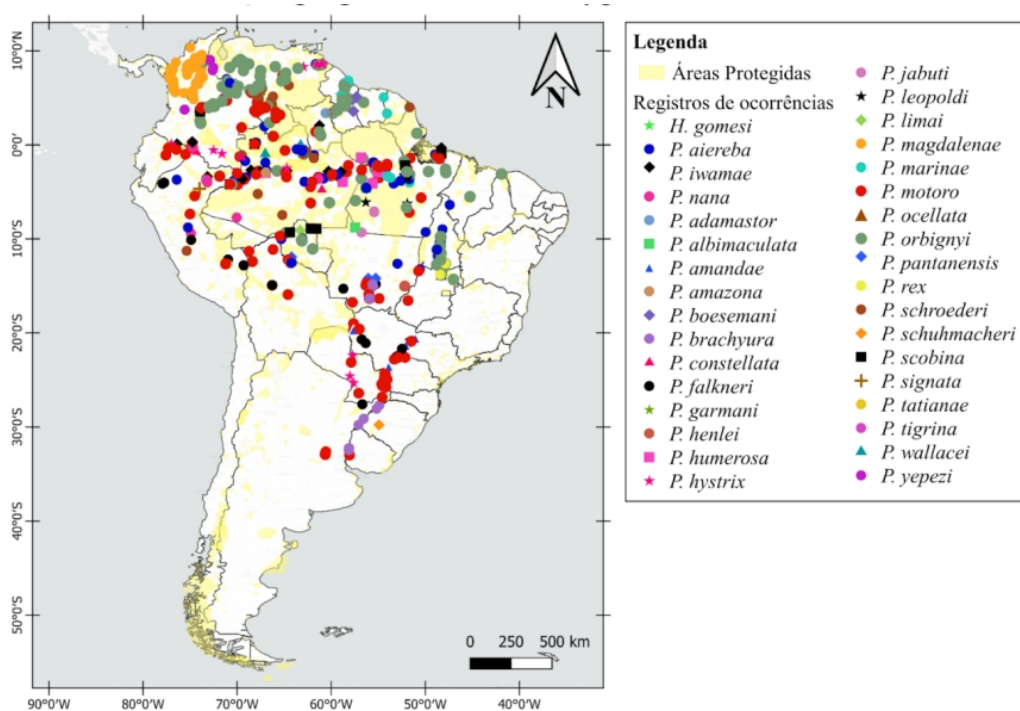
### **2.1. Área de estudo**

A área de estudo abrange a América do Sul e suas áreas de proteção (Fig. 1). Os dados georreferenciados das Áreas Protegidas (AP) na América do Sul incluindo Terras Indígenas (TI) e Unidades de Conservação (UC) de Proteção Integral (PI) e Uso Sustentável (US) foram obtidos do Banco de Dados Mundial sobre Áreas Protegidas (WDPA) na plataforma online World Resources Institute (UNEP-WCMC & IUCN, 2021).

### **2.2. Dados de ocorrência**

Obtivemos registros de ocorrência de 34 espécies de arraias Potamotrygonidae disponíveis no Global Biodiversity Information Facility (GBIF), SpeciesLink e na literatura utilizando o nome da família e das espécies como palavras-chave no Google Acadêmico e Web of Science, e analisando também as referências dos artigos encontrados (Fig. 2). Maior atenção foram dadas para espécies de acordo com suas classificações das situações de risco considerando a Red List of Threatened Species da International da IUCN, e o Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção do ICMBio. Consideramos apenas registros de ocorrência de espécimes que estavam preservadas em museus, e de coletas com data igual ou posterior ao ano de descrição da espécie. Eliminamos pontos em locais improváveis para a ocorrência, como em ambientes marinhos ou outro continente. As análises e plotagem de dados geográficos foram feitos no software QGIS versão 3.16.6 (QGIS, 2020), definimos o sistema de referência de coordenadas WGS 84 - EPSG:4326 em todas as camadas.

Figura 1 - Ocorrências registradas das espécies da família Potamotrygonidae e de Áreas Protegidas na América do Sul. Os dados foram coletados dos bancos de dados GBIF, Spling e da literatura. Todas as camadas foram definidas com sistema de referência de coordenadas WGS 84 - EPSG:4326.



### 2.3. Variáveis ambientais

As variáveis preditivas para criação dos modelos foram obtidas na plataforma Worldclim (Hijmans et al., 2005), com resolução de 5 minutos (pixel 10km<sup>2</sup>). Para o cenário atual e futuro (2050) utilizamos as mesmas variáveis preditivas - temperatura média anual (bio1), faixa anual de temperatura (bio7), precipitação anual (bio12) e sazonalidade da precipitação (bio15). Verificamos correlação entre as variáveis bio 7 e bio 12 ( $r \geq 0,7$ ) à partir do teste de correlação de Pearson. No entanto, mesmo havendo correlação, as variáveis foram mantidas devido as informações da amplitude da variação e precipitação serem importantes na análise da distribuição de espécies de arraias (Tab. 1) (Lasso et al., 2014).

Tabela 1 - Correlação de Pearson entre as variáveis ambientais.

	Bio1	Bio7	Bio12	Bio15
Bio1	1	-	-	-
Bio7	-0,491	1	-	-
Bio12	0,369	-0,714	1	-
Bio15	0,275	0,375	-0,546	1

## 2.4. Modelagem e avaliação do modelo

Mapeamos modelos das espécies que possuíam no mínimo 5 pixels com ocorrência registrada. Consideramos dados da presença das espécies e avaliamos os locais com potenciais ocorrências de acordo com as variáveis ambientais definidas. Utilizamos os seguintes algoritmos para a construção dos modelos - *Generalized Linear Models* (GLM), MaxEnt (MXT), *Random Forest* (RDF), *Support Vector Machine* (SVM), sendo feito diferentes análises em cada algoritmo. Usamos o método bootstrap (Buckland & Elston, 1993) para produzir modelos mais precisos, dividimos os dados em 70% de treinamento e 30% de teste, repetindo este procedimento 10 vezes em cada algoritmo e calculando média final do modelo de cada algoritmo. Todos os procedimento foram feitos no ambiente R (R Development Core Team, 2020) utilizando os pacotes *ggplot*, *vegan*, *raster*, *shapefiles*, *rgdal*, *SDMTools*. A avaliação dos modelos foram feitas utilizando os valores de AUC (*Area Under the Curve*), que é uma medida que indica a probabilidade de escolher aleatoriamente os locais de presença da espécie em relação as escolhas dos locais de fundo (Fielding et al., 1997). Obtivemos os rasters finais para o presente e futuro gerando um modelo consenso por meio da média ponderada de todos os modelos gerados nos algoritmos com  $AUC \geq 0.7$  (Tab. 2).

Tabela 2 - AUC dos modelo utilizando diferentes algoritmos.

<b>Espécies</b>	<b>GLM</b>	<b>MEA</b>	<b>MXT</b>	<b>RDF</b>	<b>SVM</b>
<i>Potamotrygon brachyura</i>	0.67±0.97	0.78±0.06	0.78±0.09	0.78±0	0.67±0.05
<i>Potamotrygon orbignyi</i>	0.75±0.03	0.84±0.04	0.78±0.03	0.87±0	0.89±0.04
<i>Potamotrygon hystrix</i>	0±0.42	1±0	1±0	0±0	0.89±0.04
<i>Potamotrygon motoro</i>	0.80±0.02	0.87±0.02	0.79±0.02	0.87±0	0.84±0.03
<i>Plesiotrygon iwamae</i>	1±0.04	1±0	1±0	1±0	1±0.05
<i>Plesiotrygon nana</i>	1±0	1±0	1±0	1±0	1±0
<i>Paratrygon aireba</i>	0.87±0.02	0.92±0.02	0.86±0.02	0.93±0.02	0.93±0.02
<i>Potamotrygon rex</i>	1±0	1±0	1±0	1±0	1±0
<i>Potamotrygon leopoldi</i>	1±0	1±0	1±0	1±0	1±0
<i>Potamotrygon falkneri</i>	1±0.12	1±0.11	1±0.10	1±0	1±0.08
<i>Potamotrygon humerosa</i>	1±0	1±0	1±0	1±0	1±0
<i>Potamotrygon amandae</i>	0±0	1±0.32	1±0.32	0±0.52	1±0.32

## 2.5. Análises dos dados

Para verificar a relação entre o ano de descrição das espécies e o tamanho da Extensão de Ocorrência (EdO) gerada fizemos análise de regressão linear e o respectivo gráfico no ambiente R (Fig. 3).

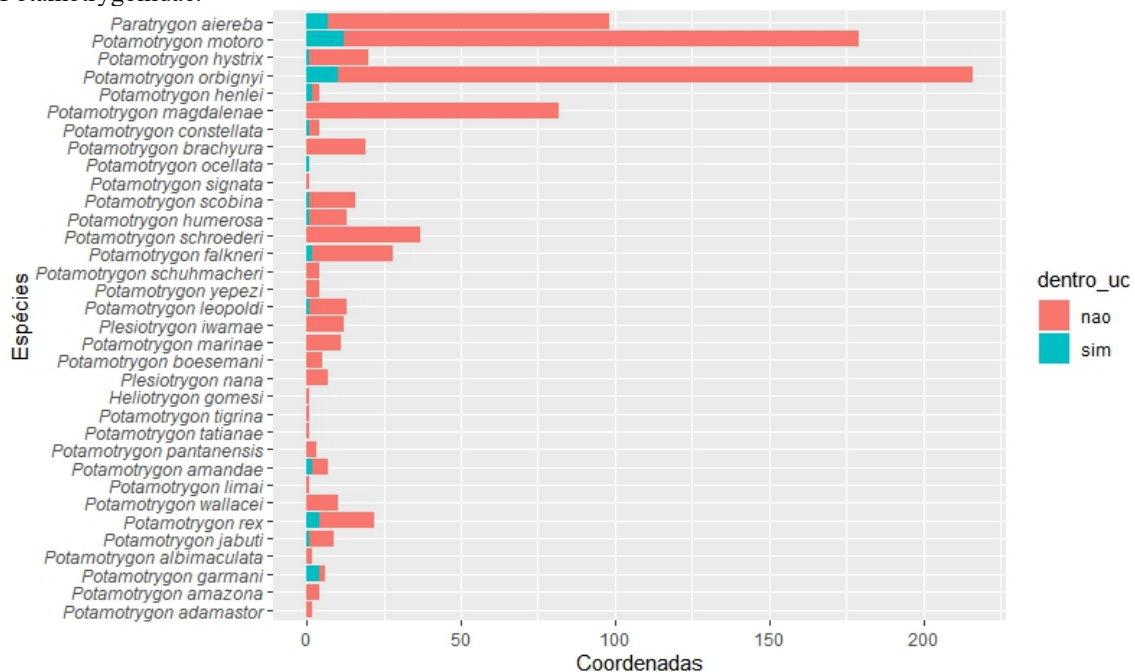
A regressão linear simples gera uma equação que descreve a relação entre duas variáveis (Curral, 1994). Como variável preditora (X) utilizamos o ano de descrição taxonômico das espécies, e como variável resposta (Y) consideramos o tamanho da área de extensão das espécies. Analisamos a normalidade e homogeneidade, que apresentou variação constante dos resíduos ao longo da reta. Em acordo com os pressupostos, realizamos a regressão linear simples e obtivemos resultado estatisticamente significativo ( $p < 0.001$ ) (Fig. 3).

Criamos EdO das espécies com três ou mais coordenadas geográficas através do mínimo polígono convexo, o qual é criado à partir dos pontos extremos de ocorrência (IUCN, 2001). Este polígono é produzido usando a função “Limites mínimos de geometria: envoltório convexo” no QGIS. Geramos informações quantitativas das áreas em  $\text{km}^2$  para realizar análises de sobreposição espacial de todas as espécies com EdO conhecido e de AP das categorias de Proteção Integral (PI), Uso Sustentável (US) e Terras Indígenas (TI) da América do Sul. As análises de sobreposição com AP também foram feitas dos modelos de distribuição potencial para o presente e futuro. Para isso, usamos a função “poligonizar” no QGIS para converter os rasters de probabilidades em polígono, na tabela de atributos selecionamos apenas áreas com maior probabilidade de ocorrência, extraímos os valores das sobreposições em  $\text{km}^2$  e calculamos as porcentagens de sobreposições das EdO conhecida, EdO modelada para o presente e EdO modelada para o futuro com as diferentes categorias de AP (PI, US, TI) (Tab. 3).

### 3. Resultados e Discussão

Obtivemos registros de ocorrências das 34 espécies Potamotrygonidae, possibilitando-nos inferir a EdO e sua porcentagem de cobertura em áreas de proteção integral, uso sustentável e terra indígena. Observamos que espécies com descrições mais antigas possuem maior quantidade de coordenadas geográficas, também são as que possuem mais registros dentro de AP (*Paeatrygon aiereba*, *Potamotrygon motoro* e *Potamotrygon orbignyi*). Essas espécies tiveram maior EdO em relação às espécies descritas recentemente (*Potamotrygon adamastor*, *Potamotrygon amazona*, *Potamotrygon garmani*, *Potamotrygon albimaculata*) (Fig. 2).

Figura 2 - Registros de ocorrências dentro e fora das Unidades de Conservação das espécies de arraias Potamotrygonidae.

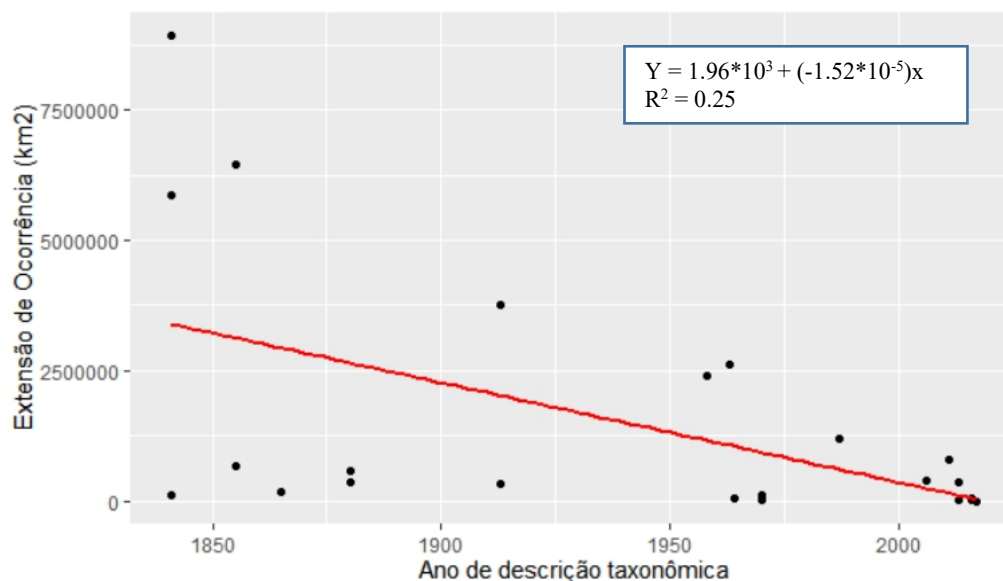


Nossos resultados indicam ampla distribuição neotropical das arraias Potamotrygonidae (Fig. 1). Na região do rio Parnaíba, no nordeste do Brasil, onde Rosa (1985) observou haver lacuna de conhecimento sobre a distribuição geográfica dos potamotrigonídeos, encontramos uma ocorrência de *P. orbignyi*, e alta probabilidade de ocorrência para o presente de *Potamotrygon rex* e *Potamotrygon orbignyi*. Na região do Rio de La Plata, que também possui lacunas de conhecimento da distribuição geográfica (Rosa, 1985), encontramos ocorrências de *Potamotrygon amandae* com alta probabilidade de ocorrência para o presente e futuro, assim como para *Potamotrygon falkneri* e *P. orbignyi*,

além dos registros de ocorrência de *Potamotrygon brachyura*, *P. falkneri*, *Potamotrygon pantanensis* e *P. motoro*.

A análise de regressão linear indicou haver variação no tamanho (km<sup>2</sup>) da EdO das arraias e o ano de descrição taxonômica. Obtivemos resultado estatisticamente significativo ( $p < 0.001$ ), cerca de 25% da variação no tamanho da área de ocorrência está relacionada com o ano de descrição dos táxons (Fig. 3). No entanto, *Potamotrygon henlei*, descrito em 1855, tem sua EdO registrada correspondendo a cerca de 7% da EdO de, *P. motoro*, com área de 8926841 km<sup>2</sup> descrito em 1841. Como podemos observar, espécies descritas à partir de 2000 tendem a ter menores EdO, variando de 3786 km<sup>2</sup> (*P. garmani*) à 785524 km<sup>2</sup> (*P. nana*) (Fig. 3). A discrepância no tamanho da EdO entre indivíduos descritos datas próximas pode ocorrer devido a alguns fatores, dentre eles, identificações erradas (Hortal et al., 2015) devido ao alto policromatismo intraespecífico que as espécies podem possuir, ou a possibilidade da existência de espécimes híbridos (Brooks et al., 1981).

Figura 3 - Análise de regressão linear estatisticamente significativo ( $p < 0.001$ ) para a verificação do efeito do ano de descrição taxonômica (x) sobre a extensão de ocorrência (y) das espécies Potamotrygonidae.



Não há status de conservação definido (IUCN, ICMBio) para as espécies com descrições mais recentes (2011 - 2017) (Tab. 3), também não foi possível gerar EdO para as espécies *Potamotrygon adamastor*, *P. amazona*, *P. albimaculata*, *Potamotrygon limai*, *Heliotrygon gomesi*, *Potamotrygon tatiana*, devido a terem 1, 2 ou nenhum registro de ocorrência. Espécies com descrições mais recentes também tiveram menor EdO registrado em relação as espécies com descrições mais antigas (1841 - 1987), como *P. aiereba*, *P. motoro*, *Potamotrygon hystrix*, *P. orbignyi*, *Potamotrygon scobina*, *Potamotrygon schroederi*,

*P. falkneri* e *Plesiotrygon iwamae*. Estas espécies possuem maior porcentagem de suas EdO dentro de AP, todas possuem status de conservação nas listas do ICMBio e IUCN, porém, com exceção de *P. orbignyi*, todas estas estão classificadas com dados deficientes (DD) na lista da IUCN (Tab. 3).

As espécies *Potamotrygon leopoldi*, *Potamotrygon jabuti*, *Potamotrygon wallacei*, *Plesiotrygon iwamae*, *Potamotrygon constellata*, *Potamotrygon scobina* e *Paratrygon aiereba* tiveram mais da metade de suas EdOs registradas cobertas por APs (50.4% - 85.%), com maior porcentagem dentro de áreas de Uso Sustentável (US). Porém, a maioria destas espécies com EdOs muito fragmentado em APs. Além disso, a IUCN indica como maior ameaça para as espécies catalogadas pode ser a perda de hábitat devido ao desenvolvimento de infraestruturas (barragens hidrelétrica), ou poluição e degradação do hábitat causado, por exemplo, por atividades agrícolas, urbanização (Abell et al., 2007) e outras atividades que podem impactar de forma direta ou indireta áreas de uso sustentável, não garantindo a proteção eficaz na conservação das espécies.

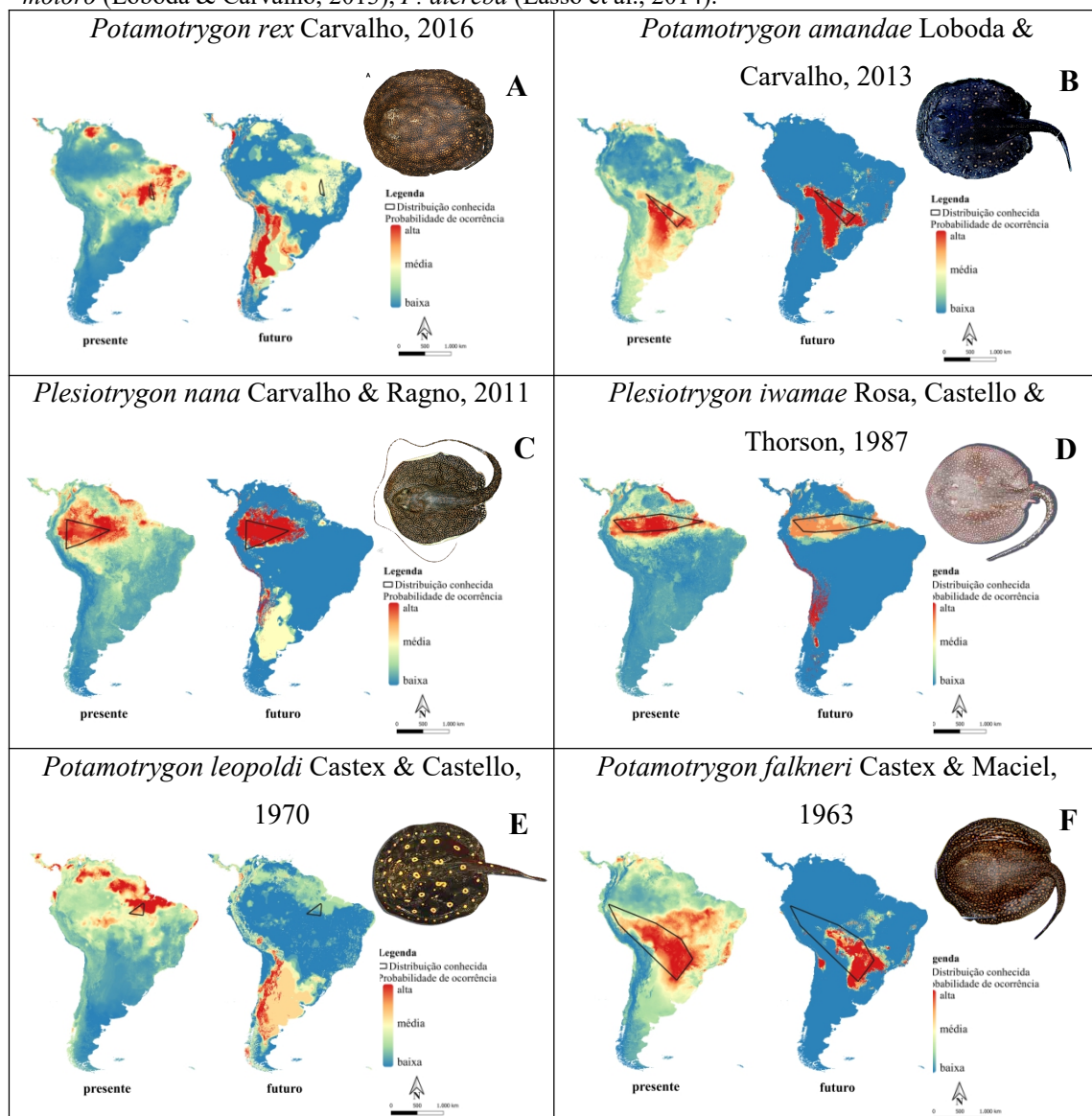
Considerando que espécies com descrições mais antiga e maiores áreas de distribuição formam um complexo de espécies que vem sendo desagrupados, e ainda necessitam de revisões sistemáticas (Loboda & Carvalho, 2013; Garcia et al., 2016; Fontenelle & Carvalho, 2017). Observa-se isso com *Potamotrygon scobina* que formava um complexo de espécies envolvendo *Potamotrygon adamastor*, *P. amazona* e *P. garmani*, com registros e área de ocorrência muito maior que dessas espécies recentemente descritas (Fontenelle & Carvalho, 2017). O mesmo ocorreu após revisões sistemáticas de espécimes de *Potamotrygon motoro*, em que foi criado *P. pantanensis* e *P. amandae* (Loboda & Carvalho, 2013), e possivelmente *Paratrygon aiereba* também forma um complexo de espécies. Assim, podemos perceber que o ano de descrição das espécies é um fator que interfere nos nossos resultados ao analisar a porcentagem de cobertura de cada espécie em áreas protegidas. Dessa forma, podemos analisar a distribuição dos táxons mais antigos como um complexo de espécies. Além disso, devemos considerar que as porcentagens de EdO em AP são fragmentadas, não garantindo assim a proteção eficaz das espécies ao não proteger grande e contínua parte de suas áreas de ocorrências.

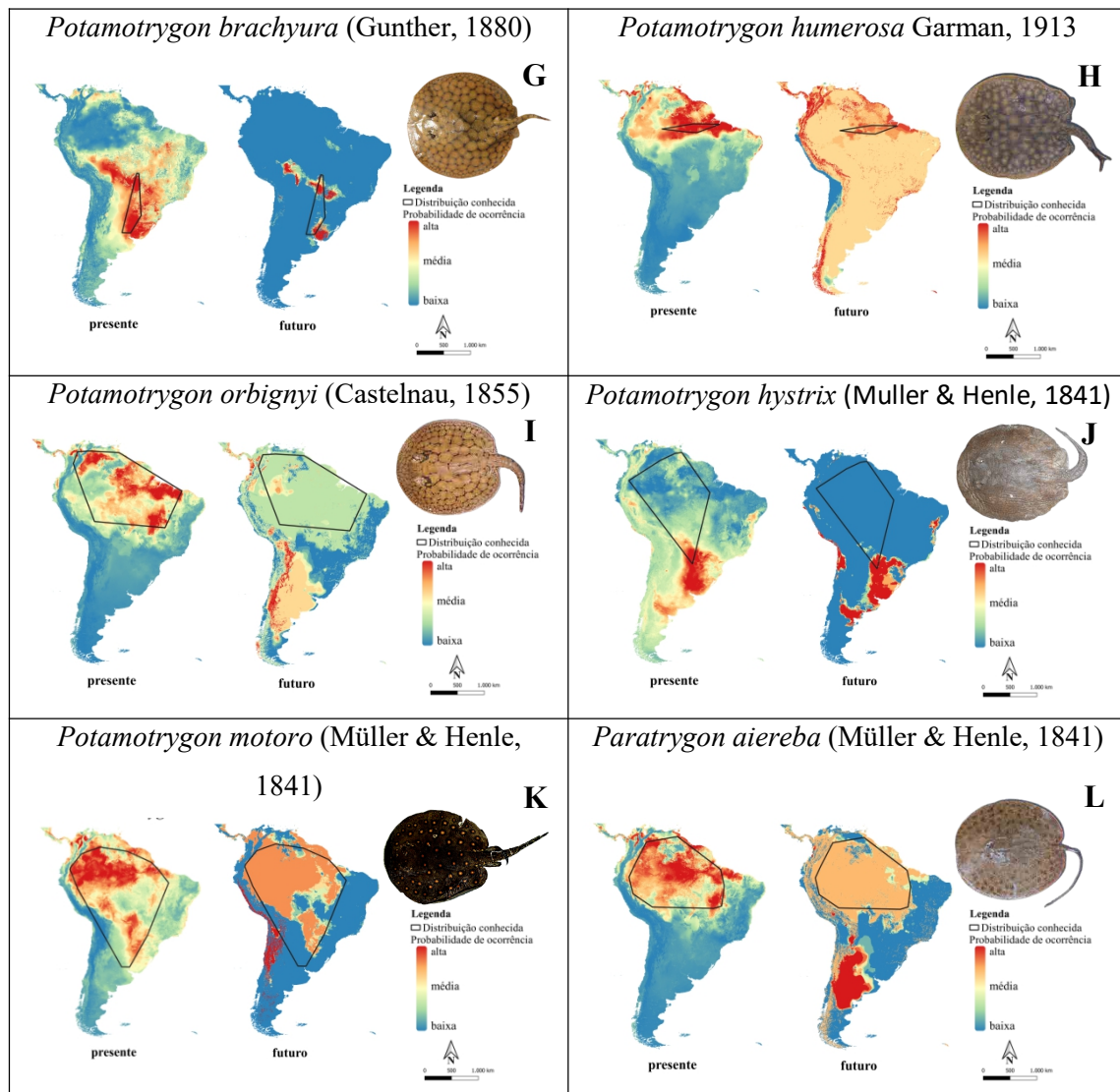
**Tabela 3** - Ano de descrição das espécies e Extensão de Ocorrência (EdO) expresso em km<sup>2</sup> da distribuição registrada, MDP para o presente e MDP para o futuro, com análise da área sobreposta em áreas (expresso em %) de Proteção Integral (PI), Uso Sustentável (US) e Terras Indígenas (TI). Status de conservação do ICMBio: DD - Dados Deficientes, NT - Quase Ameaçada, LC - Manos Preocupante, CR - Criticamente em Perigo. A classificação da IUCN: EN - Ameaçada de Extinção, DD - Dados Deficientes, LC - Menor Preocupação.

Espécies	Ano de descrição	Área de Ocorrência Registrada			MDP Presente			MDP Futuro			Status de Conservação							
		EdO(km <sup>2</sup> )	PI%	US%	TI%	Total %	EdO(km <sup>2</sup> )	PI%	US%	TI%	Total %	EdO(km <sup>2</sup> )	PI%	US%	TI%	Total %	ICMBio	IUCN
<i>Potamostrongylus adamastor</i>	2017	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potamostrongylus amazona</i>	2017	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potamostrongylus garmani</i>	2017	3783	-	12.7	-	12.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potamostrongylus albimaculata</i>	2016	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potamostrongylus jabuti</i>	2016	54844	14.2	46.6	19.4	80.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potamostrongylus rex</i>	2016	53966	3.1	20.7	2.2	26.0	2396292	1.1	2.6	0.8	4.5	942314	0.1	0.2	0	0.4	-	-
<i>Potamostrongylus wallacei</i>	2016	24515	-	71.8	-	71.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potamostrongylus limai</i>	2014	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potamostrongylus amandae</i>	2013	370860	1.7	2.3	0.8	4.8	1177444	1.8	1.3	0.7	3.7	1575838	0.5	0.5	0.4	1.4	-	-
<i>Potamostrongylus pantanensis</i>	2013	11210	5.5	5.6	13.4	24.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plesiostrongylus nana</i>	2011	785524	7.3	12.8	17.6	37.6	2977536	10.5	15.2	14.7	40.4	1804836	0.2	0.2	0.0	0.4	-	-
<i>Heliostrongylus gomesi</i>	2011	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heliostrongylus rosai</i>	2011	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	DD
<i>Potamostrongylus tatiamae</i>	2011	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potamostrongylus tigrina</i>	2011	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	EN
<i>Potamostrongylus boesemani</i>	2008	4244	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potamostrongylus ivamae</i>	2006	395108	14.9	15.4	12.0	42.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	DD
<i>Potamostrongylus marinae</i>	1987	1190967	2.0	32.0	17.2	61.9	2060005	7.3	14.9	11.3	33.5	461003	1.0	2.7	0	3.7	-	DD
<i>Potamostrongylus leopoldi</i>	1970	107387	30.3	25.2	13.0	85.5	1885651	7.1	8.6	5.6	21.2	426073	1.6	2.2	0	3.9	-	DD
<i>Potamostrongylus yepzei</i>	1970	27803	2.7	13.9	-	16.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	DD
<i>Potamostrongylus schuhmacheri</i>	1964	36374	0.0	3.5	1.4	4.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	DD
<i>Potamostrongylus falkneri</i>	1963	2628131	5.8	4.3	6.1	16.1	1936557	2.8	3.5	7.1	13.3	1242040	0.4	0.4	0.5	1.3	-	DD
<i>Potamostrongylus schroederi</i>	1958	2403491	-	24.2	22.9	47.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	DD
<i>Potamostrongylus humerosa</i>	1913	335306	6.8	31.9	3.2	41.9	2246856	6.7	19.5	7.4	33.6	1526271	8.2	8.1	1.7	18.0	-	DD
<i>Potamostrongylus scobina</i>	1913	3763409	13.7	22.7	19.6	56.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	DD
<i>Potamostrongylus signata</i>	1913	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	DD
<i>Potamostrongylus ocellata</i>	1912	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	DD
<i>Potamostrongylus brachyura</i>	1880	580388	1.5	3.7	1.3	6.6	1791382	2.2	2.5	2.6	7.3	336541	0.4	0.6	0.3	1.3	-	DD
<i>Potamostrongylus consellata</i>	1880	349410	13.9	38.4	6.2	58.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	DD
<i>Potamostrongylus magdalenae</i>	1865	176643	4.5	6.1	-	10.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LC
<i>Potamostrongylus healei</i>	1855	684706	9.4	11.5	24.4	45.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LC
<i>Potamostrongylus orbigny</i>	1855	6448764	12.8	19.5	15.3	47.6	1583183	3.4	9.9	6.8	20.0	313864	1.8	2.3	0	4.2	-	LC
<i>Potamostrongylus hysrix</i>	1841	5132118	13.8	17.7	15.6	47.2	1546848	1.1	2.1	0.6	3.8	1319013	0.1	0.5	0.0	0.6	-	DD
<i>Potamostrongylus motoro</i>	1841	8926841	9.3	12.7	12.7	22.0	4589056	6.6	12.2	7.4	26.1	633060	1.5	2.1	0	3.6	-	DD
<i>Paratrygon aereba</i>	1841	5871915	13.6	19.1	17.7	50.4	4830274	8.1	15.8	8.8	32.7	1575838	0.1	0.2	0	0.3	-	DD

Geramos modelos de distribuição potencial para o presente e futuro para 12 espécies que possuem no mínimo 5 pixels com ocorrência registrada (Fig. 4), e também calculamos a porcentagem de cobertura dos modelos para o presente e para o futuro (2050) em Áreas Protegidas (Tab. 3). Os modelos de distribuição potencial corroboraram com a ampla distribuição registrada da família (Fig. 1). Obtivemos alto valor de AUC em todos os algoritmos indicando bons modelos gerados para as espécies *Potamotrygon humerosa*, *Potamotrygon leopoldi*, *Plesiotrygon nana* e *Potamotrygon rex*, com AUC  $1\pm 0$ , gerando os modelos finais (Tab. 2).

Figura 4 - Modelagem de distribuição potencial das espécies Potamotrygonidae para o presente e futuro na região Neotropical. As imagens das espécimes foram retiradas: *P. rex* (Carvalho, 2016), *P. amandae* (Loboda & Carvalho, 2013), *P. nana* (Carvalho & Ragno, 2011), *P. iwamae* (Lasso et al., 2014), *P. leopoldi* (Lasso et al., 2014), *P. falkneri* (Silva & Carvalho, 2011), *P. brachyura* (Lasso et al., 2016), *P. humerosa* (Lasso et al., 2014), *P. orbigny* (Lasso et al., 2014), *P. hystrix* (Lasso et al., 2014), *P. motoro* (Loboda & Carvalho, 2013), *P. aiereba* (Lasso et al., 2014).





Embora haja consenso entre a extensão de ocorrência e os modelos de distribuição potencial para o presente de algumas espécies (Fig. 1), os MDP são ferramentas essenciais para as inferências sobre as situações de proteção dos táxons no futuro, considerando a carência de informações sobre as espécies, nos informando sobre os potenciais deslocamentos geográficos para as áreas de adequabilidade futura. E mesmo considerando possíveis restrições para migração que algumas espécies apresentam, há a possibilidade de tornar-se uma espécie invasora (Fig.1 - A; D; E; I; L), além de poder levar a extinção local ou total devido as mudanças climáticas, como indicado com *P. rex*, *P. leopoldi* e *P. aiereba*.

*P. rex* foi descrito em 2016, não tem status de conservação nas listas do ICMBio e IUCN. Ocorre na bacia Amazônica e sub-bacias nos estados do Tocantins, Paraná e Maranhão (Carvalho, 2016). Porém, o MDP para o presente indicou alta probabilidade de sua ocorrência

para sub-bacias do Maranhão, enquanto que MDP futuro indicou alta probabilidade de ocorrência ao Sul da região Neotropical. Possui cerca de 26% de sua EdO dentro de AP, com predominância em áreas de uso sustentável. Os modelos indicam declínio em sua cobertura com alta probabilidade de ocorrência dentro de APs para o presente e futuro, respectivamente, 4.5% e 0.4%. Seu MDP para o futuro indica extensa área com média probabilidade de ocorrência (Fig. 4.A).

*P. amandae* foi descrita em 2013 após uma revisão sistemática no complexo de espécies *P. motoro* (Loboda & Carvalho, 2013). Com distribuição geográfica na bacia Amazônica e Paraná-Paraguai (Loboda & Carvalho, 2013), em acordo com os nossos modelos gerados para o presente e futuro (Fig. 4.B). Os modelos indicam que não há muitas alterações em suas áreas com alta probabilidade de ocorrência no presente e futuro, apenas ficando com distribuição mais restrita. Apenas 4.8% de sua EdO está dentro de AP, e seus modelos mostram declínio dessa cobertura para o presente (3.7%) e para o futuro (1.4%). Apesar de não possuir status de conservação definido nas listas do ICMBio e IUCN (Tab. 3), é considerada como uma espécie não ameaçada devido a sua ampla distribuição (Lasso et al., 2013).

*Plesiotrygon nana*, descrito em 2011, com distribuição no Brasil, Peru e Colômbia, na bacia Amazônica e outras sub-bacias (Lasso et al., 2014), corroborando com a MDP gerada para o presente e futuro. Possui cerca de 37% de sua área registrada dentro de AP, mas seu MDP para o presente indica que esta deve ter cerca de 40% de sua área protegida, com uma drástica mudança para o futuro com apenas 0.4% dentro de AP.

*P. iwamae* foi descrita em 1987, ocorre no Brasil - Bacia Amazônica, Colômbia, Equador e Peru (Lasso et al., 2014), confirmando nosso modelo para o presente (Fig. 4.D). No entanto, nosso modelo futuro indicou mudança da sua alta probabilidade de ocorrência para o Chile e Argentina. Possui classificação “Quase ameaçada” (NT) na lista vermelha do ICMBio, e dados deficientes na lista da IUCN. Mais da metade de sua EdO registrada ocorre dentro de AP (61,9%), seguido de MDP para o presente com 33.5% e intenso declínio para o MDP futuro, com apenas 3.7%.

O MDP para o presente de *P. humerosa* indicou alta probabilidade de ocorrência em áreas próximas a seu EdO conhecido, com cerca de 33% dentro de PAs, enquanto que, no MDP para o futuro indicou média probabilidade de ocorrência em quase toda a extensão da América do Sul, e alta probabilidade em pequena extensão ao longo do oeste da América do Sul, e 18% dentro de PAs.

A variação de locais com alta probabilidade de ocorrência para o presente e futuro não mudam, apenas fica mais restritiva, para as espécies do gênero *Plesiotrygon*, *P. falkneri* e *P. hystrix*.

Consideramos prioritário a conservação das espécies que possuem menor distribuição conhecida e menor cobertura geográfica dentro de UC, além de esforços afim de amenizar lacunas de informações. Em ordem decrescente de risco, as espécies mais vulneráveis são as mais recentemente descritas que possuem menor AdO associado a menor cobertura em AP, dentre elas, *P. amandae* com apenas 4.8% de sua cobertura dentro de 81 APs. Embora *P. brachyura* tenha sido descrito em 1880 e possuía ampla distribuição geográfica (AdO = 580388 km<sup>2</sup>), apenas 6.6% de sua área dentro de AP, no entanto, esta cobertura está fragmentada em 163 APs. Em contrapartida, *P. leopoldi* descrito em 1970 possui 85.5% de sua área coberta por 23 APs, além de ser a maior porcentagem de sua área protegida, não está fragmentada em muitas APs. Porém, em modelo futuro, muda completamente seu nicho de adequação climática para o extremo da América do Sul.

Exceto *P. falkneri*, os modelos de distribuição potencial para o futuro das demais espécies indicam alterações geográficas e/ou diminuições das suas probabilidades de ocorrências nas áreas distribuídas atualmente. Este é um cenário desastroso para a família Potamotrygonidae, considerando que a maioria das espécies possuem distribuições restritas a rios ou bacias hidrográficas em que ocorrem. A utilização desses modelos sobrepondo-os em AP, é fundamental para o planejamento e análise da eficácia de AP a longo prazo. Dessa forma, podemos inferir sobre a importância que as UC terão para proteger maior biodiversidade e funcionalidade dos ecossistemas.

A incerteza na confiabilidade de modelos de distribuição potencial (MDPs) atuais e futuros é um problema inerente de pesquisas dessa natureza, mas em um cenário com lacunas de conhecimentos sobre a distribuição das espécies, esta mostra-se como uma ferramenta fundamental para amenizar estes déficits, e como melhores maneiras de prever os impactos sobre a biodiversidade (Paglia et al., 2012).

Os MDPs indicaram três cenários gerais para o futuro. As espécies podem reduzir suas áreas de ocorrência, como ocorre com *Potamotrygon amandae*, *Plesiotrygon nana*, *Plesiotrygon iwamae*, *Potamotrygon falkneri*, *Potamotrygon brachyura* e *Potamotrygon hystrix*. Ou as espécies podem mudar sua área de distribuição conhecida, como vimos com *Potamotrygon rex*, *Potamotrygon leopoldi* e *Potamotrygon orbignyi*, *Paratrygon aiereba*. Ou ainda podem ficar com baixa probabilidade de ocorrência em quase toda a América do Sul como percebemos com *Potamotrygon motoro*.

No primeiro cenário em que as espécies ficam com áreas de ocorrências restritas a suas potenciais distribuições atuais, os grupos que poderão ser menos impactadas serão os que ocorrem na região Amazônica por possuir maior quantidade de APs na América do Sul, além de se manterem em seus locais naturais de ocorrência. No entanto, outros fatores que poderão impactar suas distribuições é o tipo de Área Protegida em que elas ocorrem (Proteção Integral, Uso Sustentável ou Terras Indígenas), e o quão suas ocorrências estão fragmentadas entre as AP. Para proteção eficaz, é essencial o desenvolvimento de medidas de conservação considerando as bacias hidrográficas onde estas espécies ocorrem (Ghisi et al., 2014).

Com base em nossos resultados, indicamos maiores esforços para obtenção de informações e planejamento para conservação de espécies com diferentes níveis de vulnerabilidade (*P. aiereba*, *P. signata*, *P. leopoldi*, *P. iwamae*). Assim como espécies descritas mais recente sem AdO gerado (*Potamotrygon adamastor*, *P. amazona*, *P. albimaculata*, *Potamotrygon limai*, *Heliotrygon gomesi*, *Potamotrygon tatiana*) devido a insuficiência dos registros de ocorrência. E espécies mais novas com menor EdO registrado (*P. garmani*, *P. boesemani*, *P. pantanensis*, *P. wallacei*, *P. yepezi*, *P. schuhmacheri*) que não tiveram modelos de distribuição.

Em ordem de riqueza de espécies, destacamos as bacias hidrográficas que possuem maiores riquezas de espécies potamotrygonídeos - Bacia do Rio Amazonas, com 17 espécies presentes (Lasso et al., 2014), Bacia Paraná-Paraguai com 4 espécies registradas assim como na Bacia do Rio Orinoco.

Considerando que esta família possui requisitos como ampla distribuição neotropical em sistemas de água doce, espécies de porte médio a grande com 30kg ou mais, beleza única, espécies endêmicas e em situações de vulnerabilidade e lacunas de informações (Carrizo et al., 2017), destacamos enorme potencial de arraias Potamotrygonidae como espécie bandeira para planejamento e delimitação de áreas protegidas baseado nos sistemas de água doce e suas interações, representativa da megafauna e suas prioridades para conservações.

## Conclusão

A determinação de áreas prioritárias para a conservação deve-se basear na distribuição e abundância de cada espécie, distribuição espacial da riqueza, endemismo e das ameaças significativas para as arraias (Lasso et al., 2016). Assim, este trabalho auxilia no estabelecimento de medidas de conservação para os potamotrigonídeos, sendo necessário informações além destas para proteção correta e eficiente. Com base nos modelos, observamos alarmante declínio do efeito da proteção de AP sobre a família Potamotrygonidae, com potencial extinção local ou total das espécies *Potamotrygon rex*, *Potamotrygon leopoldi* e o complexo *Paratrygon aiereba*, também apresentam potencial para tornarem-se espécies invasoras. Dessa maneira, é necessário medidas imediatas que auxiliem na diminuição das lacunas de conhecimento, bem como, contribua para o desenvolvimento de proteções adequadas para a família Potamotrygonidae e outros táxons dos sistemas de água doce neotropical, considerando os cenários de riscos ocasionados principalmente pelas mudanças climáticas.

## REFERÊNCIAS

- ABELL, Robin; ALLAN, J. David; LEHNER, Bernhard. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. **Biological conservation**, v. 134, n. 1, p. 48-63, 2007.
- ACHENBACH, G. M.; ACHENBACH, S. V. M. Nota acerca de algunas especies de "raya fluvial" (Batoidei, Potamotrygonidae), que frecuentan el sistema hidrográfico del Río Paraná Medio en el departamento la capital (Santa Fe-Argentina). **Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino**. Zoología (Santa Fe - Argentina). (1976). (no 8) 24 p., 1976.
- AGOSTINHO, Angelo A. et al. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish biology and Fisheries**, v. 14, n. 1, p. 11-19, 2004.
- ALDRICH, Stephen et al. Contentious land change in the Amazon's arc of deforestation. **Annals of the Association of American Geographers**, v. 102, n. 1, p. 103-128, 2012.
- ALMEIDA, Maurício Pinto de et al. Dieta da raia de água doce *Potamotrygon motoro* (Chondrichthyes: Potamotrygonidae) na Ilha de Marajó (Pará, Brasil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 1, p. 155-162, 2010.
- ASSOCIAÇÃO NACIONAL DOS SERVIDORES DE MEIO AMBIENTE (ASCEMA). Cronologia de um desastre anunciado: Ações do Governo Bolsonaro para desmontar as políticas de Meio Ambiente no Brasil. **ASCEMA NACIONAL**. Acesso em 07/09/2020.
- BEAUMONT, Linda J. et al. Impacts of climate change on the world's most exceptional ecoregions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 6, p. 2306-2311, 2011.
- BEBBER, Daniel P.; BUTT, Nathalie. Tropical protected areas reduced deforestation carbon emissions by one third from 2000–2012. **Scientific reports**, v. 7, n. 1, p. 1-7, 2017.
- BELLARD, Céline et al. Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 12, p. 1376-1386, 2014.
- BIVAND, Roger et al. Package 'rgdal'. **Bindings for the Geospatial Data Abstraction Library**. 2015.
- BRITAIN, Claire; POTTS, Simon G. The potential impacts of insecticides on the life-history traits of bees and the consequences for pollination. **Basic and Applied Ecology**, v. 12, n. 4, p. 321-331, 2011.
- BROOKS, D. R. Fresh-water stingrays (Potamotrygonidae) and their helminth parasites: testing hypothesis of evolution and coevolution. **Advances in cladistics**, 1981.
- CAPRETZ BATISTA DA SILVA, João Paulo; SILVA LOBODA, Thiago. *Potamotrygon marquesi*, a new species of neotropical freshwater stingray (Potamotrygonidae) from the Brazilian Amazon Basin. **Journal of fish biology**, v. 95, n. 2, p. 594-612, 2019.

- CARVALHO, MR de; PEREZ, Mark H. Sabaj; LOVEJOY, Nathan R. Potamotrygon tigrina, a new species of freshwater stingray from the upper Amazon basin, closely related to Potamotrygon schroederi Fernandez-Yépez, 1958 (Chondrichthyes: Potamotrygonidae). **Zootaxa**, v. 2827, n. 1, p. 1-30, 2011.
- CEBALLOS, Gerardo; EHRLICH, Paul R.; DIRZO, Rodolfo. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. **Proceedings of the national academy of sciences**, v. 114, n. 30, p. E6089-E6096, 2017.
- CHAPMAN, Arthur D. et al. Numbers of living species in Australia and the world. 2009.
- CHRISTENHUSZ, Maarten JM; BYNG, James W. The number of known plants species in the world and its annual increase. **Phytotaxa**, v. 261, n. 3, p. 201-217, 2016.
- CLARK, James S. et al. Ecological forecasts: an emerging imperative. **science**, v. 293, n. 5530, p. 657-660, 2001.
- CORDIER, Javier Maximiliano et al. Out of sight, out of mind: Phylogenetic and taxonomic gaps imply great underestimations of the species' vulnerability to global climate change. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 2, p. 225-231, 2021.
- CORRIGAN, Colleen et al. Quantifying the contribution to biodiversity conservation of protected areas governed by indigenous peoples and local communities. **Biological Conservation**, v. 227, p. 403-412, 2018.
- CULMAN, Steven W. et al. Biodiversity is associated with indicators of soil ecosystem functions over a landscape gradient of agricultural intensification. **Landscape ecology**, v. 25, n. 9, p. 1333-1348, 2010.
- CURRAL, James. Statistics packages: A general overview. **Universidade de Glasgow**, p. 32, 1994.
- DAYRAT, Benoit. Towards integrative taxonomy. **Biological journal of the Linnean society**, v. 85, n. 3, p. 407-417, 2005.
- DE CARVALHO, Dorinny Lisboa et al. Delimiting priority areas for the conservation of endemic and threatened Neotropical birds using a niche-based gap analysis. **PloS one**, v. 12, n. 2, p. e0171838, 2017.
- DE CARVALHO, Marcelo R.; MAISEY, John G.; GRANDE, Lance. Freshwater stingrays of the Green River Formation of Wyoming (Early Eocene), with the description of a new genus and species and an analysis of its phylogenetic relationships (Chondrichthyes: Myliobatiformes). **Bulletin of the American Museum of Natural History**, v. 2004, n. 284, p. 1-136, 2004.
- DE CASTILHOS GHISI, Nédia et al. In situ assessment of a neotropical fish to evaluate pollution in a river receiving agricultural and urban wastewater. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 93, n. 6, p. 699-709, 2014.

DE MORAES, Kauê Felipe et al. Climate change and bird extinctions in the Amazon. **Plos one**, v. 15, n. 7, p. e0236103, 2020.

DOHERTY, P. J. et al. High mortality during settlement is a population bottleneck for a tropical surgeonfish. **Ecology**, v. 85, n. 9, p. 2422-2428, 2004.

DUDLEY, Nigel (Ed.). **Guidelines for applying protected area management categories**. Iucn, 2008.

ELSTON, D. A.; BUCKLAND, S. T. Statistical modelling of regional GIS data: an overview. **Ecological Modelling**, v. 67, n. 1, p. 81-102, 1993.

EVANGELISTA-VALE, Jôine Cariele et al. Climate change may affect the future of extractivism in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, v. 257, p. 109093, 2021.

FIELDING, Alan H.; BELL, John F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental conservation**, p. 38-49, 1997.

FONTENELLE, João Pedro et al. Biogeography of the neotropical freshwater stingrays (Myliobatiformes: Potamotrygoninae) reveals effects of continent-scale paleogeographic change and drainage evolution. **Journal of Biogeography**, 2021.

FONTENELLE, João Pedro; DE CARVALHO, Marcelo R. Systematic implications of brain morphology in Potamotrygonidae (Chondrichthyes: Myliobatiformes). **Journal of morphology**, v. 277, n. 2, p. 252-263, 2016.

FONTENELLE, Joao Pedro; DE CARVALHO, Marcelo R. Systematic revision of the Potamotrygon scobina Garman, 1913 species-complex (Chondrichthyes: Myliobatiformes: Potamotrygonidae), with the description of three new freshwater stingray species from Brazil and comments on their distribution and biogeography. **Zootaxa**, v. 4310, n. 1, p. 1-63, 2017.

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

FREDERICO, Renata G.; OLDEN, Julian D.; ZUANON, Jansen. Climate change sensitivity of threatened, and largely unprotected, Amazonian fishes. **Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems**, v. 26, p. 91-102, 2016.

FREDERICO, Renata Guimarães; ZUANON, Jansen; DE MARCO JR, Paulo. Amazon protected areas and its ability to protect stream-dwelling fish fauna. **Biological Conservation**, v. 219, p. 12-19, 2018.

GARCIA, David Alejandro et al. Molecular systematics of the freshwater stingrays (myliobatiformes: potamotrygonidae) of the Amazon, Orinoco, Magdalena, Esequibo, Caribbean, and Maracaibo basins (Colombia–Venezuela): evidence from three mitochondrial genes. **Mitochondrial DNA Part A**, v. 27, n. 6, p. 4479-4491, 2016.

GBIF: The Global Biodiversity Information Facility. Disponível em <https://www.gbif.org/what-is-gbif>. 2021

GIRARDELLO, Marco et al. Gaps in biodiversity occurrence information may hamper the achievement of international biodiversity targets: insights from a cross-taxon analysis. **Environmental Conservation**, v. 45, n. 4, p. 370-377, 2018.

GOETTSCHE, Bárbara; DURÁN, América Paz; GASTON, Kevin J. Global gap analysis of cactus species and priority sites for their conservation. **Conservation Biology**, v. 33, n. 2, p. 369-376, 2019.

GOMES, Vitor HF et al. Amazonian tree species threatened by deforestation and climate change. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 7, p. 547-553, 2019.

HEBERT, Paul DN; GREGORY, T. Ryan. The promise of DNA barcoding for taxonomy. **Systematic biology**, v. 54, n. 5, p. 852-859, 2005.

HERRERA, Diego; PFAFF, Alexander; ROBALINO, Juan. Impacts of protected areas vary with the level of government: Comparing avoided deforestation across agencies in the Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 116, n. 30, p. 14916-14925, 2019.

HIJMANS, Robert J. et al. Package ‘raster’. **R package**, v. 734, 2015.

HIJMANS RJ, CAMERON SE, PARRA JL, JONES PG & JARVIS A (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology** 25: 1965-1978

HORTAL, Joaquín et al. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 46, p. 523-549, 2015.

HOSONUMA, Noriko et al. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. **Environmental Research Letters**, v. 7, n. 4, p. 044009, 2012.

ICMBio/MMA. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume iv/1**. ed. Brasília, DF. 2018.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE et al. **IUCN Red List categories and criteria**. IUCN, 2001.

IUCN – INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **Guidelines for using the IUCN red list categories and criteria**. Version 8.1. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee, Gland: IUCN, 2010. 85

IUCN, SSC. Antelope Specialist Group (2020). **Mission de l’UICN au Niger pour la conservation des derniers addax et gazelles dama sauvages et de la Réserve naturelle nationale de Termit et Tin Toumma: Compte-rendu et recommandations**, 2008.

KO, Chia-Ying et al. Identifying biodiversity hotspots by predictive models: a case study using Taiwan's endemic bird species. **Zoological studies**, v. 48, n. 3, p. 418-431, 2009.

LASSO, Carlos A. et al. IX. **Rayas de agua dulce (Potamotrygonidae) de Suramérica Parte I: Colombia, Venezuela, Ecuador, Perú, Brasil, Guyana, Surinam y Guayana Francesa: diversidad, bioecología, uso y conservación.** 2013.

LATRUBESSE, Edgardo M. et al. Damming the rivers of the Amazon basin. **Nature**, v. 546, n. 7658, p. 363-369, 2017.

LOISELLE, Bette A. et al. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. **Conservation biology**, v. 17, n. 6, p. 1591-1600, 2003.

LOMOLINO, Mark V. Conservation biogeography. **Frontiers of Biogeography: new directions in the geography of nature**, v. 293, 2004.

LOVEJOY, NATHAN R. Systematics of myliobatoid elasmobranchs: with emphasis on the phylogeny and historical biogeography of neotropical freshwater stingrays (Potamotrygonidae: Rajiformes). **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 117, n. 3, p. 207-257, 1996.

LUCIFORA, Luis O. et al. Socio-economic development, scientific research, and exploitation explain differences in conservation status of marine and freshwater chondrichthyans among countries. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 29, n. 4, p. 951-964, 2019.

MARTÍN, Beatriz et al. Impact of wind farms on soaring bird populations at a migratory bottleneck. **European Journal of Wildlife Research**, v. 64, n. 3, p. 1-10, 2018.

MARTÍNEZ, Isabel et al. Are threatened lichen species well-protected in Spain? Effectiveness of a protected areas network. **Biological Conservation**, v. 133, n. 4, p. 500-511, 2006.

MEYFROIDT, Patrick; LAMBIN, Eric F. Global forest transition: prospects for an end to deforestation. **Annual review of environment and resources**, v. 36, 2011.

MMA (Ministério do Meio Ambiente) - SNUC (Sistema Nacional de Unidades de Conservação). 2000. MMA, SNUC, Brasília.

MORA, Camilo et al. How many species are there on Earth and in the ocean?. **PLoS Biol**, v. 9, n. 8, p. e1001127, 2011.

OKSANEN, Jari et al. Package 'vegan'. **Community ecology package**, version, v. 2, n. 9, p. 1-295, 2013.

PADIAL, José M. et al. The integrative future of taxonomy. **Frontiers in zoology**, v. 7, n. 1, p. 1-14, 2010.

PAGLIA, A. P. et al. Modelos de distribuição de espécies em estratégias para a conservação da biodiversidade e para adaptação baseada em ecossistemas frente a mudanças climáticas. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 10, n. 2, p. 231-234, 2012.

- PETERSON, A. Townsend et al. **Ecological niches and geographic distributions (MPB-49)**. Princeton University Press, 2011.
- PRINGLE, Robert M. Upgrading protected areas to conserve wild biodiversity. **Nature**, v. 546, n. 7656, p. 91-99, 2017.
- QGIS.org, (2021). QGIS Geographic Information System. **QGIS** Association. <http://www.qgis.org>
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- REIS, Roberto E. et al. Fish biodiversity and conservation in South America. **Journal of fish biology**, v. 89, n. 1, p. 12-47, 2016.
- ROSA, Ricardo de Souza. **A systematic revision of the South American freshwater stingrays (chondrichthyes: potamotrygonidae)(batoidei, myliobatiformes, phylogeny, biogeography)**. 1985. Tese de Doutorado. The College of William and Mary.
- SANDKER, M. et al. Global deforestation patterns: Comparing recent and past forest loss processes through a spatially explicit analysis. **International Forestry Review**, v. 19, n. 3, p. 350-368, 2017.
- SHIBUYA, Akemi; ARAÚJO, MLG de; ZUANON, Jansen AS. Analysis of stomach contents of freshwater stingrays (Elasmobranchii, Potamotrygonidae) from the middle Negro River, Amazonas, Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 4, n. 4, p. 466-475, 2009.
- SILVA, Thiago Buosi; UIEDA, Virgínia Sanches. Preliminary data on the feeding habits of the freshwater stingrays *Potamotrygon falkneri* and *Potamotrygon motoro* (Potamotrygonidae) from the Upper Paraná River basin, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 1, p. 0-0, 2007.
- SOBERÓN, Jorge; NAKAMURA, Miguel. Niches and distributional areas: concepts, methods, and assumptions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. Supplement 2, p. 19644-19650, 2009.
- SONTER, Laura J. et al. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, p. 1-7, 2017.
- STABLER, Ben; STABLER, Maintainer Ben. Package ‘shapefiles’. 2013.
- TEIXEIRA DE MELLO, Franco et al. **Rayas de agua dulce (Potamotrygonidae) de Suramérica. Parte II. Colombia, Brasil, Perú, Bolivia, Paraguay, Uruguay y Argentina**. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2017.
- THORSON, Thomas B.; LANGHAMMER, James K.; OETINGER, Madeline I. Reproduction and development of the South American freshwater stingrays, *Potamotrygon circularis* and *P. motoro*. **Environmental Biology of Fishes**, v. 9, n. 1, p. 3-24, 1983.
- TILMAN, David et al. Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. **Nature**, v. 546, n. 7656, p. 73-81, 2017.

TURNER, Will R. et al. Global conservation of biodiversity and ecosystem services. **BioScience**, v. 57, n. 10, p. 868-873, 2007.

UNEP-WCMC and IUCN (2021), Protected Planet: The World Database on Protected Areas (WDPA) and World Database on Other Effective Area-based Conservation Measures (WD-OECM) [Online], July 2021, Cambridge, **UK: UNEP-WCMC and IUCN**. Available at: [www.protectedplanet.net](http://www.protectedplanet.net).

VANDERWAL, Jeremy et al. Package ‘SDMTools’. R package, 2014.

WICKHAM, Hadley; WICKHAM, Maintainer Hadley. The ggplot package. 2007.

WILLIAMS, John W.; JACKSON, Stephen T.; KUTZBACH, John E. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 14, p. 5738-5742, 2007.