



Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde

Universidade Federal de Mato Grosso Do Sul

Distribuição geográfica das espécies sul-americanas de Podicipedidae

Dinah Vitória dos Santos Madruga



Campo Grande
Abril 2023

**Distribuição geográfica das espécies sul-americanas
de Podicipedidae**

Dinah Vitória dos Santos Madruga

Dissertação apresentada como requisito
para a obtenção do título de **Mestra em
Ecologia**, pelo Programa de Pós-graduação
em Ecologia e Conservação, Universidade
Federal de Mato Grosso do Sul.

Orientador: Rudi Ricardo Laps

Banca avaliadora

Dr. Demetrio Luis Guadagnin

[dlg@ufrgs.br]

Dr. Luisa Maria Diele-Viegas

[luisa.mviegas@gmail.com]

Dr. Thadeu Sobral de Souza

[thadeusobral@gmail.com]

Aqueles que ousaram tentar.

Agradecimentos

Agradeço primeiramente à Deus pela oportunidade de entrar no mestrado e poder desenvolver e aprender sobre uma nova área de pesquisa que em minha visão era (e foi) desafiante e que me permitiu conhecimento. Agradeço especialmente meu orientador Rudi que me acompanha, orienta e, acima de tudo, me acolhe desde o final de minha adolescência. Agradeço a minha família por sempre me apoiar em todas as decisões e confiarem em mim e no meu futuro como aspirante a pesquisadora, por terem aguentado a ausência e por conseguirem entender que, por longos ou curtos dois anos, a carreira virou foco central de minha vida. Agradeço a todos os meus amigos de graduação por estarem comigo no trajeto de descobrir o sonho como ecóloga e aos meus amigos de pós-graduação por me acompanharem e nunca me deixarem desistir. Agradeço aos meus amigos pessoais por sempre me acalantar quando um código não rodava ou quando eu passava semanas evitando olhar o R com medo de não conseguir, por acreditarem em mim, principalmente em um dia me tornar mestre quando eu própria já não acreditava mais. Agradeço em especial a todos aqueles que me ajudaram a desenvolver e entender não apenas o código, mas também o software R como um todo. Karol, Prof Thadeu e Prof Yzel, Ana Almeida, Henrique e Gabriel Tirintan, obrigada por corrigir meus “Error in:”. Por último, e muito importante, agradeço a comunidade de cientistas-cidadãos e usuários de plataformas de auxílio em códigos por serem participativos e engajados na construção de uma ciência mais unida.

Índice

Resumo	I
Abstract	III
<i>Introdução</i>	IV
Metodologia	XIV
<i>Etapa de pré-modelagem</i>	XIV
<i>Modelagem</i>	XVI
<i>Etapa de pós-modelagem</i>	XVIII
Resultados	XVIII
Discussão	XXXVII
<i>Conclusão</i>	XLI
Literatura Citada	XLII

Resumo

Podicipedidae é uma Família da Ordem Podicipediformes caracterizada por possuírem adaptações morfológicas ao ambiente aquático. Esse grupo apresenta uma gama de ameaças e pressões de extinção, sendo elas, principalmente, as ações antrópicas, na qual podemos citar a introdução de espécies exóticas e invasoras, caça e degradação de habitat. Três espécies das vinte e duas da família já estão extintas, e outras oito são consideradas ameaçadas pela IUCN. Uma ferramenta para auxiliar na conservação desse grupo é a modelagem de distribuição de espécies, que identifica áreas potenciais de ocorrência para as espécies da família. O objetivo deste trabalho foi de identificar possíveis variáveis que influenciam a distribuição das espécies sul americanas de Podicipedidae e de prever cenários de distribuição potencial dessas espécies. Para isso, foram realizadas duas modelagens de distribuição de espécies para as espécies Sul americanas de Podicipedidae, sendo a primeira utilizando variáveis bioclimáticas e variáveis de uso de solo e a segunda utilizando apenas variáveis bioclimáticas. Nossos resultados apontaram que a precipitação em meses secos e a temperatura em meses frios são as variáveis que mais influenciam a distribuição desses seres vivos. Ao contrário do que esperávamos, as variáveis de uso de solo (presença de agricultura, presença de pecuária, utilização de nitrogênio e utilização de fósforo) não se provaram influentes na distribuição das espécies. Para cada espécie, 4 modelos foram gerados, um modelo utilizando o algoritmo BIOCLIM com variáveis bioclimáticas e de uso de solo, um modelo utilizando o algoritmo MaxEnt com as variáveis bioclimáticas e de uso de solo, um modelo BIOCLIM apenas com variáveis bioclimáticas e um modelo MaxEnt apenas com variáveis bioclimáticas. O algoritmo BIOCLIM apresentou distribuições potenciais mais restritas para as espécies, incluindo também a extinção de *Podiceps taczanowskii* e uma possível extinção de *Podiceps gallardoi*, enquanto isso, o algoritmo MaxEnt sugeriu novas áreas de ocorrência para as espécies, principalmente em regiões com características climáticas semelhantes.

Abstract

Podicipedidae is a Family from the Order Podicipediformes, characterized by their morphological adaptations to aquatic environments. Specimens of this group are threatened and are exposed to a lot of extinction pressure, mainly due to anthropogenic actions, like invasive and exotic species introduction, hunting and habitat loss. Three of the twenty-two species are extinct, and eight of the living species are considered threatened by IUCN. A tool that helps conservation is the Species Distribution Modelling. This technique makes it possible to predict potential habitat areas for the species of this family. The main goal of this project was to identify variables who could influence South American Podicipedidae's distribution and forecast potential distribution. To achieve these goals we did two species distribution modeling for South American Grebes using the software R, first, we created models using bioclimatic variables and land use, then we created a second series of models, using only bioclimatic variables from Wordclim. Our results show that precipitation on driest months and temperature during coldest months are the variables that most influence Grebe's distribution. Even though we assumed that land use would affect the species distribution, our results didn't prove that, on the contrary, these variables influenced the least. For each species we created 4 different models. The first model was with the BIOCLIM algorithm and included both bioclimatic and land use variables, the second one also used both variables, but it was the MaxEnt algorithm, the third and fourth models were both only using bioclimatic variables, one for BIOCLIM and other to MaxEnt. BIOCLIM was also able to predict some extinctions, it considers *Podiceps taczanowskii* as a non existing species and *Podiceps gallardoi* as a species with almost no chance to be found. Meanwhile, MaxEnt predicted more occurrence areas for all the species, especially when the areas shared similarities in their climate conditions.

Introdução

Conhecidos popularmente como mergulhões, os membros da família Podicipedidae (Ordem Podicipediformes) (Prum et al. 2015) são aves que passaram por processos evolutivos que os levaram a uma adaptação ao ambiente aquático. Devido a isso, algumas características são marcantes nesse grupo, como a presença de pés lobados e asas com formato que reduzem sua adaptação ao voo e propulsionam o movimento de mergulho (Fjeldsa 1983). Devido a essa adaptação de ambiente, as espécies representantes apresentam dieta majoritariamente composta por pequenos vertebrados e invertebrados aquáticos que ocorrem no fundo de corpos d'água (Modde et al. 1996; Fjeldsa & O'Donnel 1997).

Os mergulhões vivem principalmente em corpos de água doce, desde grandes lagos a pequenas lagoas temporárias, usando o litoral marinho somente durante o inverno (Winkler et al. 2020). Preferem lagos eutróficos, com bastante vegetação e produção primária, inclusive utilizando represas e lagoas artificiais (Llimona & del Hoyo 1992). Determinadas espécies possuem especialização na alimentação, sendo que algumas se alimentam de pequenos peixes, enquanto outras usam predominantemente crustáceos e moluscos bentônicos na sua dieta (Llimona & del Hoyo 1992).

Podicipedídeos podem ser restritos em determinadas áreas, em especial em alguns lagos e lagoas, como o Lago Titicaca e o Lago Tota, no Peru (Dinessen et al. 2019; Garcia & Di Marco 2020), logo, um processo de extinção local pode ocasionar não apenas a extinção de uma população, e sim da espécie como um todo (Iski 2011; Pysek et al. 2017; Pouteau et al. 2022). Algumas espécies de Podicipedidae sofrem com a introdução de espécies exóticas, comumente peixes da família Salmonidae (Porcel et al. 2022), que, e tornam melhores competidores que os mergulhões quando se trata de forrageamento. A competição pode levar à falta de recursos alimentares para os mergulhões, por consequência, os indivíduos dessa população necessitam focar mais sua energia em forrageamento do que em reprodução, levando a uma queda populacional (Lancelotti et al. 2016; Lancelotti et al. 2020). Peixes não são as únicas espécies exóticas introduzidas que afetam a estabilidade das populações dessa família. A introdução do vison (*Neogale vison*, Mustelidae) ocasionou uma alta taxa de predação em algumas espécies, sendo um fator que resulta também na diminuição do tamanho populacional (Roesler et al. 2012; Fasola & Roesler 2018).

Esse grupo apresenta representantes ao redor do globo, sendo distribuído em 6 gêneros e 22 espécies (Remsen et al. 2020), com diferentes graus de ameaça e diferentes faixas de distribuição (IUCN 2023). Outras características também podem ser observadas nesse grupo, como a baixa capacidade de locomoção e migração de algumas espécies, que faz com que muitas delas se tornem endêmicas, e a oviposição e formação de ninhos em mata ciliar (Fjeldsa & O'Donnell 1997).

Das 22 espécies de Podicipedidae, nove ocorrem ou ocorreram na América do Sul. Dentre essas, uma espécie está extinta e três possuem algum nível de ameaça, de forma que metade das espécies viventes ameaçadas na família são sul-americanas. A seguir, relatamos o processo histórico de extinção global de *Podilymbus gigas*, *Podiceps andinus* e *Tachybaptus rufolavatus* e também os dados de conservação e ameaça para as espécies sul-americanas viventes de Podicipedidae.

Podilymbus gigas Griscom, 1929 possuía apenas uma população, restrita ao Lago Atitlán na Guatemala, e que teve sua maior estimativa populacional em 1929, com um total de 400 indivíduos. Contudo, a população passou por uma acentuada diminuição populacional entre 1960-1965 devido à introdução do peixe *black-bass* (*Micropterus salmoides*) em 1960, que reduziu sua população a 80 indivíduos, o que levou ao desenvolvimento de um programa de conservação para a espécie e criação de um parque nacional. Porém, o principal fator que levou a uma drástica redução populacional foi um terremoto ocorrido em 1976 com

diminuição de 5 metros do nível da água do lago, que levou a uma perda de 50% de toda a fauna e flora do parque (Fjeldsa 1984).

A população também passou por outros fatores que contribuíram com sua extinção, como a construção de hotéis, casas e tanques de pesca próximas ao habitat, por desavenças político-sociais no início da década de 80 que fez com que o Centro de Visitação para a Observação dos indivíduos tenha sido tomada pelo Ministério da Defesa (LaBastille 1983); também uma possível hibridação ou competição com *Podilymbus podiceps* que colonizou o lago em meados da década de 80 (Hunter 1988). A espécie foi declarada como extinta na década de 90 (O'Donnel & Fjeldsa 1997, Llimona *et al.* 2020a).

Podiceps andinus (Meyer de Schauensee 1959) era uma espécie endêmica da Colômbia (Bogotá, Ubaté e Lago Tota). Fjeldsa (1984) aponta que a espécie passou por várias extinções locais em diferentes períodos a partir de relatos de moradores, tendo um declínio populacional entre 1940-1993, ano que foi declarada oficialmente extinta. (Fjeldsa 1993). Entre 1940-1950 a espécie foi extinta da planície inundável de Bogotá devido à erosão severa do solo. Durante a década de 1970 houve um declínio repentino da espécie no Lago Tota (onde a espécie era considerada abundante), sendo sua última observação em 1977. A drenagem para agricultura, com consequente diminuição da lâmina de água do Lago Tota, parece ser a principal causa da extinção, aliada a outros fatores (eutrofização dos corpos d'água devido ao uso de fertilizantes, poluição e o acúmulo de pesticidas) (Llimona *et al.* 2020b). A introdução da truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) também pode ter auxiliado a extinção local no Lago Tota por exclusão competitiva. *Podiceps andinus* foi declarado oficialmente extinto em 1993.

Tachybaptus rufolavatus (Delacour, 1932) era uma espécie residente do Lago Alaotra (Madagascar). O último registro da espécie foi realizado em 1988, sendo em 1995 a data estimada de extinção (Wilmé 1994; Thompson *et al.* 2019). Os principais fatores para sua extinção foram a caça ilegal, pesca por rede de arrasto (que diminuiu a quantidade de peixes), assoreamento do lago, mudança da paisagem para plantio de arroz, erosão do solo, introdução de espécies de peixes exóticos (*Tilapia* spp., *Ophiocephalus* spp. e *Micropterus salmoides*) e eutrofização devido à introdução de macrófitas exóticas (*Salvinia* spp. e *Eichhornia crassipes*) (O'Donnel & Fjeldsa 1993; Wilmé 1994).

Em 1997, O'Donnel & Fjeldsa elaboraram um levantamento do *status* de conservação da família e também o plano de ação para conservação das espécies da família. Com base neste levantamento, foram identificados 3 fatores ambientais principais como ameaças para essa família:

- 1- Introdução de espécies exóticas (salmonídeos e mustelídeos);
- 2- Degradação de habitat (assoreamento, drenagem e *input* de adubos agrícolas);
- 3- Caça

Segue um levantamento do status de conservação e possíveis ameaças para as espécies sul-americanas da família Podicipedidae: *Rollandia microptera* (Gould, 1868) é uma espécie endêmica da região Altiplana do Lago Titicaca (Fronteira Peru-Bolívia) (Fig.1-G). Algumas ameaças às populações da espécie são as mudanças de paisagens, caça, poluição, diminuição de mata ciliar, introdução de peixes exóticos. Porém a pesca comercial parece ser a principal ameaça, pois os indivíduos morrem afogados ao ficarem presos em redes de pesca (O'Donnel & Fjeldsa 1997; Konter 2006; Martinez *et al.* 2006). O último censo realizado em 2006 constatou a existência de 2582 indivíduos (Martinez *et al.*, 2006).

Podiceps tackzanowski Berlepsch & Stolzmann, 1894 é uma espécie endêmica do Lago Junín (Peru) (Fig.1-C). A espécie tem sofrido um declínio populacional extremo (Dinesen *et al.* 2019), mantendo apenas 14% da sua população original, sendo a principal causa de ameaça a degradação de habitat devido a contaminação de água resultante de atividades humanas (US Fish And Wildlife Service 2012).

Podiceps gallardoi Rumboll, 1974 é uma espécie endêmica da Província de Santa Cruz (Argentina) (Fig.1-D), sua população foi reduzida em 80% entre 1985 e 2010 (Roesler *et al.* 2012). As principais causas de ameaça da espécie são a predação pelo vison (*Neogale vison* (Schreber, 1777)) (Peris *et al.* 2009) e à competição com a truta arco-íris (Roesler *et al.* 2012).

As outras cinco espécies da família que ocorrem na América do Sul são consideradas como Menos Preocupante, sendo elas:

Podiceps major (Boddaert 1783) tem distribuição na América do Sul na Argentina, Brasil, Chile, Paraguai e Peru (Fig.1-A). Não se sabe o tamanho da população, mas estima-se que sejam aproximadamente 50.000 indivíduos, a população está estável e não possui nenhuma ameaça identificada (O'Donnel & Fjeldsâ 1983; IUCN 2021).

Podiceps occipitalis Garnot, 1826 ocorre na Argentina, Chile, Bolívia e Paraguai (Fig.1-B), não ocorrendo mais eventos de reprodução na Bolívia e Paraguai. A população está em declínio, porém não há ameaças identificadas até o momento.

Podilymbus podiceps (Linnaeus, 1758) está amplamente distribuído na América do Sul (Fig.1-E), A espécie possui populações estáveis e não possui nenhuma ameaça identificada (IUCN 2021).

Rollandia rolland (Quoy & Gaimard, 1824) é uma espécie nativa do Uruguai, onde se reproduz, mas que também ocorre em outros países como a Argentina, Bolívia, Brasil, Chile, Paraguai e Peru (Fig.1-F). A população está em declínio, mas não foram identificadas as ameaças.

Tachybaptus dominicus (Linnaeus, 1766) possui ampla distribuição na América do Sul (Fig.1-H). A espécie está estável e há uma estimativa de 9.300-93.000 indivíduos adultos, não existindo ameaças identificadas para a espécie (IUCN, 2021).

Atualmente já se é entendido o efeito da introdução de espécies exóticas e das adaptações morfológicas ao ambiente aquático (modificação de asa e membros posteriores) nas populações de Podicipedidae, em especial, em suas áreas de ocorrência. Contudo, mantém-se ainda uma lacuna de conhecimento sobre como as características bióticas (temperatura, altitude, precipitação, uso do solo e outros fatores ambientais) podem influenciar a abrangência dessas espécies, e as alterações antrópicas no seu hábitat de ocorrência.

Keller & Korner-Nievergelt (2019) estudaram o efeito de fatores climáticos e da introdução de fosfato no crescimento populacional de *Podiceps cristatus*. Embora a adição de fosfato em ambientes aquáticos favoreça o processo de eutrofização, que não será necessariamente maléfica para as aves aquáticas., Ambientes aquáticos com um aumento na concentração de fosfato e que mantém boa visualização do corpo d'água (ambientes não turvos que se situam na faixa de mesotrófico para eutrófico) influenciaram positivamente o crescimento populacional de *P. cristatus*, e que condições climáticas com ventos fortes durante o período de reprodução influenciavam negativamente o crescimento populacional da espécie. O mesmo fator foi observado com outras espécies de Podicipedidae na região do Mar Morto (Robledano *et al.* 2011). Dessa forma, entende-se que a disponibilidade de nutrientes (como fósforo e nitrogênio) acompanhado de variações bruscas de temperatura influenciam a tendência de uma espécie de Podicipedidae em ocorrer em um local.

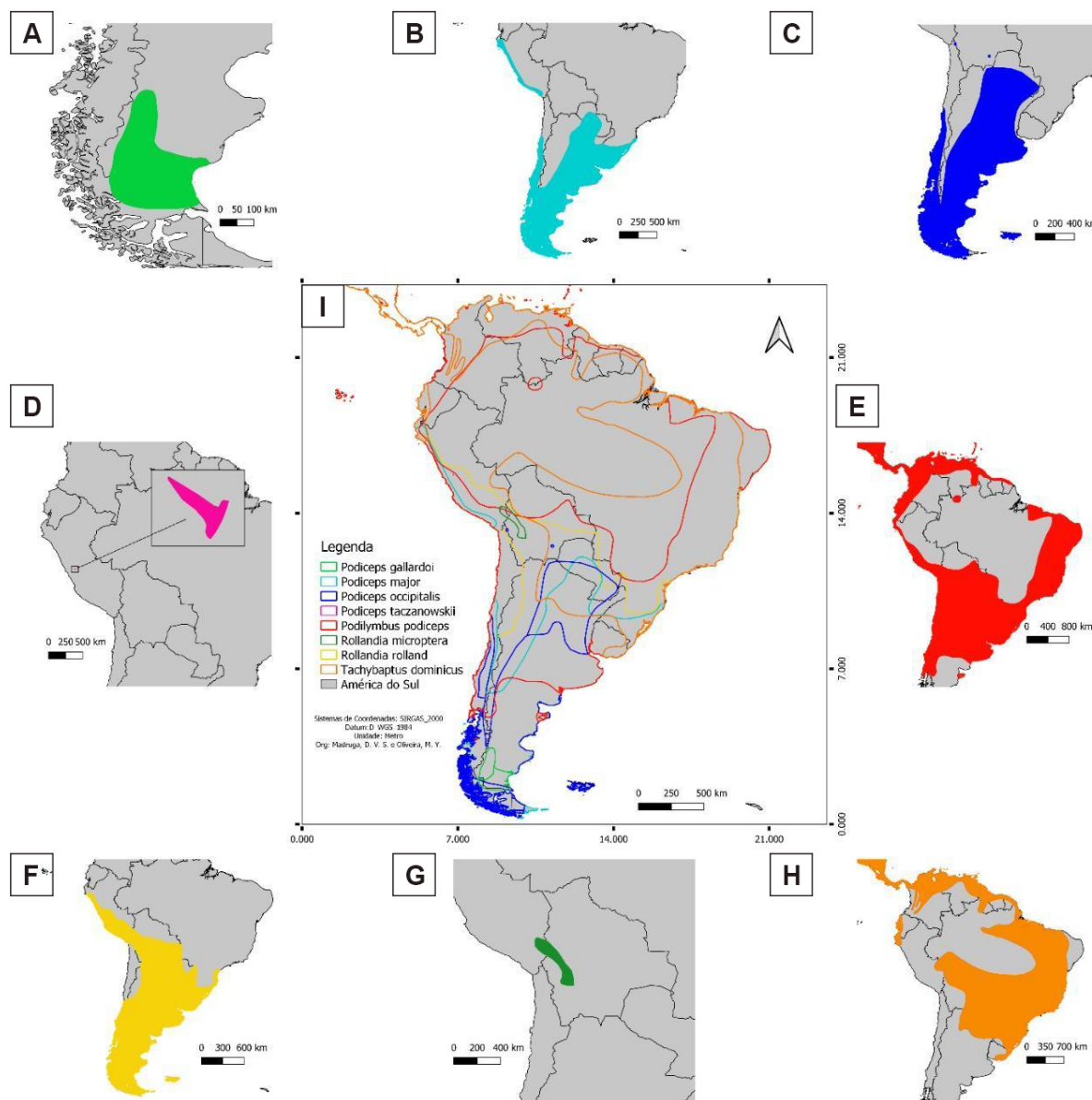


Figura 1: Distribuição atual das espécies a serem estudadas. A- *Podiceps gallardoi*; B- *Podiceps major*; C- *Podiceps occipitalis*; D- *Podiceps taczanowskii*; E- *Podilymbus podiceps*; F- *Rollandia rolland*; G- *Rollandia microptera*; H- *Tachybaptus dominicus*; I- Mapa de distribuição geral das espécies. Dados de distribuição fornecidos pela BirdLife.

Uma forma de entender a distribuição de espécies a partir de preditores ambientais é criando modelos de distribuição (Zimmermann et al. 2010). A modelagem de distribuição de espécies é uma ferramenta auxiliar e essencial no planejamento de conservação de espécies, ela se baseia nos pontos de ocorrência atuais de uma espécie para poder prever outros possíveis locais de ocorrência (Tulloch et al. 2015). Ela também é capaz de prever a distribuição de espécies em diferentes cenários climáticos futuros (Li et al. 2015), a invasão de espécies (Srivastava et al. 2019), propagação de doenças e auxiliar em diversos outros tipos de estudo (Tulloch et al. 2015). Essa ferramenta tem por base teórica o conceito de nicho desenvolvido por Grinnell e trabalhado historicamente por diversos autores, sendo o mais recente teorizado por Hutchinson, que traz o conceito do nicho n-dimensional definido

como o hiper-volume das variáveis ambientais, em que cada ponto corresponde ao estado do ambiente em que a espécie pode existir indefinidamente (Peterson 2011).

Essa ferramenta pode ser usada em duas linhas diferentes, a modelagem correlativa e a modelagem mecanicista. As modelagens podem ser correlativas, que levam em consideração a distribuição atual da espécie e assume que a sua distribuição atual é um bom indicador das necessidades ecológicas da espécie, ou mecanicista, que inclui no modelo as características fisiológicas da espécie (características morfológicas relacionadas ao funcionamento do organismo) (Kearney & Porter 2009).

Modelos de distribuição de espécies usam como fonte três características de uma espécie: (i) as características bióticas, que podem ser definidas por seus fatores fisiológicos e comportamentais; (ii) as características abióticas, que são as características físicas do ambiente de ocorrência da espécie, como as variáveis bioclimáticas (temperatura, precipitação, umidade, altitude e entre outros), dados de uso de solo e cobertura da paisagem (obtidos por sensoriamento remoto), tipos de solo e topografia; e (iii) a capacidade de dispersão dessa espécie (Peterson et al. 2011). A partir desses dados, essa ferramenta computacional é capaz de fazer previsões sobre a possível ocorrência da espécie a ser estudada (Peterson & Sóberon 2012). Essas distribuições podem ser modeladas (previstas) a partir de ferramentas computacionais de modelos ecológicos, tais qual a modelagem de distribuição de espécies e a modelagem de nicho ecológico (Miller 2010).

O grupo das aves é um grupo modelo para estudos ambientais devido à sua sensibilidade a alterações no ambiente, sendo afetadas de diferentes formas. Nas aves, as alterações de habitat podem influenciar sua distribuição (Peterson et al. 2001; Peterson 2003), reprodução (Halupka & Halupka 2017), suas interações ecológicas (Samplonius & Both, 2019), sua distribuição e abundância de espécies comuns (McClure et al. 2012), seus padrões de movimentação/migração (Rushing et al. 2020) e interferir nos processos evolutivos dos táxons (Raposo do Amaral et al. 2021).

Como Podicipedidae possui representantes espalhados em todas as porções continentais da Terra, contendo tanto espécies endêmicas e espécies amplamente distribuídas, por ser uma família caracterizada por sua grande sensibilidade a alterações de habitat, ser de fácil identificação por observadores de aves e por apresentar uma considerável quantidade de espécies ameaçadas, há um interesse em utilizar esse grupo como modelo para estudos de macroecologia, neste caso, para estudar o impacto de mudanças climáticas em aves.

Tendo em vista a restrição desses organismos a ambientes aquáticos e sua baixa capacidade de mobilidade, cria-se a pergunta: “O tipo de uso do solo ao redor de corpos d’água influenciam a área de ocorrência das espécies sul-americanas de Podicipedidae?”. Nesse contexto, entende-se como “uso do solo” a presença de agricultura e pecuária e a aplicação de fósforo e nitrogênio. Outra pergunta que surge é “Qual a distribuição potencial das espécies sul-americanas de Podicipedidae?”

Como podicipedídeos possuem uma relação direta com a qualidade do habitat (ambiente oligotrófico-eutrófico) e que, há um aumento populacional em ambientes mesotróficos, a hipótese criada é de que a aplicação de nitrogênio e fósforo sejam responsáveis por explicar, em sua maioria, a distribuição das espécies sul-americanas de Podicipedidae quando em comparação com a presença de agricultura e pecuária.

O objetivo geral deste trabalho é o apontar se o uso do solo (aplicação de nitrogênio, fósforo, pecuária e agricultura) influencia na distribuição das espécies sul-americanas de Podicipedidae. Por objetivos específicos, procura-se identificar áreas potenciais de ocorrência para cada espécie sul-americana de Podicipedidae, e explorar preditores ambientais que influenciem a distribuição dessa família para a América do Sul.

Para a realização da modelagem de distribuição de espécies, é necessária a elaboração de premissas. Neste trabalho, seguimos as premissas apresentadas por Zurell et al. (2020), sendo elas:

1. Não houve erros de coleta, tanto quanto à identificação da espécie quanto de localização em coordenada de cada registro feito por cada colaborador.
2. Cada registro realizado em uma coordenada diferente em datas diferentes representa informações diferentes (novas) e cada registro realizado na mesma coordenada e na mesma data representa informações iguais.

Metodologia

Etapas de pré-modelagem

A etapa de pré-modelagem é entendida como a organização dos dados e escolha das variáveis para a realização da modelagem em si. Dentro da pré-modelagem se é feita uma análise multivariada (como a análise de componentes principais, análise fatorial, correlação de Pearson e análise de inflação de variância).

Por se tratar de um estudo em ampla escala temporal e espacial, são utilizados dados previamente coletados (por outros pesquisadores ou cientistas-cidadãos) fornecidos por Plataformas de Informação. Para o presente trabalho, foram coletados os registros de ocorrências de Podicipedidae via GBIF (Global Biodiversity Information Facility). O GBIF é uma plataforma de dados de biodiversidade alimentada por informações de cientistas cidadãos, fornecendo então várias informações em uma ampla escala temporal e espacial (GBIF, 2023).

Foram inseridos ao *software* R os registros para cada espécie, filtrando-se apenas os registros de presença, de observação humana, com inclusão de coordenadas e registros feitos entre 1980 e 2020.

Para a filtragem de localização de registros, utilizou-se a seleção de registros por polígono (em que se delimita manualmente a área geográfica em que serão coletados os registros), sendo as coordenadas do polígono: -84.34111 2.22608,-79.38442 -56.62526,-65.13396 -57.96417,-26.71964 -13.14612,-37.2526 1.60685,-73.80815 17.44054,-84.34111 2.22608.

O arquivo *shapefile* com a extensão da América do Sul foi obtido da Universidade do Texas (GeoData). Os arquivos tif que contém as variáveis (raster) referentes aos dados de nitrogênio liberado no solo, fósforo liberado no solo, áreas de agricultura, áreas de pasto e áreas de modificações globais humanas foram obtidos via NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC). As variáveis bioclimáticas foram fornecidas pelo Departamento de Ciências Políticas e Ambientais. Todos os rasters foram padronizados para a resolução de 5 minutos.

Os conjuntos de dados foram inseridos no R utilizando o pacote “*rgbif*” (Chamberlain et al. 2022). Após isso, foi criado um conjunto de dados que continham os dados de latitude, longitude, catálogo da espécie, data mês e ano da coleta. Embora se use apenas os dados de latitude e longitude, separa-se esses outros dados para que se removam os dados duplicados (mesma data e localização). Para visualização do conjunto de dados no mapa, foi utilizado o pacote *ggplot* (Wickham 2012). A identificação de pontos com coordenadas incorretas foi feita utilizando a função *which* do pacote base do software R. A remoção de duplicatas e pontos com dados ausentes foram removidas utilizando o pacote *dplyr* (Jocker et al. 2020).

A inserção do arquivo *shapefile* no R se deu utilizando o pacote *sf* (Pebesma 2018), e sua visualização foi feita pelo *ggplot*. Os arquivos tifs (variável) para dados ambientais não climáticos foram inseridos no programa utilizando o pacote *raster* (Hijmans et al. 2013) e suas visualizações foram feitas com o *ggplot* e *rasterVis*. Os dados climáticos foram inseridos

no software utilizando a função “getData” do pacote *raster*. Os recortes dos arquivos .tif para o formato do shapefile foram feitos utilizando a função “crop” do pacote *raster*.

Após o ajuste das camadas (“layers”) ao contorno do arquivo *shapefile*, os rasters foram interpolados (preenchimento de células sem informações) utilizando o software Qgis. A partir dessas camadas interpoladas, foi necessário fazer um ajuste nas dimensões do número de colunas, linhas, células e tamanho das células, para isso, foi utilizado a função *resample* do pacote *raster*. Dessa forma, todas as camadas passaram a ter as mesmas dimensões.

Após incorporar os registros advindos do GBIF no *shapefile*, houve uma limpeza para evitar a super amostragem. Dessa forma, criou-se células no mapa em que seria possível ocorrer apenas um registro por célula utilizando o pacote *dplyr*. Todos os arquivos foram modificados para um modelo uniforme, padronizando-os então para o formato RASTER e o DATUM (Sistema de Coordenadas Geográficas) em WGS84.

A Análise de Componentes Principais (PCA) reduzirá o número de variáveis em algumas dimensões. Cada dimensão (componente principal) explica em porcentagem o conjunto de dados. A PCA é capaz de indicar quais variáveis estão mais correlacionadas entre si. Dessa forma, se torna uma ferramenta indicada para a Modelagem de Distribuição de Espécies.

A seleção das variáveis para a modelagem se deu utilizando a Análise de Componentes Principais (PCA). A PCA foi feita dentro do software R utilizando o pacote “factoextra”. Após a PCA, foi feita uma análise referente a biologia do grupo e dessa forma, escolhemos as variáveis para seguir na modelagem.

Modelagem

Diferentes algoritmos podem ser utilizados para criar modelos de distribuição de espécies. Esses algoritmos podem ser de modelo-envelope, no qual se leva em consideração apenas os dados de presença, tal qual o Bioclim, que foi um dos primeiros algoritmos a serem desenvolvidos para o uso dessa ferramenta (Booth 2018). Os algoritmos podem ser também de *machine-learning*, em qual irão criar *backgrounds* ou pseudo-ausências a fim de montar cenários preditivos de ocorrência de espécies (Yackulick et al. 2013).

A Area Under the Curve (AUC) é a área espacial formada entre o valor de corte (ROC) e os valores encontrados dos pontos na área por cima do ROC. Ela varia de 0-1, quanto mais próximo do 1, mais preciso o modelo, quanto mais próximo do zero, mais impreciso o modelo. O último fator a ser analisado é o Threshold. O threshold indica o ponto de corte, quanto mais alto o valor de corte de um modelo, menor será a taxa de falsos positivos, e quanto menor o ponto de corte, menor será a taxa de falsos positivos.

No software R, foi inserido o conjunto de dados de pontos de registros obtidos da limpeza dos dados. Também foi inserido ao software, os rasters selecionados após a PCA, esses foram unificados pela função *stack*. Os valores de treino e de teste foram feitos utilizando o pacote “dismo” (Hijmans et al. 2017). Os pontos de background foram criados a partir da função “randomPoints”.

A análise do Bioclim foi feita utilizando a função “bioclim” e seu mapa foi gerado a partir da função “predict”. A análise do maxent foi feita utilizando a função “maxent” e o mapa foi gerado a partir da função “predict”. Os valores do ROC-AUC e threshold foram analisados junto ao código.

Etapas de pós-modelagem

Após a modelagem, é feita uma verificação dos dados obtidos e comparação dos modelos. A partir da modelagem realizada, instaurou-se a necessidade de criar novos modelos, utilizando apenas variáveis bioclimáticas.

Resultados

Para todas as espécies foram coletados 184.442 registros, após a limpeza, totalizaram 11.835. Os dados de registros e limpezas para cada espécie podem ser observados na Tabela 1. As espécies com maiores distribuições apresentaram um maior número de registros pós-filtragem (1 ponto por célula). Em espécies com distribuição mais restrita, a limpeza de 1 ponto por célula foi mais expressiva, tendo em vista que muitos pontos ocorriam dentro de uma célula apenas. A espécie com maior número de pontos para a análise foi *Podilymbus podiceps* e a espécie com menor número de ponto para a análise foi *Podiceps tackzanowskii*, sendo estas, respectivamente, as espécies com maior área de distribuição e menor área de distribuição.

A análise de componentes principais (PCA) criou dois componentes principais. O primeiro componente principal apresentou a variável bioclimática número 6 (temperatura mínima do mês mais frio) como variável principal, correspondendo a 44.9% da variação (Figura 4). O segundo componente principal apresentou como variável principal a variável bioclimática número 14 (precipitação do mês mais seco), correspondendo a 15% da variação (Figura 5). Outros 8 componentes foram criados (Figura 2 e 3).

As variáveis escolhidas com base na PCA e na biologia do grupo, tendo em vista o objetivo exploratório do trabalho foram: Uso do solo (agricultura e pecuária), aplicação de fertilizantes (nitrogênio e fósforo), e as variáveis bioclimáticas 6 (temperatura mínima do mês mais frio) e 14 (Precipitação do mês mais seco). Foram criados 16 mapas diferentes com a previsão de áreas potenciais de ocorrência para cada espécie, sendo dois para cada espécie, o primeiro com o algoritmo Bioclim e o segundo com o algoritmo Maxent (Figuras 6,7 e 8).

Os valores da análise de ROC-AUC variaram dependendo da espécie. O algoritmo BIOCLIM apresentou valores altos de correlação para as espécies *Rollandia microptera* e *Podiceps gallardoi* e altos valores de AUC para *Rollandia microptera*, *Rollandia rolland* e *Podiceps occipitalis*. Quanto ao modelo MaxEnt, o valor de correlação foi alto para *Rollandia microptera* e todos os valores de AUC foram altos. Os valores de correlação, AUC e Threshold podem ser visualizados na Tabela 2.

Tabela 1. Resultado da coleta e manipulação de dados no GBIF para as espécies sul-americanas de Podicipedidae viventes. Na primeira coluna encontra-se o número de registros advindos do GBIF, na segunda coluna encontra-se o número de registros após a remoção de duplicatas e dados ausentes (NA). Na terceira coluna encontra-se o número de registros após filtragem e limpeza de cada célula (1 registro por célula).

Espécie	Nº de registros coletados	Nº de registros pós limpeza	Nº de registros pós filtragem
<i>Podiceps gallardoi</i>	1835	1030	117
<i>Podiceps major</i>	44452	29439	723
<i>Podiceps occipitalis</i>	22500	14799	1793
<i>Podiceps tackzanowskii</i>	228	171	11
<i>Podilymbus podiceps</i>	51314	33470	3686
<i>Rollandia microptera</i>	1100	938	95
<i>Rollandia rolland</i>	47369	30689	3084
<i>Tachybaptus dominicus</i>	15644	10757	2326
Total	184442	121293	11835

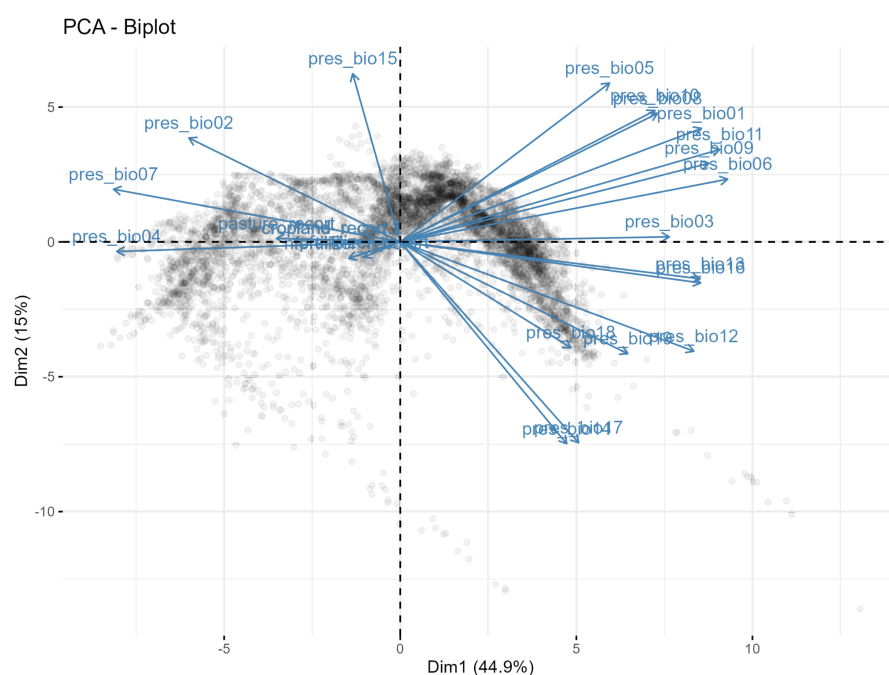


Figura 2. Resultado da análise de componentes principais (PCA) em biplot em que cada seta representa uma variável diferente. Neste gráfico pode-se observar a criação de duas dimensões principais que incorporam diferentes variáveis bioclimáticas e de uso de solo. Uma dimensão com 44.9% da explicação dos dados e uma segunda dimensão com 15%.

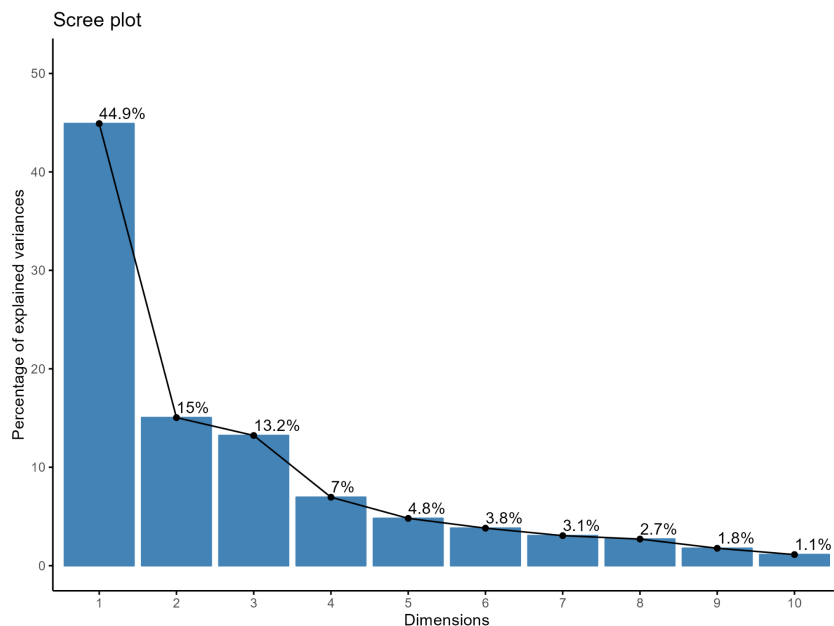


Figura 3. *Scree Plot* (histograma) com o resultado da contribuição de cada uma das dimensões análise de componentes principais (PCA) realizada para as variáveis bioclimáticas e de uso do solo. Neste gráfico é possível observar 10 dimensões diferentes. Este gráfico apresenta a porcentagem de contribuição de cada uma das dimensões criadas na análise de componentes principais. A dimensão que mais explica a variância dos dados é a dimensão número um, com a porcentagem de explicação de 44.9%, e a dimensão com a menor porcentagem de explicação é a 10, que explica apenas 1,1% da variação dos dados.

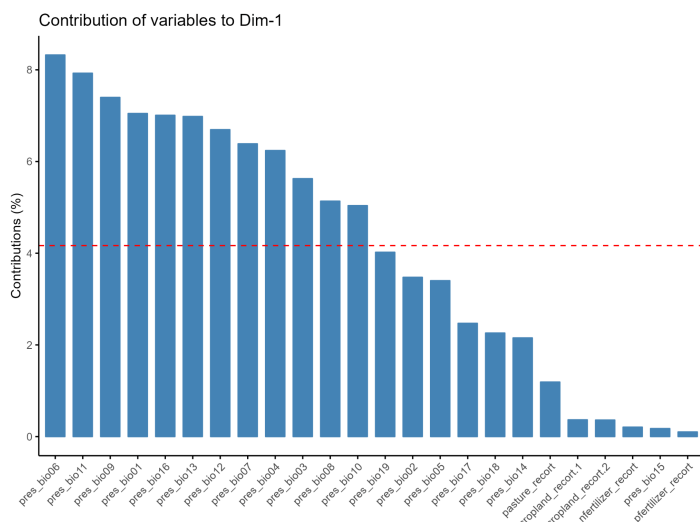


Figura 4: Histograma com a porcentagem de contribuição de cada variável bioclimática e de uso de solo para a criação do componente principal um (dimensão 1). Pode-se observar a maior contribuição da variável bioclimática seis (temperatura mínima do mês mais frio), com mais de 80% de contribuição, e uma menor contribuição da variável de solo de aplicação de nitrogênio, com quase 0% de contribuição.

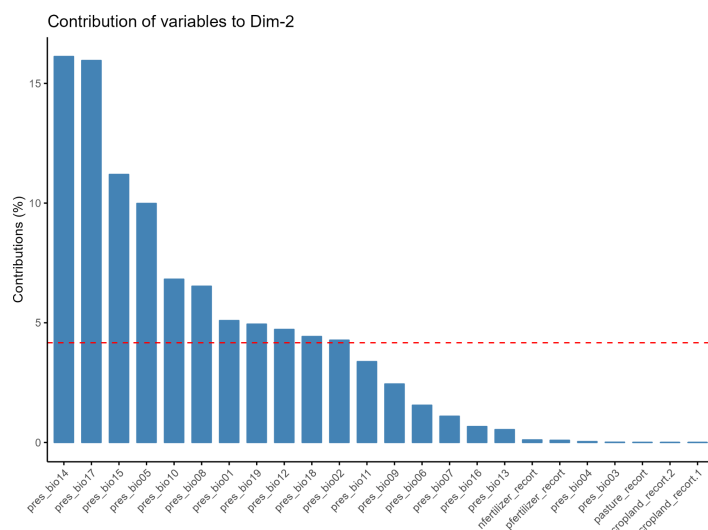


Figura 5. Histograma com a porcentagem de contribuição de cada variável bioclimática e de uso de solo para a criação do componente principal dois (dimensão 2). As variáveis 14 (precipitação do mês mais seco) e 17 (precipitação do quartil mais seco) foram as que apresentaram maior contribuição, e a menor contribuição da variável de uso de solo “área de agricultura”, com nenhuma contribuição.

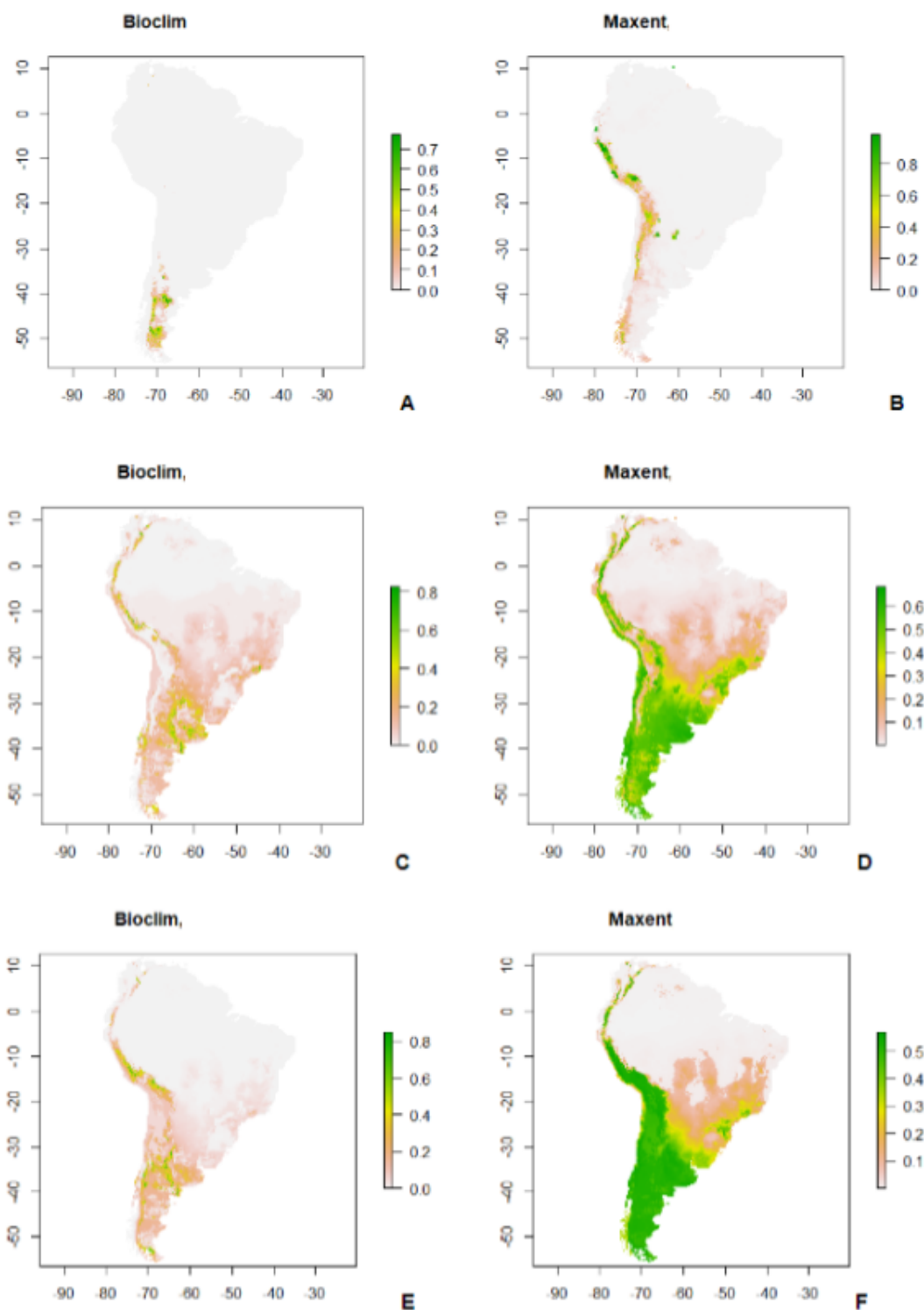


Figura 6. Mapa de predições gerados para: *Podiceps gallardoi* (A-BIOCLIM e B-MaxEnt), *Podiceps major* (C-BIOCLIM e D-MaxEnt) e *Podiceps occipitalis* (E-BIOCLIM e F-MaxEnt).

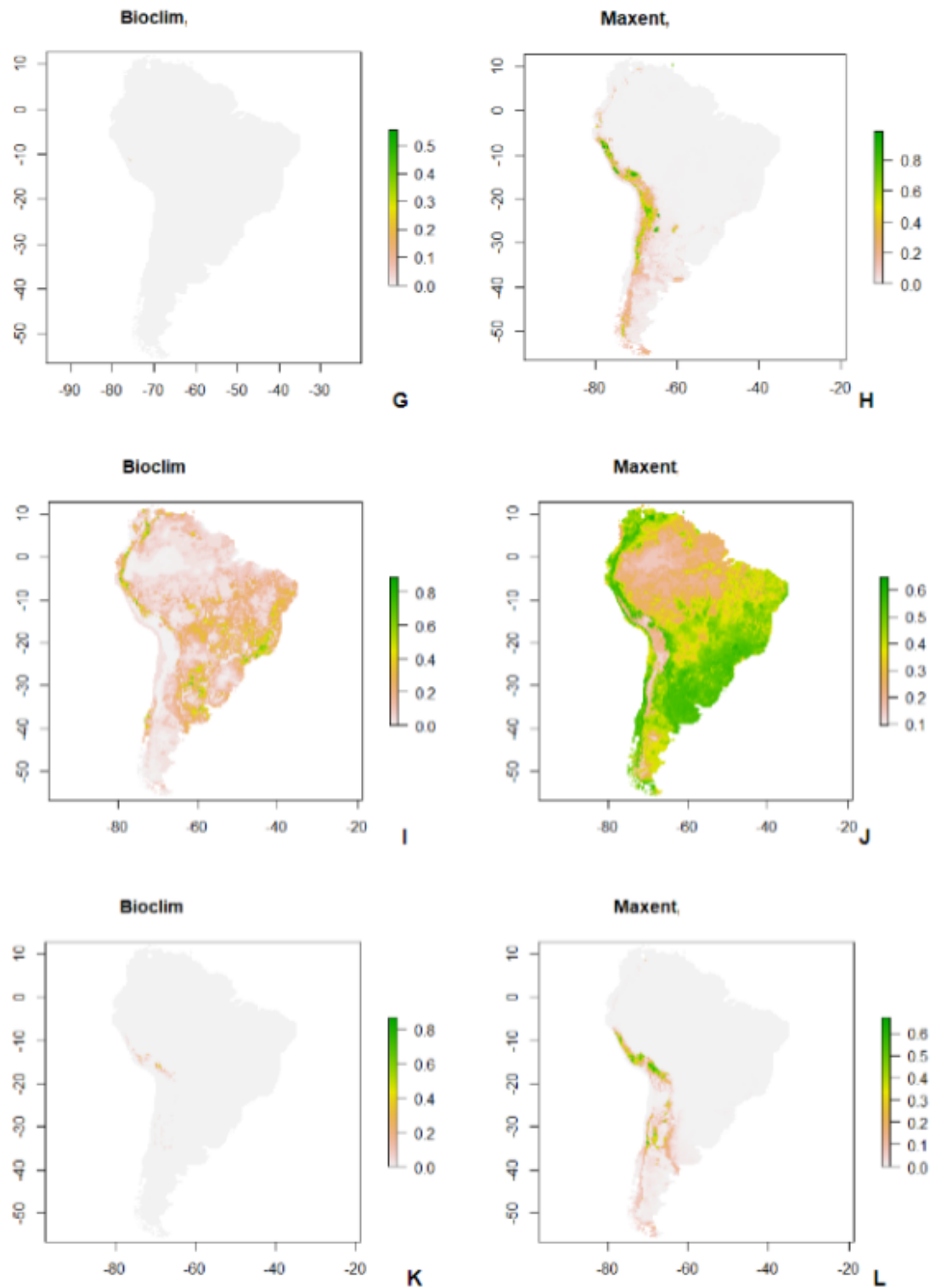


Figura 7. Mapa de distribuição potencial das espécies para *Podiceps taczanowskii* (G-BIOCLIM e H-MaxEnt), *Podilymbus podiceps* (I-BIOCLIM e J-MaxEnt), e *Rollandia microptera* (K-BIOCLIM e L-MaxEnt).

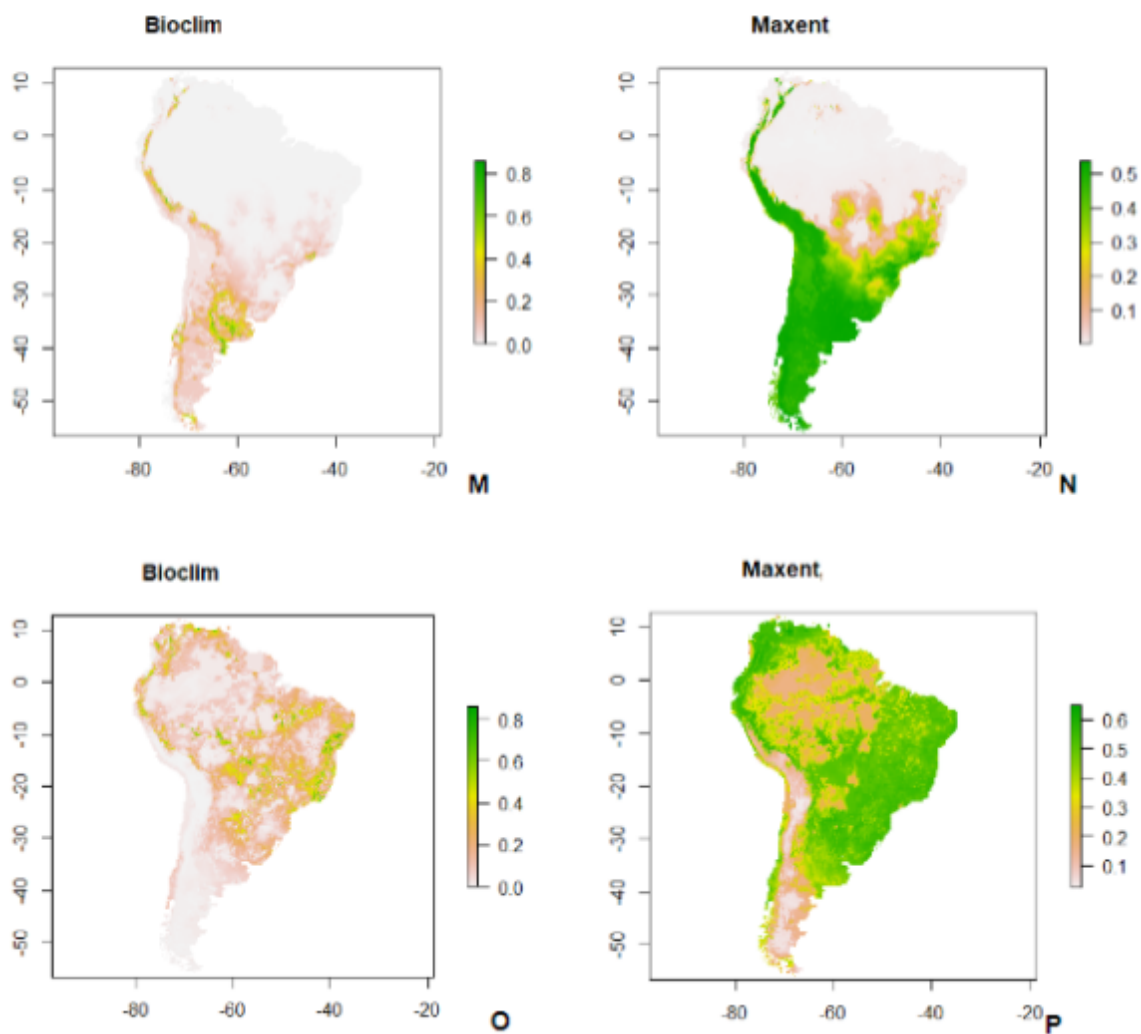


Figura 8. Mapa de distribuição potencial de espécies para *Rollandia rolland* (M-BIOCLIM e N-MaxEnt) e *Tachybaptus dominicus* (O-BIOCLIM e P-MaxEnt).

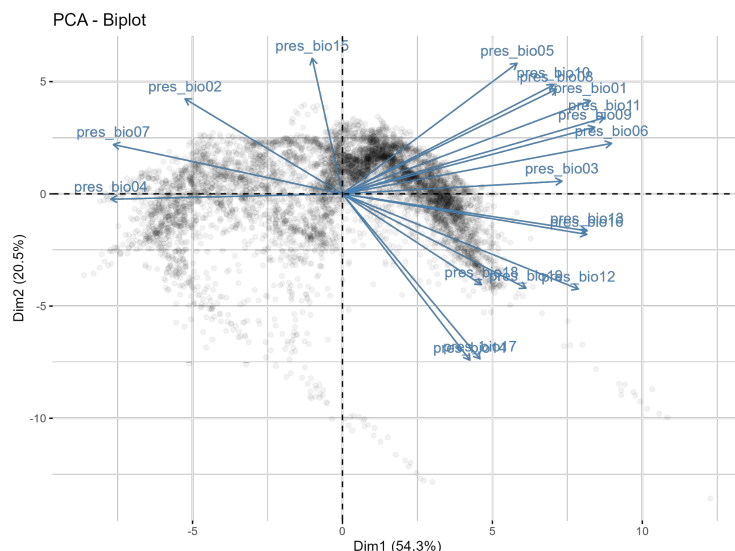


Figura 9. Resultado da análise de componentes principais (PCA) em biplot para as variáveis bioclimáticas. Neste gráfico pode-se observar a criação de duas dimensões principais que combinam diferentes variáveis, este gráfico apresenta duas dimensões principais, a primeira com 54.3% da explicação dos dados e uma segunda dimensão com 20.5% dessa explicação.

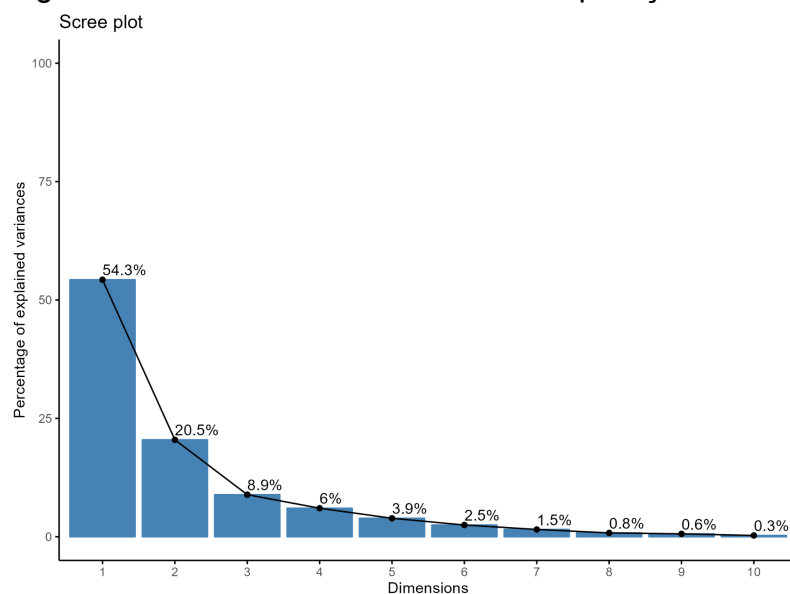


Figura 10. *Scree Plot* (histograma) com o resultado da contribuição de cada dimensão da análise de componentes principais (PCA). Neste gráfico é possível observar 10 dimensões diferentes. Sendo a primeira com 54.3% e a última com 0.3%.

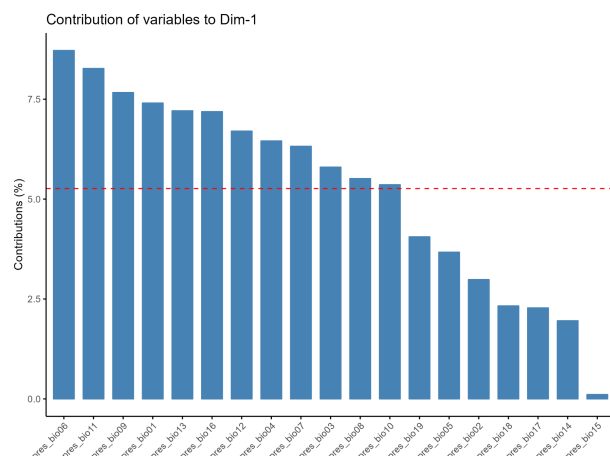


Figura 11. Porcentagem de contribuição de cada variável na dimensão 1 para a PCA com variáveis bioclimáticas. As variáveis 6 (temperatura mínima do mês mais frio) e 11 (temperatura média do quartil mais frio) apresentaram maior contribuição.

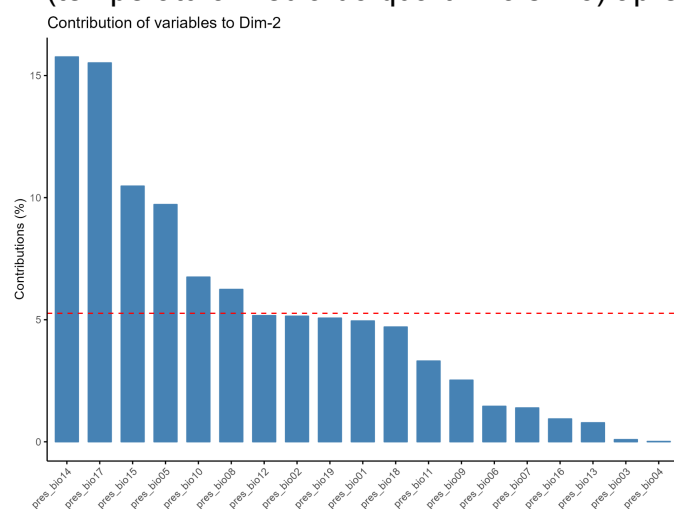


Figura 12. Porcentagem de contribuição de cada variável na dimensão 2 para a análise com variáveis bioclimáticas. As variáveis 14 (precipitação do mês mais seco) e 17 (precipitação do quartil mais seco) foram as que apresentaram maior contribuição.

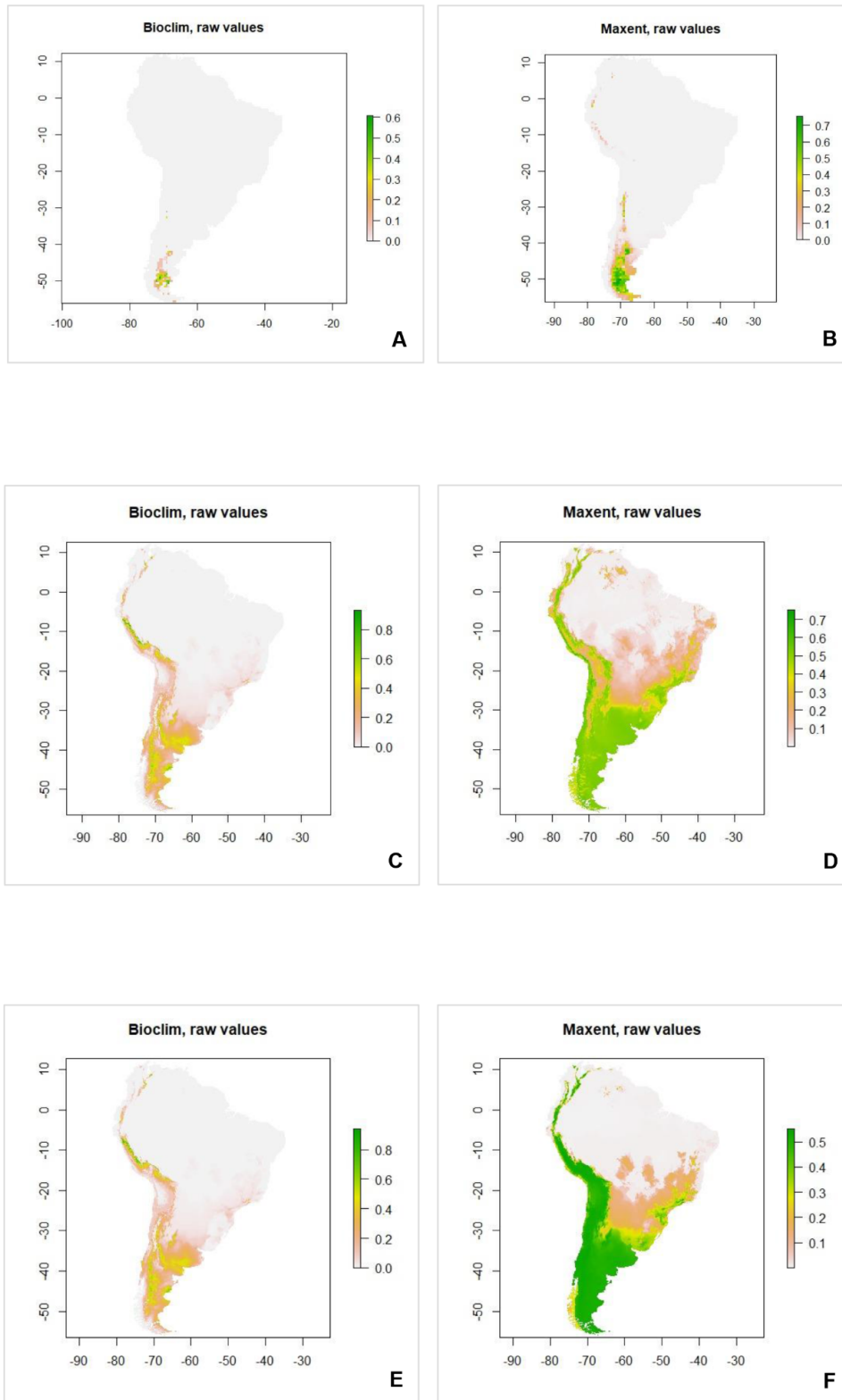


Figura 13. Segundo mapa de predições gerados para: *Podiceps gallardoi* (A-BIOCLIM e B-MaxEnt), *Podiceps major* (C-BIOCLIM e D-MaxEnt) e *Podiceps occipitalis* (E-BIOCLIM e F-MaxEnt).

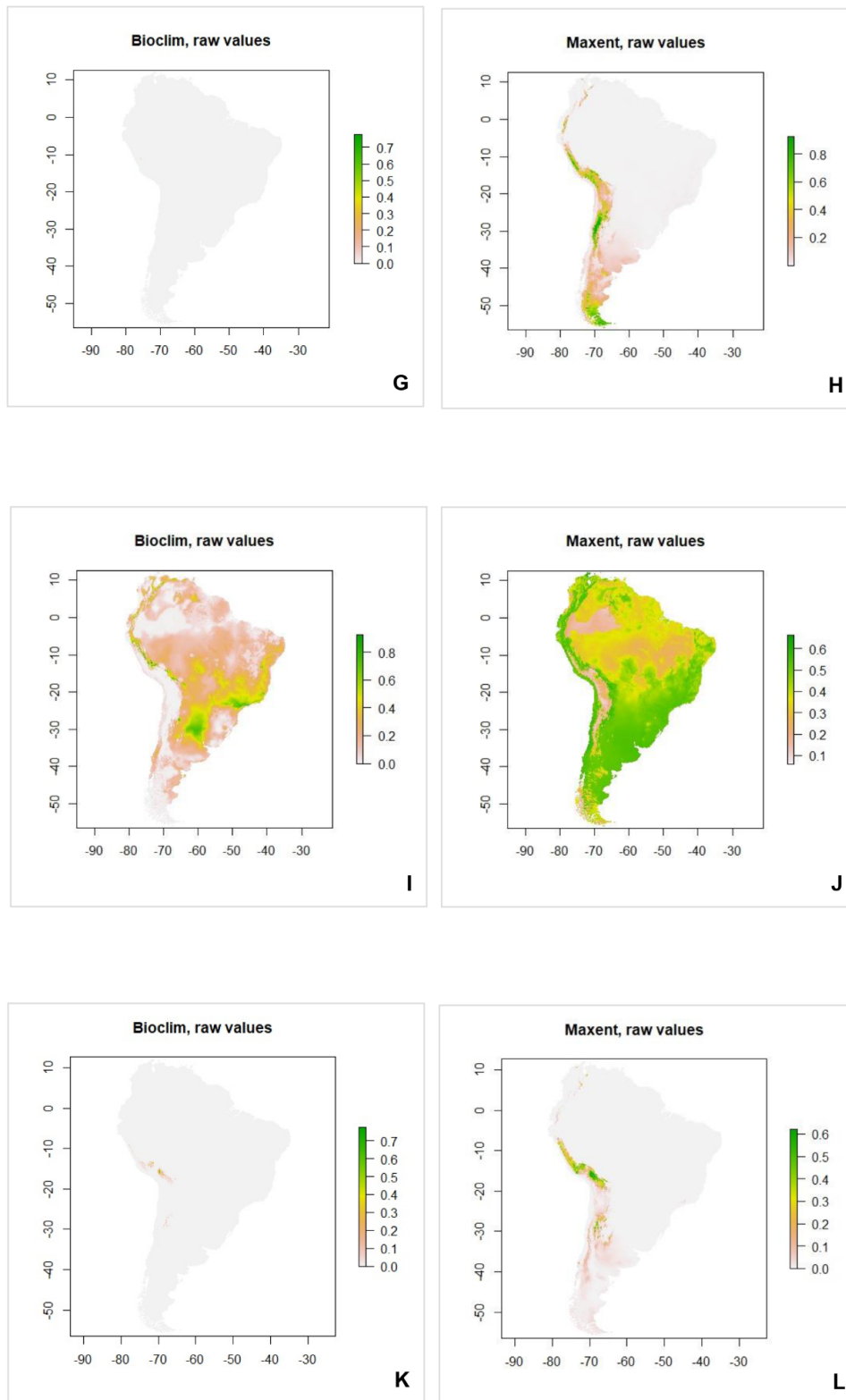


Figura 14. Segundo mapa de distribuição potencial das espécies para *Podiceps taczanowskii* (G-BIOCLIM e H-MaxEnt), *Podilymbus podiceps* (I-BIOCLIM e J-MaxEnt), e *Rollandia microptera* (K-BIOCLIM e L-MaxEnt).

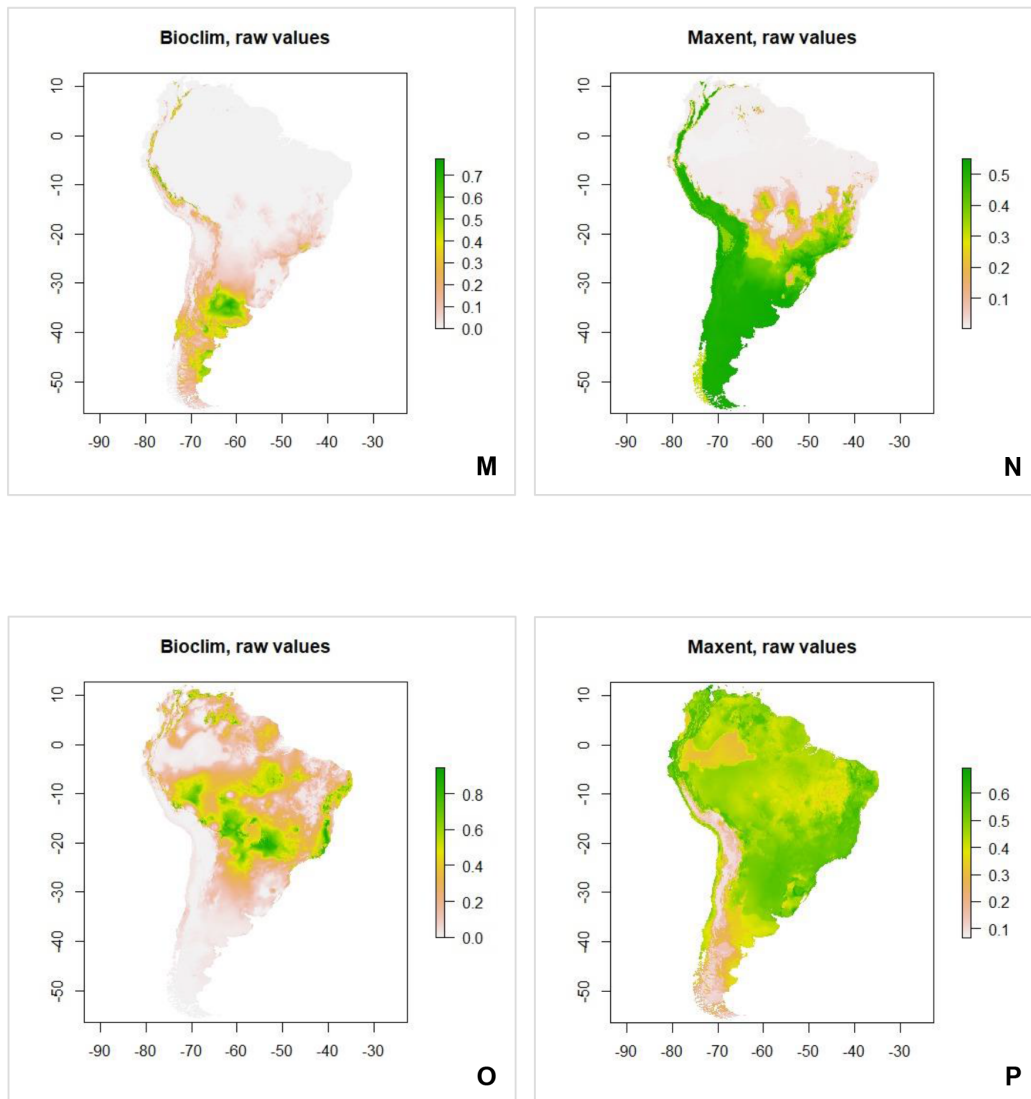


Figura 15. Mapa de distribuição potencial de espécies para *Rollandia rolland* (M-BIOCLIM e N-MaxEnt) e *Tachybaptus dominicus* (O-BIOCLIM e P-MaxEnt).

Tabela 2. Resultado das análises para as modelagens com os algoritmos BIOCLIM e MaxEnt para as espécies sul-americanas de Podicipedidae (Area Under the Curve, Correlação e Threshold).

Espécie	Bioclim-COR	Bioclim-AUC	Bioclim-Threshold	Maxent-COR	Maxent-AUC	Maxent- Threshold
<i>Podiceps gallardoi</i>	0.902663	0.1152791	0.1152791	0.3660121	0.982554	0.3068676
<i>Podiceps major</i>	0.4716043	0.8111197	0.5406667	0.4856128	0.9115172	0.2220891
<i>Podiceps occipitalis</i>	0.4553771	0.8609503	0.02306891	0.6584471	0.9247964	0.3414003
<i>Podiceps tackzanowskii</i>	0.7053006	0.75	0.2221222	0.2387291	0.989858	0.4440671
<i>Podilymbus podiceps</i>	0.1830377	0.6546745	0.06556398	0.5500828	0.8317419	0.4655616
<i>Rollandia microptera</i>	0.7554216	0.9978296	0.01305789	0.8138038	0.9994651	0.4279876
<i>Rollandia rolland</i>	0.3957115	0.8756301	0.0427757	0.6797961	0.9177571	0.450558
<i>Tachybaptus dominicus</i>	0.2220152	0.6736082	0.08835491	0.4094791	0.7804499	0.480628

Podiceps gallardoi possui ocorrência atual restrita à região sul da Patagônia. No primeiro conjunto de modelos criados, o Bioclim expandiu essa distribuição atual, indicando a probabilidade de ocorrência no extremo sul da América do Sul, o modelo MaxEnt previu uma distribuição na região costeira da Cordilheira dos Andes. No segundo modelo gerado

(apenas com variáveis bioclimáticas) ambos os algoritmos geraram distribuições na região sul da América do Sul.

Podiceps major é uma espécie cuja distribuição se dá pela Cordilheira dos Andes e região Sul da América do Sul, não ocorrendo em regiões próximas aos trópicos ou no interior do continente. No primeiro modelo gerado, o algoritmo BIOCLIM previu uma baixa probabilidade de ocorrência da espécie no continente, enquanto o modelo MaxEnt foi capaz de prever novas ocorrências para o interior do continente. No segundo modelo realizado o BIOCLIM previu uma maior probabilidade de ocorrência nas localidades atuais da espécie e o MaxEnt previu uma forte probabilidade de ocorrência na região sul da América do Sul, Cordilheira dos Andes e um aumento na probabilidade de ocorrência em regiões do interior do continente.

Podiceps occipitalis ocorre na região sul da América do Sul, para o primeiro conjunto de dados, o modelo BIOCLIM previu uma baixa ocorrência da espécie, apontando novas possíveis ocorrências na Cordilheira dos Andes, o modelo MaxEnt previu uma maior probabilidade de ocorrência na região sul do continente e também uma probabilidade de ocorrência no interior do continente. O segundo conjunto de dados manteve a previsão de distribuição.

Podiceps taczanowskii está categorizado como Em Perigo (IUCN 2021), tendo como fator agravante o sua distribuição restrita (Lago Junin-Perú). O modelo criado pelo Bioclim com as variáveis de uso de solo assume a extinção (não ocorrência) da espécie. Enquanto isso, o modelo Maxent aponta possíveis áreas favoráveis para a ocorrência desse grupo na Cordilheira dos Andes. O segundo conjunto de dados apresentou novamente a extinção da espécie com o algoritmo BIOCLIM, enquanto o MaxEnt apresentou uma probabilidade de ocorrência no extremo sul da América do Sul e na região da Cordilheira dos Andes.

Podilymbus podiceps ocorre em toda a região litorânea da América do Sul, evitando as regiões de interior do continente. Em todos os modelos criados para os diferentes conjuntos de dados, essa espécie apresentou probabilidade de ocorrência em toda a América do Sul, incluindo a região de interior do continente.

Rollandia microptera é uma espécie endêmica do Lago Titicaca, fronteira entre o Peru e a Bolívia. Para ambos os modelos do BIOCLIM, a probabilidade de ocorrência foi baixa, chegando próximo de uma possível extinção. Já os modelos gerados pelo MaxEnt foram menos pessimistas, apresentando novas áreas com possibilidade de ocorrência, todas próximas à Cordilheira dos Andes.

Rollandia rolland ocorre na região centro-sul e sul da América do Sul, o modelo BIOCLIM para ambos os conjuntos de dados previu novos pontos de ocorrência no litoral brasileiro, enquanto isso, o MaxEnt para o primeiro conjunto de dados previu ampla distribuição em toda a América do Sul, resultado diferente para o segundo conjunto de dados, que não previu distribuição para a região norte brasileira.

Tachybaptus dominicus é uma espécie com ampla distribuição na América do Sul, esse padrão se repetiu em todos os modelos gerados para a espécie.

Discussão

Oposto ao predito, as variáveis de uso do solo, em especial a aplicação de fertilizantes, não foram capazes de explicar a distribuição das espécies sul-americanas de Podicipedidae. Pode entender-se então que a distribuição dessas espécies está sendo afetada por outros fatores. A baixa capacidade de dispersão de algumas espécies devido à suas adaptações morfológicas ao ambiente aquático (Fjeldsa 1983) pode ser um fator que influencia a distribuição das espécies. É necessário levar em consideração também outros aspectos considerados como ameaça para a espécie, como a introdução de espécies exóticas e invasoras (O'Donnel & Fjeldsá 1983; IUCN 2021) e também a influência das mudanças

climáticas. Este estudo mostra que as variáveis que mais influenciam os padrões de distribuição dos podicipedídeos sul-americanos são a precipitação e a temperatura. A mudança climática pode influenciar sua distribuição (Peterson et al., 2001; Peterson, 2003), reprodução (Halupka & Halupka, 2017), suas interações ecológicas (Samplonius & Both, 2019), sua distribuição e abundância de espécies comuns (McClure et al., 2012), seus padrões de movimentação/migração (Rushing et al. 2020) e interferir nos processos evolutivos dos táxons (Raposo do Amaral et al. 2021). Tendo isso em vista, a refacção da modelagem utilizando apenas variáveis bioclimáticas foi essencial para entender as distribuições das espécies.

Podicipedídeos sul-americanos aparentam responder a variações de temperaturas em meses frios, o que pode estar relacionado com a endotermia do grupo das aves (Walter & Seebacher 2009), permitindo a colonização em ambientes mais frios (Grémillet et al. 2001; Pörtner 2004). Embora os estudos citados na introdução relatam o uso do solo como fator de crescimento populacional das espécies, ele não foi capaz de explicar suas ocorrências. Isso nos leva a presumir que, embora mergulhões se beneficiem do aumento da entrada de nutrientes no ambiente aquático (gerando maior produtividade), que os levam a gastar menos energia forrageando e mais energia reproduzindo, não há um fator estressante ambiental que os faça migrar ou ocorrer em áreas semelhantes.

Para compreender os padrões de distribuição do grupo e os fatores que mais influenciam sua distribuição, é necessário entender os processos evolutivos biogeográficos (história de vida e biogeografia) que delimitaram sua distribuição nos dias atuais. A precipitação e a temperatura foram as variáveis que mais influenciaram a distribuição das espécies, o que pode explicar a previsão de espécies que ocorrem no cone sul na região da cordilheira dos andes (possuem características de temperatura e precipitação similares). Houve uma menor prevalência em áreas de interior de continente, que, embora possam ser ou tendem a ser áridas (como a região do Cerrado e Caatinga), tendem a ter uma temperatura mais elevada ou um maior nível de umidade, como nas regiões próximas à linha do equador (como no bioma amazônico). Wilson et al (2013) ao estudarem o mergulhão *Aechmophorus occidentalis* observaram que essa espécie tende a migrar para as regiões neotropicais durante os períodos de inverno, isso reforça os nossos resultados de que condições climáticas influenciam a distribuição das espécies. A introdução e possível colonização de Podicipedídeos em regiões sul-americanas pode levar a um aumento da competição por recursos. Em 1983, ao estudar a sobreposição de nicho, Fjeldsa observou que espécies europeias de mergulhões que ocorriam em um mesmo ambiente, passavam por um processo de “*character displacement*”, nesse fenômeno, há uma pressão de seleção que favorece indivíduos de uma população que possuam características morfológicas ou comportamentais que evitem a competição, o mesmo fenômeno foi observado por Darwin com os tentilhões de Galápagos (Grant & Grant 2002). Aqui adicionamos um adendo de que esses padrões de movimentação e possíveis introduções com competições por habitat podem levar há uma exclusão competitiva (den Boer 1986).

Os resultados obtidos atuam como alerta para entender o estado crítico de conservação das espécies e podem ser auxiliares a iniciativas de possibilidade de manejo, tal qual a reintrodução. Realça-se aqui a necessidade de modelos de distribuição de espécies como ferramentas auxiliares à conservação das espécies, nesse caso, de modelagem de distribuição potencial futura para as espécies, a fim de entender como as mudanças climáticas (que se mostraram mais influentes na distribuição das espécies) podem afetar os podicipedídeos em um cenário futuro.

Em ambos os conjuntos de dados, a distribuição potencial das espécies foi semelhante para cada algoritmo, indicando uma forte influência das variáveis de precipitação e temperatura (variáveis em comum entre ambos os modelos). Os modelos gerados pelo

BIOCLIM se apresentaram mais pessimistas em comparação ao MaxEnt, apresentando, inclusive, possíveis extinções. Uma possível explicação para a diferença abrupta nas predições é a forma na qual o modelo seleciona as variáveis.

O algoritmo BIOCLIM foi o primeiro a ser desenvolvido para entender a distribuição e nicho das espécies, os modelos gerados tendem a ser mais conservadores por criarem “envelopes climáticos”, nesses envelopes, o modelo assume, baseado nos dados de presença, que a espécie não é capaz de existir em localidades que não possuam as características exatas a onde a espécie é registrada atualmente (Booth 2018), explicando então a menor área de distribuição potencial na gerada pelo modelo. Enquanto o algoritmo BIOCLIM utiliza apenas dados de presença, o modelo MaxEnt é capaz de criar “backgrounds” aleatórios em que a espécie pode não ocorrer. Esse mecanismo de *machine learning* cria uma possibilidade de maiores áreas com características adequadas para a ocorrência da espécie por utilizar o princípio da entropia máxima, que buscará a maior amplitude de distribuição uniforme o possível (Anderson et al. 2011).

Espécies com ocorrência na região sul da América do Sul apresentaram distribuição potencial na região da Cordilheira dos Andes. Entender a distribuição potencial das espécies é essencial para casos de planos de conservação que envolvam a introdução de espécies em novos habitats como ferramenta de conservação, principalmente para as espécies consideradas extintas ou quase extintas pelo BIOCLIM (*Podiceps gallardoi* e *Podiceps taczanowskii*). Além disso, houveram predições para ocorrência da família em regiões do interior do continente, área na qual as espécies apresentam uma menor incidência atualmente, vários fatores podem levar a ausência de uma espécie num local que é previsto pela modelagem, o primeiro fator pode ser a ausência de registros na localidade (a espécie ocorre no local porém nunca foi registrada), a espécie pode não ser capaz de chegar naquele local, algo previsto pelo diagrama BAM, que explica a distribuição das espécies pela sua capacidade de movimentação (dispersão) fatores bióticos e abióticos, e também possíveis características ecológicas, como competição e predação que levam a espécie a não se estabelecer em uma localidade.

Conclusão

Conclui-se que com esse estudo não foi possível corroborar a hipótese de que o uso do solo e a aplicação de fertilizantes explicam com maior influência a distribuição futura das espécies de Podicipedidae. Porém, foi possível entender como as variáveis bioclimáticas, em especial a temperatura e a precipitação afetam a distribuição desse grupo de Aves na América do Sul. Com esse trabalho, foi possível identificar novas áreas que possuem características abióticas adequadas para a ocorrência das espécies estudadas, sendo uma ferramenta auxiliar para a conservação de espécies. Além disso, os modelos gerados podem auxiliar na priorização de conservação de determinadas espécies, pois entram em um cenário de extinção em suas áreas atuais.

Cria-se aqui um alerta para a necessidade de entender então como outros fatores ambientais, como a introdução de espécies exóticas e invasoras, caça e mudanças climáticas podem influenciar a distribuição do grupo, focando em um olhar para a conservação de um grupo que possui múltiplas ameaças. Realça-se também a necessidade de modelagens para cenários futuros, a fim de compreender como fatores bióticos e abióticos podem influenciar a distribuição das espécies.

Literatura Citada

Anderson R. P. Martínez-Meyer E. Nakamura M. Araújo M. B. Peterson A. T. Soberón J. & Pearson R. G. 2011. Ecological niches and geographic distributions (MPB-49). Princeton University Press.

- Booth T. H. 2018. Why understanding the pioneering and continuing contributions of BIOCLIM to species distribution modelling is important. *Austral Ecology*. 43(8): 852-860.
- Chamberlain S. Oldoni D. Waller J. 2022. rgbif: interface to the global biodiversity information facility API.
- den Boer P. J. 1986. The present status of the competitive exclusion principle. *Trends in Ecology & Evolution*. 1(1):25-28.
- Dinesen L. 2019. Long-term declines in waterbirds abundance at Lake Junín, Andean Peru. *Bird Conservation International*. 29(1):83-99.
- Fasola L. & Roesler I. 2018. A familiar face with a novel behavior raises challenges for conservation: American mink in arid Patagonia and a critically endangered bird. *Biological Conservation*. 218: 217-222.
- Fjeldsø J. 1983. Ecological character displacement and character release in grebes Podicipedidae. *Ibis*. 125(4): 463-481.
- Fjeldsø J. 1984. Three endangered South American grebes (Podiceps): case histories and the ethics of saving species by human intervention. *Annales Zoologici Fennici*. 21: 411-416.
- Fjeldsø J., & O'Donnel C. 1997. Grebes: status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Grebe Specialist Group. IUCN, Gland. 59 pp.
- Garcia-R J. C. & Di Marco M. 2020. Drivers and trends in the extinction risk of New Zealand's endemic birds. *Biological Conservation*. 249: 108730.
- GBIF.org. 2021., GBIF Home Page. Available from: <https://www.gbif.org> [21 may 2021].
- | | | | | | | |
|---|-----|----------|-------|------|------------|----------|
| GBIF.org | (14 | February | 2023) | GBIF | Occurrence | Download |
| https://doi.org/10.15468/dl.m3uktf | | | | | | |
| GBIF.org | (14 | February | 2023) | GBIF | Occurrence | Download |
| https://doi.org/10.15468/dl.aak2xj | | | | | | |
| GBIF.org | (14 | February | 2023) | GBIF | Occurrence | Download |
| https://doi.org/10.15468/dl.jnuxxq | | | | | | |
| GBIF.org | (14 | February | 2023) | GBIF | Occurrence | Download |
| https://doi.org/10.15468/dl.bz3x4g | | | | | | |
| GBIF.org | (14 | February | 2023) | GBIF | Occurrence | Download |
| https://doi.org/10.15468/dl.bu2tyj | | | | | | |
| GBIF.org | (14 | February | 2023) | GBIF | Occurrence | Download |
| https://doi.org/10.15468/dl.quhg8v | | | | | | |
| GBIF.org | (14 | February | 2023) | GBIF | Occurrence | Download |
| https://doi.org/10.15468/dl.wz7kzu | | | | | | |
| GBIF.org | (14 | February | 2023) | GBIF | Occurrence | Download |
| https://doi.org/10.15468/dl.hw7bf2 | | | | | | |
- Grant P. R. & Grant B. R. 2002. Adaptive radiation of Darwin's finches: Recent data help explain how this famous group of Galapagos birds evolved, although gaps in our understanding remain. *American scientist*. 90(2): 130-139.
- Grémillet D. Wanless S. Carss D. N. Linton D. Harris M. P. Speakman J. R. & Le Maho Y. 2001. Foraging energetics of arctic cormorants and the evolution of diving birds. *Ecology letters*. 4(3): 180-184.
- Halupka L. & Halupka K. 2017. The effect of climate change on the duration of avian breeding seasons: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 284(1867): 10-17.
- Hijmans R. J. 2013. Raster package in R. Version. <https://mirror.sjtu.edu.cn/cran/web/packages/raster/raster.pdf>.
- Hijmans, R. J. Phillips S. Leathwick, J. Elith, J. & Hijmans M. R. J. 2017. Package 'dismo'. *Circles*. 9(1): 1-68.

- Hunter L. A. 1988. Status of the endemic Atitlan grebe of Guatemala: Is it extinct?. *The Condor*. 90(4): 906-912.
- Işık K. 2011. Rare and endemic species: why are they prone to extinction? *Turkish Journal of Botany*. 35(4): 411-417.
- IUCN 2023. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2. <<https://www.iucnredlist.org>>
- Jockers M. L. & Thalken R. 2020. Introduction to dplyr. *Text Analysis with R: For Students of Literature*. 121-132.
- Keller V. & Korner-Nievergelt P. 2019. Effect of trophic status of a deep-water lake on breeding Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* during a phase of recovery from eutrophication: a long-term study. *Bird Study*. 66(1): 1-10.
- Konter A. 2006. The Titicaca Flightless Grebe *Rollandia microptera* population of Río Laka Jahuira, Bolivia. *Cotinga*. 26: 36-38.
- LaBastille A. 1983. Drastic decline in Guatemala's Giant Pied-billed Grebe population. *Environmental conservation*. 104: 346-348.
- Lancelotti J. Marinone M. C. & Roesler I. 2017. Rainbow trout effects on zooplankton in the reproductive area of the critically endangered hooded grebe. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 27(1): 128-136.
- Lancelotti J. L. Pessacg N. L. Roesler I. C. & Pascual M. A. 2020. Climate variability and trends in the reproductive habitat of the critically endangered hooded grebe. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 30(3): 554-564.
- Li X. 2015. Projected impacts of climate change on protected birds and nature reserves in China. *Science Bulletin*. 60: 1644-1653.
- Llimona F. & del Hoyo J. 1992. Podicipedidae. In *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 1 (del Hoyo J., Elliott A. & Sargatal, J., Editores) Lynx Edicions, Barcelona.
- Llimona F. J. del Hoyo D. A. Christie F. Jutglar and G. M. Kirwan. 2020a. Atitlan Grebe (*Podilymbus gigas*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editores). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.atigre1.01>
- Llimona F. J. del Hoyo D. A. Christie F. Jutglar and G. M. Kirwan. 2020b. Colombian Grebe (*Podiceps andinus*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editores). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.colgre1.01>
- Martinez A. E. Aranibar D. F. & Gutierrez E. R. 2006. An assessment of the abundance and distribution of the Titicaca Flightless Grebe *Rollandia microptera* on Lake Titicaca and evaluation of its conservation status. *Bird Conservation International*. 16(3): 237-251.
- McClure C. J. Rolek B. W. McDonald K. & Hill G. E. 2012. Climate change and the decline of a once common bird. *Ecology and Evolution*. 2(2): 370-378.
- Modde T. 1996. Cormorant and grebe predation on rainbow trout stocked in a southern Utah reservoir. *North American Journal of Fisheries Management*. 16(2): 388-394.
- Pebesma E. J. 2018. Simple features for R: standardized support for spatial vector data. *The R Journal* 10(1): 439.
- Peris S. J. 2009. Have Patagonian waterfowl been affected by the introduction of the American mink *Mustela vison*?. *Oryx*, 43(4): 648-654.
- Peterson A. T. Sánchez-Cordero V. Soberón J. Bartley J. Buddemeier R. W. & Navarro-Sigüenza A. G. 2001. Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. *Ecological Modelling*. 144(1): 21-30.
- Peterson, A. T. 2003. Subtle recent distributional shifts in Great Plains bird species. *The Southwestern Naturalist*. 48(2):289-292.

- Peterson A. T. & Soberón J. 2012. Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. *Natureza & Conservação*. 10(2): 102-107.
- Pouteau R. 2022. Environmental and socioeconomic correlates of extinction risk in endemic species. *Diversity and Distributions*. 28(1): 53-64.
- Porcel S. 2022. Effect of rainbow trout introductions on food webs in lakes of the arid Patagonia. *Hydrobiologia*. 849(9): 2057-2075.
- Pörtner H. O. 2004. Climate variability and the energetic pathways of evolution: the origin of endothermy in mammals and birds. *Physiological and Biochemical Zoology*. 77(6): 959-981.
- Prum R. O. 2015. A comprehensive phylogeny of birds (Aves) using targeted next-generation DNA sequencing. *Nature*, 526: 569-573.
- Pyšek P. 2017. Displacement and local extinction of native and endemic species. *Impact of Biological Invasions on Ecosystem Services*. XX: 157-175.
- Raposo do Amaral F. Thom, G. Lima-Ribeiro M. S. Alvarado-Serrano D. F. Montesanti J. A. Pellegrino K. C. ... & Maldonado-Coelho M. 2021. Rugged relief and climate promote isolation and divergence between two neotropical cold-associated birds. *Evolution*. 75(10): 2371-2387.
- Remsen J. V. 2020. A classification of the bird species of South American. Version [04 nov 2020]. American Ornithological Society. Disponível em <<http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>>
- Robledano F. 2011. Determinants of wintering waterbird changes in a Mediterranean coastal lagoon affected by eutrophication. *Ecological Indicators*, 11(2), 395-406.
- Roesler I. 2012. A new threat for the globally Endangered Hooded Grebe *Podiceps gallardoi*: the American mink *Neovison vison*. *Bird Conservation International*. 22(4): 383-388.
- Rushing C. S. Royle J. A. Ziolkowski Jr D. J. & Pardieck K. L. 2020. Migratory behavior and winter geography drive differential range shifts of eastern birds in response to recent climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 117(23): 12897-12903.
- Samplonius J. M. & Both C. 2019. Climate change may affect fatal competition between two bird species. *Current Biology*. 29(2): 327-331.
- Srivastava V. 2019. Species distribution models (SDM): applications, benefits and challenges in invasive species management. *CABI Reviews*. 2019: 1-13.
- Thompson C. J. 2019. Bayesian updating to estimate extinction from sequential observation data. *Biological Conservation*. 229: 26-29.
- Tulloch V. J. 2015. Why do we map threats? Linking threat mapping with actions to make better conservation decisions. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 13(2): 91-99.
- US Fish and Wildlife Service. 2012. Endangered and threatened wildlife and plants - Listing foreign bird species in Peru and Bolivia as endangered throughout their range. The Law Library. Washington D.C.
- Walter I. & Seebacher, F. 2009. Endothermy in birds: underlying molecular mechanisms. *Journal of Experimental Biology*. 212(15):2328-2336.
- Wickham H. 2011. ggplot2. *Wiley interdisciplinary reviews: Computational Statistics*. 3(2): 180-185.
- Wilmé L. 1994. Status, distribution, and conservation of two Madagascar bird species endemic to Lake Alaotra: Delacour's grebe *Tachybaptus rufolavatus* and Madagascar pochard *Aythya innotata*. *Biological Conservation*. 69(1): 15-21.
- Winkler D. W., Billerman S. M. & Lovette I. J. 2020. Grebes (Podicipedidae), version 1.0. *In* Birds of the World (Billerman S. M., Keeney B. K., Rodewald P. G. & Schulenberg T. S., Editores). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Yackulic C. B. 2013. Presence-only modelling using MaxEnt: when can we trust the inferences? *Methods in Ecology and Evolution*. 4(3): 236-243.

- Zimmermann N. E. 2010. New trends in species distribution modelling. *Ecography*. 33(6): 985-989.
- Zurell D. 2020. A standard protocol for reporting species distribution models. *Ecography*. 43(9): 1261-1277.