



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA
(ILACVN)**

**CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – ECOLOGIA
E BIODIVERSIDADE**

**SELEÇÃO DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO
GEOGRÁFICA DE ESPÉCIES**

DÉBORA SAMIRA GONGORA NEGRÃO

Foz do Iguaçu
2015



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA
(ILACVN)**

**CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – ECOLOGIA
E BIODIVERSIDADE**

**SELEÇÃO DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO
GEOGRÁFICA DE ESPÉCIES**

Monografia apresentada à disciplina BIO0051 Trabalho de Conclusão de Curso II como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas com ênfase em Ecologia e Biodiversidade.

Orientador: Prof. Dr. Peter Löwenberg Neto.

Foz do Iguaçu
2015

DÉBORA SAMIRA GONGORA NEGRÃO

**SELEÇÃO DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO
GEOGRÁFICA DE ESPÉCIES**

Monografia apresentada à disciplina BIO0051 Trabalho de Conclusão de Curso II como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas com ênfase em Ecologia e Biodiversidade.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Peter Löwenberg Neto
UNILA

Prof. Dr. Luiz Roberto Ribeiro Faria Junior
UNILA

Prof. Dr. Michel Varajão Garey
UNILA

Foz do Iguaçu, _____ de _____ de _____.

AGRADECIMENTOS

À minha família: Sandra, Walter, Tayane e Heitor, pelo amor.

Ao professor Peter Löwenberg Neto, pela orientação.

Aos meus amigos: Fátima Penayo, Francisco Ortiz, Leila Roberti, Karine Camacho, Samara Trindade, Alejandra Dip e Patrícia Weisbach, por me ajudarem a persistir.

Aos alunos de Ciências Biológicas da turma de 2011 e 2010, pelo companheirismo.

Aos professores do curso de Ciências Biológicas da UNILA, pelos ensinamentos.

Aos professores participantes da banca examinadora: Luiz R.R. Faria Junior e Michel Varajão Garey, por terem aceitado o convite e contribuído com sugestões para melhoria do trabalho.

Muito obrigada!

Das Pedras

*Ajuntei todas as pedras
que vieram sobre mim.
Levantei uma escada muito alta
e no alto subi.
Teci um tapete floreado
e no sonho me perdi.
Uma estrada,
um leito,
uma casa,
um companheiro.
Tudo de pedra.
Entre pedras
cresceu a minha poesia.
Minha vida...
Quebrando pedras
e plantando flores.
Entre pedras que me esmagavam
Levantei a pedra rude
dos meus versos.*

Cora Carolina (1976)

NEGRÃO, Débora Samira Gongora. **Seleção de variáveis ambientais na modelagem de distribuição geográfica de espécies**. 2015. 80f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade) – Universidade Federal da Integração Latino-Americana (UNILA), Foz do Iguaçu/PR.

RESUMO

O presente trabalho teve por objetivo identificar e descrever as estratégias de seleção de variáveis ambientais apresentadas em estudos que utilizam técnicas de modelagem de distribuição geográfica de espécies. Foram buscadas em sítios eletrônicos especializados publicações que executaram a modelagem de distribuição geográfica de espécies dentro dos limites da América do Sul. Dos artigos obtidos foram extraídas as seguintes informações: ano de publicação, classificação dos modelos (correlativo ou mecanístico), táxon estudado, variáveis ambientais, número de variáveis, objetivo da pesquisa e critério adotado para selecionar as variáveis ambientais. Foram analisadas 177 publicações referentes aos anos de 2002 a 2015 para a América do Sul. Observou-se um incremento notável do número de publicações a partir de 2009; os estudos em sua maioria ($n = 174$) utilizaram apenas o procedimento correlativo; e os táxons mais empregados foram do reino Animalia. O estudo com o menor número de variáveis adotado correspondeu a duas e o maior a 35; e a classe mais frequente correspondeu a estudos que utilizaram de 6 a 10 variáveis. As variáveis mais frequentemente empregadas foram as climáticas; e as finalidades de estudo mais frequentes corresponderam às temáticas de investigação dos padrões de distribuição de espécies e de mudanças climáticas. Do total de publicações, 56 não justificaram a seleção das variáveis ambientais (critério arbitrário), sendo que a maioria delas adotou um número ≥ 10 variáveis. Dentre os trabalhos que empregaram outro critério para selecionar as variáveis a maioria utilizou um número ≤ 9 variáveis. Depois do critério arbitrário os critérios de seleção de variáveis mais usados foram o estatístico ($n = 42$) e o biológico ($n = 23$). As publicações que empregaram o critério estatístico buscaram, principalmente, detectar e quantificar a redundância entre as variáveis ambientais. Já as publicações que empregaram o critério biológico buscaram relacionar informações da biologia do organismo com as variáveis ambientais. A seleção arbitrária de variáveis não deve ser justificada pela falta ou ausência de dados sobre as espécies. É importante que mesmo que existam poucas informações sobre a biologia das espécies haja a preocupação de entender os preditores ambientais e como eles contribuiriam na construção dos modelos. Uma forma de avançar no desenvolvimento dos estudos de modelagem de distribuição é analisar mais criticamente as variáveis de entrada, entender o que elas significam e quantificar sua contribuição na execução do procedimento de modelagem. Por fim, um aspecto relevante identificado pelo presente estudo foi a utilização de critérios combinados para a seleção de variáveis ambientais.

Palavras-chave: América do Sul. Cienciometria. Espaço Geográfico. Nicho Ecológico.

NEGRÃO, Débora Samira Gongora. **Selection of environment variables in species distribution modeling**. 2015. 80f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade) – Universidade Federal da Integração Latino-Americana (UNILA), Foz do Iguaçu/PR.

ABSTRACT

This study aimed at identifying and describing how the selection of environmental variables was conducted in studies that employed techniques of species distributions modeling. The literature on species distribution modeling within South American boundaries was searched at specialized websites. From the literature, following information was obtained: year of publication, model classification of models (correlative or mechanistic), taxon, variables, number of variables, study objective and criteria assumed to select environmental variables. We analyzed 177 articles which were published between 2002 and 2015. We observed a remarkable increase in the number of publications from 2009; almost all studies ($n = 174$) employed only the correlative procedure; and the most frequent taxon was Animalia kingdom. The study that employed fewer variables adopted two and the study that employed more variables adopted 35; and the most frequent class corresponded to studies that utilized 6 to 10 variables. The most frequently variable type was climatic; and the most frequent purposes corresponded to the thematic study of species distribution patterns and climate change. Most studies ($n = 56$) did not justify the selection of environmental variables (arbitrary criterion), which most of them adopted a number ≥ 10 variables. Among the studies that employed other criteria to select the variables most adopted a number ≤ 9 variables. After the arbitrary criteria the most commonly used criteria were the statistical ($n = 42$) and the biological ($n = 23$). The publications that employed statistical criterion aimed at detecting and quantifying the redundancy between environmental variables. Publications that employed biological criteria seek to relate organism biology information with environmental variables. The arbitrarily selection of variables should not be justified by the lack or absence of data on species. It is important that even little amount of information about the biology of the species should be used to understand the role of environmental predictors and how they would contribute for the model construction. One way to advance the development of studies in modeling species' geographic distributions is to examine more critically the input variables, to understand what they mean and to quantify their contribution in execution of modeling procedure. Lastly, an important aspect identified in the present study was the use of combined criteria for the selection of environmental variables.

Keywords: South America. Scientometrics. Geographic Space. Ecological Niche.

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| 1 INTRODUÇÃO | 9 |
| 2 REFERENCIAL TEÓRICO | 12 |
| 2.1 DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DE ESPÉCIES E O NICHOS ECOLÓGICO | 12 |
| 2.1.1 Dicotomia entre termos | 15 |
| 2.5 APLICAÇÕES | 27 |
| 3 OBJETIVOS | 29 |
| 3.1 OBJETIVO GERAL | 29 |
| 3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 29 |
| 4 MATERIAIS E MÉTODOS | 30 |
| 4.1 EXTENSÃO GEOGRÁFICA DO ESTUDO | 30 |
| 4.2 BUSCA E OBTENÇÃO DAS PUBLICAÇÕES | 30 |
| 4.3 ORGANIZAÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DAS INFORMAÇÕES | 31 |
| 4.4 CRITÉRIOS DE SELEÇÃO DE VARIÁVEIS | 32 |
| 4.5 ARBITRARIEDADE E NÚMERO DE VARIÁVEIS | 34 |
| 5 RESULTADOS | 35 |
| 5.1 PERFIL DOS ESTUDOS ANALISADOS | 35 |
| 5.1.1 Publicações por ano | 35 |
| 5.1.2 Correlativo Vs. Mecanístico | 36 |
| 5.1.3 Número de variáveis | 36 |
| 5.1.4 Táxons estudados | 38 |
| 5.1.5 Natureza das variáveis | 39 |
| 5.1.6 Finalidade da modelagem | 39 |
| 5.2. CRITÉRIO DE ESCOLHA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS | 41 |
| 5.2.1 Arbitrariade e número de variáveis | 45 |
| 6 DISCUSSÃO | 46 |
| 6.1 PERFIL DOS ESTUDOS ANALISADOS | 46 |
| 6.2 CRITÉRIOS DE SELEÇÃO DE VARIÁVEIS | 50 |
| REFERÊNCIAS | 60 |
| APÊNDICES | 66 |
| APÊNDICE A - LISTA DAS PUBLICAÇÕES DE MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DE ESPÉCIES ANALISADAS NESTE ESTUDO | 66 |
| APÊNDICE B – LISTA DAS VARIÁVEIS POR CATEGORIA DE CLASSIFICAÇÃO E FREQUÊNCIA ABSOLUTA DE PUBLICAÇÕES (N) POR VARIÁVEL AMBIENTAL EMPREGADA NOS MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES. | 76 |

1 INTRODUÇÃO

Como os seres vivos estão distribuídos no espaço e no tempo é uma das principais questões que vem sendo discutida ao longo de décadas por vários ecólogos e biogeógrafos (GUISAN; THUILLER, 2005). Nos últimos anos, especificamente a partir de 2005, houve um grande aumento no número de trabalhos que executaram o procedimento da modelagem de distribuição geográfica de espécies (MDE) (ALEXANDRE; LORINI; GRELE, 2013). Esse aumento ocorreu, em grande parte, devido a crescente necessidade de obter informações sobre a distribuição das espécies (FRANKLIN, 2009). Aliado a esse fator, o desenvolvimento dos Sistemas de Informações Geográficas e dos modelos matemáticos alavancou a publicação de pesquisas no campo da MDE, pois, permitiu a disponibilização de grandes conjuntos de dados, tanto de registros de ocorrência geográfica quanto de diferentes conjuntos de variáveis ambientais (BROWN et al., 1996).

Os estudos de MDE geralmente são executados utilizando o método correlativo, que relaciona os registros de campo das espécies com um conjunto de preditores ambientais (GUISAN; THUILLER, 2005; GUISAN; ZIMMERMANN, 2000). De forma geral, a MDE opera obtendo as condições ambientais adequadas aos organismos, para, então, identificar o conjunto de habitats que satisfazem os seus requerimentos no espaço geográfico (PEARSON, 2010). Mediante a relação estabelecida entre os pontos de ocorrência geográfica das espécies e as variáveis ambientais a MDE pode ser empregada para responder diferentes perguntas. A MDE é um procedimento muito utilizado para identificar áreas potenciais para a conservação de espécies (EMBERT et al., 2011; ZHANG et al., 2012), realizar estudos sobre as espécies invasoras (BROENNIMANN et al., 2007; ZHU et al., 2012) e estimar os possíveis impactos das mudanças climáticas sobre a distribuição das espécies em décadas futuras (MESQUITA; PINHEIRO-MESQUITA; PIETCZAK, 2013; PETERSON; SHAW, 2003).

Desde o final dos anos de 1990, para fazer referência ao método de modelagem que estima a distribuição geográfica das espécies utilizando um conjunto de variáveis ambientais, além do termo modelagem de distribuição de espécies (MDE), também tem sido bastante utilizada a terminologia modelagem do nicho ecológico (MNE) (PETERSON; SOBERÓN, 2012). Apesar de ambos os termos (MDE e MNE) serem utilizados em muitos trabalhos como sinônimos (FITZPATRICK et al., 2007; RAES, 2012), alguns autores propõem que MDE e MNE correspondem a interpretações distintas (PETERSON; SOBERÓN, 2012; PETERSON et al., 2011). A ideia principal dessa discussão é de que os modelos que obtêm a distribuição potencial ou a área abioticamente adequada de espécies devem ser classificados como MNE, e aqueles que obtêm a área de distribuição atual ocupada como MDE (PETERSON et al., 2011; PETERSON; SOBERÓN, 2012). Entretanto, considerado que existe uma falta de consenso na literatura sobre os termos (GIANNINI et al., 2012) e assumindo que o uso de um termo mais inclusivo ou neutro para descrever modelos de distribuição de espécies (MDE ao invés de MNE) parece ser mais adequado (ELITH; LEATHWICK, 2009), será adotada a terminologia modelagem de distribuição geográfica de espécies para fazer referência as duas abordagens teóricas (MDE e MNE).

O procedimento MDE requer a utilização de variáveis representativas das condições ambientais que servem como preditoras da distribuição geográfica das espécies. A seleção de variáveis é uma etapa importante na modelagem porque o sucesso dos modelos produzidos depende diretamente do nível de ajuste que é obtido entre o conjunto de variáveis ambientais e a variável resposta, que corresponde a distribuição geográfica das espécies (ARAÚJO; GUIBAN, 2006). Considerando que o conhecimento sobre a maioria das espécies é bastante limitado (SEOANE; BUSTAMANTE, 2001; SYNES; OSBORNE, 2011), quando não existe um conhecimento prévio sobre a espécie que se pretende modelar, pode ser que muitos pesquisadores acabem optando por utilizar grandes conjuntos de variáveis, entre 10 a 10³

(PETERSON et al., 2011). O uso de muitas variáveis ambientais pode resultar na construção de modelos de distribuição geográfica de espécies sobreajustados – *overfitting* (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000), altamente complexos e difíceis de serem interpretados (PETERSON et al., 2011).

A seleção de variáveis ambientais para execução de estudos da MDE não tem recebido tanta atenção quando comparada com as discussões existentes entorno dos algoritmos de modelagem e dos registros de ocorrência geográfica (ALEXANDRE; LORINI; GRELE, 2013; AUSTIN; VAN NIEL, 2011). Embora a seleção de variáveis ambientais dependa principalmente da disponibilidade de dados, a falta de inclusão de variáveis importantes reduz o desempenho dos modelos e a relevância dos resultados obtidos na modelagem (AUSTIN; VAN NIEL, 2011). A análise de publicações que estimaram a distribuição geográfica de espécies pela modelagem é uma forma de diagnosticar e tornar evidente os critérios de seleção de variáveis adotados em estudos de MDE. Isso é importante para entender o que tem sido considerado no momento que as variáveis são selecionadas para compor os modelos. A identificação dos critérios de seleção de variáveis ambientais torna possível a discussão do quanto avançamos e como podemos avançar ainda mais no desenvolvimento de modelos de distribuição geográfica de espécies.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DE ESPÉCIES E O NICHOS ECOLÓGICO

No campo da Ecologia a relação entre espécie e ambiente é uma questão central, e a quantificação dessa relação representa a essência da modelagem de distribuição de espécies (MDE), que abarca várias hipóteses, referentes a como os fatores ambientais estão relacionados com a distribuição das espécies no espaço geográfico (ARAÚJO; PEARSON; RAHBEK, 2005; GUISAN; ZIMMERMANN, 2000). A fundamentação teórica é de que o conhecimento do nicho ecológico, que corresponde ao conjunto de condições e recursos nos quais os indivíduos de uma espécie são capazes de sobreviver, crescer e reproduzir serve como base para estimar os locais de ocorrência das espécies (DE MARCO JR; SIQUEIRA, 2009). Isso quer dizer que, a amplitude de distribuição geográfica das espécies pode ser interpretada como a tradução espacial de seus nichos ecológicos, ou seja, as espécies ocorrem onde as condições ambientais são adequadas e não ocorrem onde os recursos e/ou condições ambientais requeridos estão ausentes (BROWN; LOMOLINO, 1998). Portanto, a teoria ecológica implícita nos procedimentos de MDE é de que a distribuição das espécies é, pelo menos em parte, determinada pelas variáveis ambientais e que aproximações dessas variáveis podem ser estimadas; e a teoria ecológica explícita é de que as espécies respondem a gradientes ambientais tanto de recursos como de condições (AUSTIN, 2007).

As principais interpretações do nicho ecológico foram realizadas por Grinnell (1917), Elton (1927) e Hutchinson (1957). Grinnell (1917) estudou a distribuição de uma espécie de passarinho (*Toxostoma redivivum*) a fim de reconhecer os fatores que estavam restringindo a área de ocupação de *T. redivivum*, espécie encontrada apenas em algumas localidades da Califórnia e do México. Ele fez várias observações e associou a ocorrência dos indivíduos às características ambientais do habitat, como a temperatura, altitude e pluviosidade. Por isso,

Grinnell trabalhou com variáveis correspondentes a fatores ambientais expressos geograficamente em escalas espaciais amplas (PETERSON et al., 2011). Entretanto, na concepção de Grinnell o nicho não era exatamente um atributo da espécie, mas sim do espaço (GIANNINI et al., 2012). Posteriormente, as ideias de Elton (1927) trouxeram novas perspectivas ao conceito de nicho, que passou a ser empregado para descrever o modo de vida dos organismos ao invés de seus locais de vida (BEGON, et al., 2007). Nesse sentido, Elton (1927) caracterizou o nicho das espécies como sendo o seu papel funcional na cadeia alimentar. Ele deu ênfase nos impactos, tanto do ambiente sobre as espécies quanto das espécies sobre os seus ambientes (GIANNINI et al., 2012) e trabalhou com variáveis ambientais em escalas espaciais pequenas (PETERSON et al., 2011), considerando principalmente as interações entre as espécies, particularmente as relações alimentares (WHITTAKER; LEVINT; ROOT, 1973). No ano de 1957, Hutchinson fez uma grande contribuição na Ecologia ao caracterizar o nicho de uma espécie como um hipervolume “*n-dimensional*”, definido como o nicho fundamental, onde todos os pontos desse hipervolume correspondem a representações de estados do ambiente, de variáveis físicas, químicas e biológicas, que possibilitam a sobrevivência de uma espécie sem limites pré-determinados (HUTCHINSON, 1957). Ele definiu o nicho, e não o ambiente, como uma propriedade da espécie (PULLIAM, 2000) e descreveu que o nicho realizado representa uma redução do nicho fundamental em decorrência da existência de competição entre as espécies (HUTCHINSON, 1957). Portanto, seguindo a definição de Hutchinson (1957) o ambiente de uma espécie pode ser representado pela construção de um espaço multidimensional onde cada eixo ou dimensão representa uma variável ambiental diferente.

A área de distribuição geográfica de uma espécie, em um dado período de tempo, é o resultado da combinação de distintos fatores, três dos quais são de particular importância e são ilustrados no diagrama de BAM – biótico (B), abiótico (A) e mobilidade (M) (Figura 1)

(PETERSON et al., 2011; SOBERÓN; PETERSON, 2005). O conjunto (A) representa as localidades geográficas onde as condições abióticas (cenopoéticas) permitem taxas de crescimento populacional positivas; o conjunto (B) corresponde as áreas onde as interações bióticas permitem a existência de populações viáveis; e o conjunto (M) representa as regiões que estão acessíveis a dispersão ou colonização por espécies em um determinado intervalo de tempo (PETERSON et al., 2011).

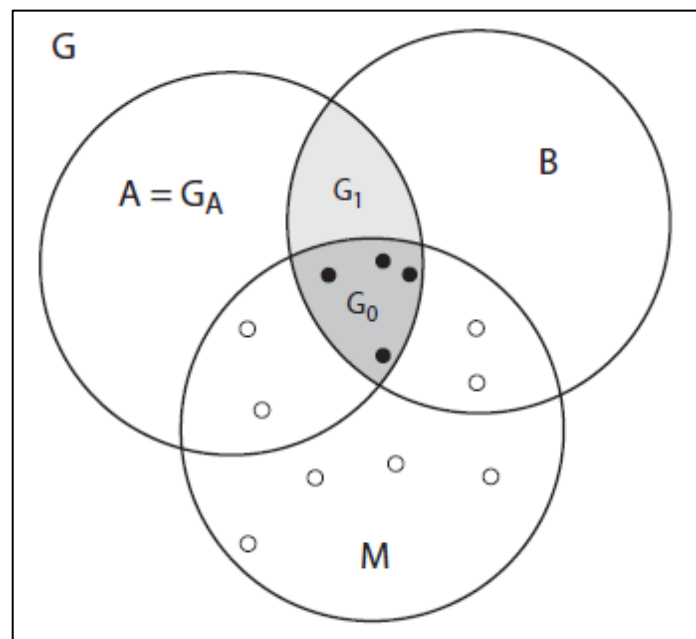


Figura 1. Diagrama de BAM (biótico, abiótico e mobilidade) representando a interação entre os fatores: bióticos (B), abióticos (A) e de mobilidade (M). Os círculos fechados indicam dados de ocorrência geográfica de espécies e os círculos abertos dados de ausência geográfica de espécies (PETERSON et al., 2011).

A análise da interação dos fatores bióticos, abióticos e de mobilidade possibilitou o reconhecimento de quatro regiões no espaço geográfico (G) com nichos ecológicos (E) correspondentes: (1) área de distribuição ocupada (G_0) e nicho ocupado (E_0); (2) área de distribuição invadeável (G_1) e nicho invadeável (E_1); (3) área de distribuição potencial (G_p) e nicho reduzido biologicamente; e (4) área abioticamente adequada (G_A) e nicho fundamental existente (E_A) (PETERSON et al., 2011). A área de distribuição ocupada ($G_0 = A \cap B \cap M$) equivale ao conjunto de regiões acessíveis que apresentam condições bióticas e abióticas favoráveis para a manutenção de populações. A área de distribuição invadeável ($G_1 = A \cap B$

$\cap M^c$ [onde M_c é um complemento de M , indicando as áreas não alcançáveis pelas espécies em um dado intervalo de tempo]) corresponde às regiões no espaço geográfico que apresentam condições bióticas e abióticas adequadas à ocorrência das espécies, mas que não são ocupadas porque as espécies não conseguem migrar até elas. A área de distribuição potencial corresponde a região de união entre G_0 e G_1 ($G_p = G_0 \cup B$). Já a área abioticamente adequada (G_A , onde $A = G_A$) representa o conjunto de condições abióticas favoráveis para manter a taxa de crescimento populacional positiva (Figura 1).

2.1.1 Dicotomia entre termos

Existe um debate na literatura sobre o termo correto do procedimento utilizado para representar a relação entre os fatores ambientais e a distribuição geográfica das espécies (ELITH; LEATHWICK, 2009; FRANKLIN, 2009; PETERSON; SOBERÓN, 2012). Duas terminologias estão sendo muito empregadas: modelagem de distribuição de espécies (MDE) – *species distribution modeling* (ELITH; LEATHWICK, 2009) e modelagem do nicho ecológico (MNE) – *ecological niche modeling* (PETERSON et al., 2011).

Os estudos de MDE e MNE utilizam basicamente os mesmos algoritmos matemáticos, as fontes de dados de ocorrência são similares, o conjunto de variáveis ambientais pode ser o mesmo, as saídas de ambos os modelos podem resultar em mapas, e os trabalhos produzidos pelos dois procedimentos são publicados nas mesmas revistas (PETERSON; SOBERÓN, 2012). O argumento principal para a diferenciação das terminologias é de que MDE e MNE calculam diferentes regiões do diagrama de BAM (PETERSON; SOBERÓN, 2012). O que tem sido discutido é que os modelos que obtêm a distribuição potencial (G_p) ou a área abioticamente adequada (G_A) de espécies devem ser classificados como MNE e os que obtêm a área de distribuição atual ocupada (G_0) como procedimentos de MDE (PETERSON et al., 2011; PETERSON; SOBERÓN, 2012). A área de distribuição atual ocupada de uma espécie

pode ser obtida pelo uso de registros de ausências, podendo, também, ser integrado ao modelo outras informações que sejam representativas de barreiras a dispersão das espécies para chegar o mais próximo possível de G_0 (PETERSON et al., 2011). Portanto, o conjunto de aplicações que emprega ausências juntamente com registros de presença representa o que poderia ser intitulado como modelagem de distribuição *sensu stricto* (PETERSON et al., 2011). Contudo, na maior parte das vezes, os dados de ausências são raros e restritos a poucas espécies (PETERSON et al., 2011). Nesse caso, os modelos que visam estimar G_A e G_P e os seus nichos associados E_A ou E_P podem ser melhor performados sem a utilização de dados de ausências e devem ser classificados como MNE (PETERSON et al., 2011).

Por outro lado, existem argumentos favoráveis ao uso de MDE ao invés de MNE. O termo MDE é preferível a MNE porque o primeiro descreve mais precisamente o processo de modelagem e o seu resultado, considerando que a modelagem é frequentemente adotada para estimar a distribuição geográfica das espécies, ao invés de realmente ser usada como forma de estudar características específicas do nicho das espécies (FRANKLIN, 2009).

Na literatura muitos autores acabam utilizando ambos os termos como sinônimos (ELITH; LEATHWICK, 2009; FITZPATRICK et al., 2007; RAES, 2012). Diante da falta de consenso sobre o uso das terminologias nos procedimentos de modelagem (ALEXANDRE; LORINI; GRELE, 2013; GIANNINI et al., 2012; PETERSON; SOBERÓN, 2012), o termo modelagem de distribuição de espécies (MDE) foi adotado para fazer referência aos estudos que apresentam as duas abordagens teóricas (MDE e MNE).

2.2 PROCEDIMENTOS DA MODELAGEM

A técnica mais comum para estimar a distribuição geográfica de espécies consiste em caracterizar o conjunto de condições ambientais adequadas as espécies para posteriormente identificar no espaço geográfico as localidades que satisfazem seus requerimentos (GUISAN;

ZIMMERMANN, 2000; KEARNEY; PORTER, 2009; PEARSON, 2010). A obtenção do conjunto de condições ambientais pode ocorrer empregando duas abordagens diferentes: mecanicista (BUCKLEY et al., 2010; KEARNEY; PORTER, 2009) ou correlativa (SAUPE et al., 2014; SILVA et al., 2014b).

Na abordagem mecanicista o conjunto de condições ambientais das espécies é estimado com informações de fatores fisiológicos dos organismos, fatores que regem a sobrevivência e reprodução das espécies (BUCKLEY et al., 2010; KEARNEY; PORTER, 2009). Já na abordagem correlativa as condições ambientais são estimadas pela correlação espacial que é feita entre as localidades de ocorrência das espécies e os valores ambientais dessas localidades (PETERSON et al., 2011), das quais se espera que promovam a persistência das espécies. A principal diferença entre as duas abordagens é o fato de que nos procedimentos mecanísticos a definição dos valores das variáveis ambientais ocorre experimentalmente, e não com base em dados primários de registros de ocorrência geográfica, como é feito nos procedimentos correlativos (OLIVEIRA; CASSEMIRO, 2013).

A abordagem mecanicista é considerada bastante promissora (KEARNEY; PORTER, 2009; RICHARDSON et al., 2011), no entanto, ela ainda permanece em estágios iniciais de desenvolvimento (PETERSON et al., 2011), principalmente porque exige um conhecimento detalhado da relação entre a eficácia biológica (*fitness*) das espécie com o meio ambiente (BUCKLEY et al., 2010). Dessa forma, considerando que o conhecimento sobre a maior parte das espécies é limitado (PEARSON, 2010; WHITTAKER et al., 2005) e que existe uma maior facilidade para obter registros de ocorrência geográfica de espécies em bancos de dados virtuais (e.g. *SpeciesLink*: <http://www.splink.org.br/index>; *INBIO*: <http://www.inbio.ac.cr/en/>; *VertNet*: <http://www.vertnet.org/index.html>; *OBIS*: <http://www.iobis.org/>; *Herbariorum*: <http://www.sweetgum.nybg.org/science/>), a maioria dos procedimentos acaba empregando a abordagem correlativa (PEARSON, 2010; PETERSON et al., 2011).

A primeira etapa de qualquer trabalho de MDE consiste em definir a questão na qual a estimativa da distribuição geográfica de espécies buscará responder (SANTANA et al., 2008). Estudos recentes vêm usando o procedimento da MDE para definir estratégias de conservação da biodiversidade (MCPHERSON, 2014) e para entender questões relacionadas com espécies invasoras (STRANGE et al., 2011); outras aplicações são descritas na seção 2.5. Tendo um objetivo claro o próximo passo é de obter os dados necessários para a análise: localidades de ocorrência geográfica das espécies e camadas de variáveis ambientais (PEARSON, 2010; PETERSON et al., 2011). As localidades ou os pontos de ocorrência geográfica das espécies consistem em dados primários biogeográficos, isto é, eles devem ser criteriosamente avaliados quanto a sua identificação taxonômica e precisão geográfica. Caso seja necessário, os dados devem ser corrigidos, para evitar pontos de outros táxons, pontos que estejam fora dos limites da região, pontos com falhas de georreferenciamento ou pontos que apresentem quaisquer erros de digitalização (SANTANA et al., 2008).

As variáveis ambientais geralmente são utilizadas em formato matricial, também conhecido como *rasterfiles*, por se tratarem de dados contínuos. As variáveis mais comuns são as que descrevem características do clima como a temperatura e a precipitação, das quais são derivados uma série de valores médios ou totais anuais ou de períodos específicos do ano, além de valores que descrevem a sazonalidade climática (HIJMANS et al., 2005). Também são bastante comuns as variáveis topográficas como a altitude, aspecto, declividade do terreno e o índice topográfico combinado (ver seção 2.3).

Feita a seleção das variáveis ambientais, então, os pontos de ocorrência geográfica da espécie são interpolados e, para cada ponto, é obtido um vetor de valores ambientais. A precisão nos dados primários e o conjunto das variáveis ambientais são fundamentais para o bom desempenho dos modelos, pois eles são o reflexo dos dados e das variáveis de entrada, e do nível de ajuste que é obtido entre a variável resposta (distribuição de espécies) e preditoras

(variáveis de entrada) (ARAÚJO; GUIBAN, 2006). Após essas etapas é necessário adotar um algoritmo para executar o procedimento da modelagem. Um algoritmo nada mais é do que uma rotina ou método matemático de análise de dados (SANTANA et al., 2008) que estima a distribuição das espécies em função das variáveis selecionadas. Ou seja, na modelagem de distribuição geográfica, os algoritmos lidam com os dados de entrada, pontos de ocorrência com valores das variáveis ambientais, e geram uma estimativa da distribuição das espécies em função de um conjunto de variáveis ambientais com valores dispostos no espaço geográfico (PETERSON et al., 2011).

Existem diferentes algoritmos disponíveis para modelar a distribuição geográfica de espécies. A diferença entre eles está nas suas regras, parâmetros e pressupostos internos (PETERSON et al., 2011; SANTANA et al., 2008). Algumas dessas diferenças merecem destaque. A natureza dos dados de entrada é bastante variável entre os algoritmos, existindo métodos que utilizam apenas dados de presença, outros apenas dados de presença e de verdadeiras ausências e, ainda, algoritmos que requerem dados de presença e de pseudoausências (PETERSON et al., 2011). A abordagem metodológica subjacente também difere entre os algoritmos, podendo ser baseados em métodos de envelope, regressão, estatística bayesiana e aprendizagem-automática (*machine-learning*) (PETERSON et al., 2011). Outras diferenças importantes estão no formato de saída dos dados (contínuo, binário ou ordinal) e na habilidade que os algoritmos têm de incorporar variáveis categóricas (PETERSON et al., 2011). Uma vez escolhido o algoritmo é necessário definir os parâmetros internos requeridos para a sua execução. Os parâmetros correspondem a valores numéricos transmitidos aos algoritmos como entradas para o controle de aspectos relacionados com o comportamento dos algoritmos (SANTANA et al., 2008). Cada algoritmo possui os seus próprios parâmetros, por isso, não é possível fazer generalizações que sejam aplicáveis a todos os algoritmos de modelagem existentes (SANTANA et al., 2008).

Para finalizar, é importante que ocorra a avaliação da acurácia dos modelos de distribuição construídos (PEARSON, 2010; SANTANA et al., 2008). A acurácia está diretamente relacionada com a estimativa da taxa de erro aparente dos modelos (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000). A escolha da estratégia de avaliação do modelo dependerá do objetivo da modelagem, dos tipos de dados disponíveis e do método de modelagem empregado (PEARSON, 2010). Existem duas abordagens principais utilizadas para avaliar a predição dos modelos de distribuição de espécies (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000). A primeira envolve testes de performance empregando dados de reamostragem, onde é utilizado um único conjunto de dados para calibrar e avaliar o modelo (GIANNINI et al., 2012; GUISAN; ZIMMERMANN, 2000). Nesse caso, geralmente são empregadas análises de *Jackknife* (MANEL; DIAS; ORMEROD, 1999) e de *bootstrap* (GUISAN; HARRELL; FRANK, 2011). A segunda abordagem é de utilizar dois conjuntos de dados independentes, um para calibrar o modelo e outro para avaliar o modelo (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000). Nesse caso, geralmente são empregadas análises do cálculo da área sob a curva (JIMÉNEZ-VALVERDE, 2012), *Kappa* (FREEMAN; MOISEN, 2008) e coeficientes de correlação (ELITH et al., 2006). Além das análises estatísticas o conhecimento do pesquisador, tanto para eventualmente corrigir a base de dados de ocorrência quanto para realizar a interpretação dos dados, é fundamental no processo de avaliação do modelo resultante (GIANNINI et al., 2012; SANTANA et al., 2008).

2.3 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Existem quatro formas principais de classificar as variáveis para fins de modelagem. A primeira é classificando as variáveis em cenopoéticas e bionômicas, considerando o que pode ou não ser consumido e destacando a competição entre os organismos (HUTCHINSON, 1978, *apud* PETERSON et al., 2011); a segunda é classificando as variáveis em gradientes indiretos,

diretos ou recursos, considerando os graus de efeitos fisiológicos nos organismos (AUSTIN, 1980, 2002); a terceira é classificando as variáveis em proximal e distal, considerando o grau de causalidade de resposta das espécies aos fatores ambientais (AUSTIN, 1980, 2002); e a quarta é classificando as variáveis em ligadas e não ligadas dinamicamente a população, considerando o que pode ou não ser modificado pela presença de uma população em um determinado ambiente (PETERSON et al., 2011).

As variáveis cenopoéticas são aquelas que não podem ser consumidas, como o clima e a topografia, por isso os organismos não competem por elas (HUTCHINSON, 1978, *apud* PETERSON et al., 2011). Em contrapartida, as variáveis bionômicas são aquelas que podem ser consumidas, como a água e a comida, por isso é provável que os organismos compitam por elas (HUTCHINSON, 1978, *apud* PETERSON et al., 2011).

Os gradientes indiretos correspondem as variáveis ambientais que não são disputadas e que não têm efeitos fisiológicos sobre o crescimento dos organismos (AUSTIN, 1980, 2002). A altitude, latitude e longitude são exemplos de gradientes indiretos correlacionados com a distribuição das espécies porque apresentam correlação dependente da localização com as variáveis de temperatura e de precipitação (AUSTIN, 1980, 2002). Os gradientes diretos são aqueles que possuem influência fisiológica direta sobre o crescimento dos organismos, mas que não são consumidos pelos organismos, como a temperatura e o pH (AUSTIN, 1980, 2002). Os gradientes de recursos correspondem as variáveis que são consumidas pelos organismos, como a radiação solar, água e nutrientes (AUSTIN, 1980, 2002). É importante destacar que essas categorias não são exclusivas e dependendo do caso uma mesma variável pode ser classificada de diferentes formas. Por exemplo, a água pode ser um gradiente de recurso sob condição de baixa disponibilidade e representar um gradiente indireto quando é suficientemente abundante a ponto de causar condições anaeróbicas devido ao encharcamento (AUSTIN, 2002).

As variáveis ambientais também podem ser classificadas em distais ou proximais. Essa classificação é feita de acordo com o grau de impacto que as variáveis exercem sobre os organismos (AUSTIN, 2002). Por exemplo, a precipitação apesar de ter um efeito direto sobre os organismos é uma variável distal (AUSTIN, 2007). A variável proximal corresponderia à quantidade de água que se encontra disponível nas regiões dos pelos radiculares das raízes das plantas (AUSTIN, 2007).

O ambiente de uma espécie é constituído por múltiplos fatores de distintas naturezas, mas nem todos esses fatores podem ser representados utilizando apenas eixos estáticos (PETERSON et al., 2011). Isso é crítico para entender a distinção entre as variáveis que podem ser dinamicamente modificadas por uma população, seja por consumo ou qualquer outro tipo de alteração, daquelas que não podem ser modificadas, mas que podem afetar a eficácia biológica dos organismos (PETERSON et al., 2011). A justificativa para essa diferenciação é que a posição de um ponto representando um estado ambiental em um espaço não interativo permanece fixo mesmo que ocorram mudanças no número de indivíduos da população (PETERSON et al., 2011). Por outro lado, em um espaço interativo a trajetória de um ponto descrevendo uma variável ligada à população irá variar de acordo com o número de indivíduos da população (PETERSON et al., 2011). Por isso, a representação de um espaço dinâmico ou interativo é mais complexa e exige distintos tipos de objetos matemáticos para sua adequada descrição (PETERSON et al., 2011).

A diferença entre as classificações citadas nos parágrafos anteriores está na ênfase empregada. A classificação das variáveis em cenopoéticas e bionômicas (HUTCHINSON, 1978, *apud* PETERSON et al., 2011) enfatiza o que pode e o que não pode ser consumido, ressaltando que existe competição entre os organismos pelo que pode ser consumido. A classificação das variáveis em gradientes diretos, indiretos ou recursos também discute a competição e o que pode ser ou não consumido, porém o foco dessa classificação está na

relação que as variáveis têm sobre a fisiologia e o crescimento das espécies; e a classificação das variáveis em distais e proximais é uma abordagem que permite analisar o grau de impacto que as variáveis exercem sobre as espécies. Já a classificação das variáveis em dinamicamente ligadas ou não a população apresenta como abordagem principal a análise do que pode ou não ser modificado por uma população. Ou seja, a diferença consiste em considerar que uma população é capaz de modificar não apenas os recursos (variáveis que podem ser consumidas *sensu* BEGON et al., 2007). Por exemplo, o pH não é consumido por uma população, não é um recurso (BEGON et al., 2007), mas ele pode ser modificado por uma população (HINSINGER et al., 2003). A classificação das variáveis em ligadas ou não ligadas dinamicamente a população não vem sendo muito utilizada (PETERSON et al., 2011). No geral, o conceito de variáveis cenopoéticas acaba sendo empregado como sinônimo de variáveis não ligadas dinamicamente a população, até como uma forma de evitar confusão considerando que o conceito de variáveis cenopoéticas é o mais usual (PETERSON et al., 2011). Já a interpretação das variáveis como diretas, indiretas ou recursos, e em gradientes distais ou proximais pode ter um grande impacto na escolha das variáveis ambientais, em como cada variável é utilizada, e na interpretação dos modelos resultantes (AUSTIN, 2007). Por exemplo, a latitude e altitude são exemplos de variáveis indiretas correlacionadas com a distribuição das espécies porque apresentam correlação dependente da localização com as variáveis de temperatura e de precipitação (AUSTIN, 2007). Pelo fato de a correlação entre as variáveis indiretas ser dependente da localização, não existe uma expectativa ou hipótese teórica sobre como as espécies respondem as variáveis indiretas (AUSTIN, 2007). Por outro lado, existem hipóteses teóricas sobre como as espécies respondem as variáveis diretas e recursos (AUSTIN; SMITH, 1989). Nesse sentido, a avaliação de modelos de distribuição de espécies poderia incorporar um teste para verificar se a forma da resposta da espécie a um preditor ambiental é consistente com a teoria ecológica esperada (AUSTIN, 2007). Portanto, a

classificação das variáveis em diretas, indiretas ou recursos, é uma forma de evidenciar o significado das variáveis e a teoria ecológica, permitindo que o processo de avaliação final dos modelos também considere como as espécies respondem aos preditores considerados no processo de modelagem.

Com o desenvolvimento crescente de técnicas de modelagem espacial e de sistemas de sensoriamento remoto a disponibilidade de dados ambientais de alta qualidade tem aumentado consideravelmente. Esses dados são gerados em diversas extensões espaciais e resoluções, porém, a maior parte deles corresponde a variáveis cenopoéticas como o clima, topografia e cobertura da terra (PETERSON et al., 2011). Uma grande quantidade de dados ambientais pode ser mensurada e obtida por imagens de sensoriamento remoto, incluindo variáveis topográficas como a altitude, declividade, aspecto e índice topográfico combinado e diversos dados representativos de cobertura da terra (PETERSON et al., 2011). Dados topográficos e de cobertura da terra estão disponíveis para *download* em diferentes plataformas, como no USG – *United States Geological* em: <http://www.usgs.gov/> e no INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais em: <http://www.inpe.br/>. Os dados de natureza climática geralmente são disponibilizados por estações meteorológicas e acabam sendo submetidos a técnicas de interpolações espaciais para gerar superfícies climáticas de amplas extensões geográficas (HIJMANS et al., 2005); e podem ser obtidos no WorldClim em: <http://www.worldclim.org/> e no site do CGIAR-CSI – *Consortium for Spatial Information* em: <http://www.cgiar-csi.org/>. Outras variáveis medidas em estações meteorológicas e que também podem ser interpoladas e empregadas em modelos de distribuição de espécies correspondem a umidade relativa do ar, nebulosidade, radiação solar e pressão de vapor (FRANKLIN, 2009); disponibilizadas no site do IPCC – *Intergovernmental Panel on Climate Change* em: <http://www.ipcc-data.org/>. Os dados físicos e químicos do solo, litologia, geologia superficial e hidrologia são mais difíceis de serem obtidos e geralmente são de natureza categórica, embora dados contínuos possam

ser derivados, como a variável textura do solo (CHAPMAN; MUÑOZ; KOCH, 2005). Mapas de distribuição de espécies também têm sido empregados como variáveis representativas de competição entre espécies (LEATHWICK; AUSTIN, 2001) e da interação entre plantas e seus polinizadores (SILVA et al., 2014a). Variáveis mais específicas como densidade de rodovias, ferrovias e construções podem ser calculadas usando um sistema de informação geográfica e empregadas para descrever a proximidade de distúrbios ambientais importantes na estimativa da distribuição geográfica de espécies (OSBORNE; ALONSO; BRYANT, 2001).

2.4 CRITÉRIOS DE SELEÇÃO DE VARIÁVEIS

Muitos pesquisadores acabam selecionando as variáveis ambientais de acordo com a disponibilidade de dados e conhecimento de que algumas variáveis apresentam associação com a distribuição das espécies, assumindo que as variáveis utilizadas podem atuar como substitutas de variáveis mais proximais (AUSTIN, 2007). Os modelos de distribuição de espécies frequentemente são desenvolvidos em um contexto multidimensional, ou seja, utilizando um grande conjunto de variáveis (SEOANE; BUSTAMANTE, 2001). O uso de muitas variáveis pode acabar sendo intensificado quando não existe um conhecimento prévio dos fatores chaves que afetam a distribuição das espécies (PETERSON et al., 2011). Isso, muitas vezes, acaba fazendo com que os pesquisadores optem por utilizar grandes conjuntos de dados, entre 10 a 10³ variáveis (PETERSON et al., 2011). No geral, não é recomendado utilizar muitas variáveis. Primeiro, porque pode gerar um sobreajuste no modelo produzido – *overfitting* (PETERSON et al., 2011), fazendo com que as distribuições das espécies sejam sub-representadas, particularmente quando o número de variáveis é maior ou igual ao número de observações obtido, ou seja, aos pontos de ocorrência das espécies analisadas (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000). Segundo, porque aumenta a complexidade dos modelos, devido a

alta dimensionalidade dos dados, o que pode dificultar a interpretação do produto final da modelagem (PETERSON et al., 2011).

Apesar de não ser considerado adequado incluir muitas variáveis também não é recomendado utilizar poucas variáveis. O problema de trabalhar com poucas variáveis reside no fato de que o pesquisador correrá o risco de não caracterizar adequadamente o nicho da espécie (PETERSON et al., 2011). Isso pode levar a identificação de uma amplitude geográfica excessivamente grande como equivalente a distribuição da espécie, o que pode acabar não sendo tão informativo ((PETERSON et al., 2011).

A seleção das variáveis também pode apresentar uma relação com a escala espacial de análise (FRANKLIN, 2009; PETERSON et al., 2011). A escala espacial é composta por dois componentes: o grão e a extensão (FRANKLIN, 2009). O grão ou resolução corresponde ao tamanho dos *pixels* (ou células) de um *raster* onde quanto maior o tamanho do *pixel* menor a resolução e vice versa (FRANKLIN, 2009; SANTANA et al., 2008). Já a extensão corresponde ao tamanho da área geográfica de estudo (FRANKLIN, 2009). Os padrões de diversidade e de composição de espécies variam de acordo com a escala espacial utilizada. Podemos pensar nessas escalas de maneira hierárquica, com os padrões de diversidade e composição de espécies em uma escala espacial determinando as condições para os padrões em escalas espaciais menores (WHITTAKER et al., 2001).

Parece haver um consenso de que o clima exerce maior influência sobre a distribuição geográfica das espécies em macroescalas (ARAÚJO; PEARSON; RAHBK, 2005). Nesse sentido, em uma escala global (> 10.000 km), continental (2.000 a 10.000 km) e regional (200 a 2.000 km) o clima parece ser o fator mais importante (PEARSON; DAWSON, 2003). Em uma escala regional, de paisagem (10 a 200 km) e local (1 a 10 km) a topografia pode apresentar grande influência (PEARSON; DAWSON, 2003). Entretanto, em uma escala local

e de microescala (< 10 m) as interações bióticas podem apresentar maior influência sobre a distribuição das espécies (PEARSON; DAWSON, 2003).

2.5 APLICAÇÕES

Existe uma ampla gama de pesquisas que empregam o procedimento de modelagem de distribuição geográfica de espécies (MDE). Uma lista de aplicações atuais da MDE não vai ser completa, principalmente porque o seu uso ainda está em crescimento, com inovações que permitem novas abordagens (DE MARCO JR; SIQUEIRA, 2009).

Em decorrência do déficit Lineano, onde apenas uma pequena parte da biodiversidade global é conhecida (WHITTAKER et al., 2005), muitos estudos estão sendo desenvolvidos para orientar pesquisas de campo, objetivando acelerar a identificação de espécies que ainda permanecem desconhecidas (DE SIQUEIRA et al., 2009; RAXWORTHY et al., 2003). Também existe o déficit Wallaceano, que trata sobre o conhecimento limitado da distribuição global, regional e até mesmo local da maioria das espécies (WHITTAKER et al., 2005). Com o propósito de minimizar o déficit Wallaceano, muitos estudos têm sido conduzidos para entender e conhecer a distribuição geográfica das espécies no espaço e no tempo (GURGEL-GONÇALVES; CUBA, 2009; LUIS; GUERRERO, 2011).

Pesquisas também estão sendo executadas com o intuito de tentar responder perguntas relacionadas com a Biologia da Conservação. Algumas investigações buscam identificar no espaço geográfico áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade (EMBERT et al., 2011; ZHANG et al., 2012). Existem trabalhos que estão interessados em reconhecer regiões geográficas potenciais para execução de planos de reintrodução de espécies (ELIA et al., 2015; MARTÍNEZ-MEYER et al., 2006). E, muitos trabalhos que buscam estimar e entender os possíveis impactos que as mudanças climáticas poderão ter sobre a distribuição geográfica das espécies em décadas futuras, considerando, principalmente, diferentes cenários antrópicos

de emissões atmosféricas disponibilizados pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas – IPCC (MESQUITA; PINHEIRO-MESQUITA; PIETCZAK, 2013; PETERSON; SHAW, 2003).

Outro tema que tem sido de grande interesse é sobre o estudo de espécies invasoras. As espécies invasoras representam um fenômeno global que têm consequências tanto na economia (OLSON, 2006) quanto na composição e estrutura das comunidades biológicas (HEJDA; PYŠEK; JAROŠÍK, 2009). A ideia geral é de calibrar o modelo de distribuição com os dados ambientais extraídos dos registros de ocorrência de espécies de uma determinada localidade e então projetá-lo a outras regiões (PETERSON et al., 2011). Os modelos calibrados podem ser projetados para áreas geográficas onde as espécies de interesse já são reconhecidas como invasoras, para avaliar as mudanças no nicho fundamental existente (BROENNIMANN et al., 2007). Além disso, eles podem ser aplicados a regiões que ainda não foram invadidas, objetivando avaliar o risco potencial de invasão e identificar as áreas que são mais suscetíveis a invasão de espécies (EBELING et al., 2008; SILVA-OLIVEIRA et al., 2011; ZHU et al., 2012).

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Identificar as estratégias de seleção das variáveis ambientais de estudos que utilizam técnicas de modelagem de distribuição geográfica de espécies na América do Sul.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a. Descrever e analisar o perfil das publicações de modelagem geográfica de distribuição de espécies da América do Sul;
- b. Reconhecer e analisar os critérios utilizados na seleção de variáveis ambientais.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 EXTENSÃO GEOGRÁFICA DO ESTUDO

Foram analisadas publicações científicas que realizaram a modelagem de distribuição de espécies dentro dos limites geográficos da América do Sul. Foi definido trabalhar com uma região específica para limitar o número de publicações analisadas. Então, entre as diferentes regiões do globo escolhemos a América do Sul pelo nosso interesse próprio de desenvolver pesquisas nessa região. A América do Sul corresponde a uma das localizações geográficas que apresenta áreas megadiversas, de grande relevância para o estudo da biodiversidade global (CABRAL; BRITO, 2013; JUNK, 2007). É uma região que apresenta uma multiplicidade de formas de relevo, tipos de solo e zonas ecológicas. Uma das características mais notáveis é a presença da Cordilheira dos Andes que delimita uma região consideravelmente grande de cadeias montanhosas, formando ambientes bastante peculiares (VEBLEN; YOUNG; ORME, 2007). O formato da América do Sul, o seu tamanho e posição geográfica, tanto no presente quanto no passado, juntamente com a interação de diferentes fatores ambientais, resultou em uma área com tipos diversificados de vegetação, de mangues costeiros, desertos, cerrados e de florestas de altitude (VEBLEN; YOUNG; ORME, 2007).

4.2 BUSCA E OBTENÇÃO DAS PUBLICAÇÕES

As buscas pelas publicações foram realizadas no sítio eletrônico *Web of Science* - www.webofknowledge.com, portal virtual que indexa e sumariza publicação acadêmica mundial de alta qualidade (MCVEIGH, 2004) e corresponde a uma das bases de dados mais utilizadas para realizar pesquisas de literatura e levantamento de dados (CHADEGANI et al., 2013). As buscas foram executadas no dia 12 de Janeiro de 2015 utilizando o campo *Topic* e

as seguintes sintaxes: [“*species distribution model**” AND “*South America*”] e [“*ecological niche model**” AND “*South America*”], resultando em uma listagem sintética das publicações. Então, os artigos científicos foram obtidos em formato digital (.pdf) pelo sítio eletrônico do Portal de Periódicos da CAPES/MEC (www.periodicos.capes.gov.br/) e sítio eletrônico da *Web of Science* (www.webofknowledge.com).

4.3 ORGANIZAÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DAS INFORMAÇÕES

O procedimento seguinte envolveu a organização e classificação da informação. Para caracterizar o perfil das publicações analisadas as seguintes classes de informações foram extraídas dos artigos: ano da publicação, classificação dos modelos em correlativo ou mecanístico, táxon estudado, variáveis utilizadas, número de variáveis adotadas na construção dos modelos e objetivo da pesquisa. Os táxons modelados foram classificados em quatro grupos taxonômicos (animais, plantas, bactérias, vírus e chromista), e em grandes ordens taxonômicas. As publicações que modelaram um número maior do que 20 espécies não foram consideradas na classificação das ordens taxonômicas. No caso das publicações que tinham como temática de pesquisa o estudo da geografia de transmissão de doenças, quando ocorreu a confirmação da doença (causada por vírus, bactéria ou helminto trematódeo) no hospedeiro ou vetor, ou foram utilizados os casos de ocorrências da doença em humanos, a frequência taxonômica foi atribuída diretamente ao agente causador da doença. Porém, quando não ocorreu a confirmação da doença e foram utilizadas apenas as ocorrências geográficas do hospedeiro ou vetor, então, a frequência taxonômica foi atribuída aos respectivos hospedeiros ou vetores modelados.

As variáveis foram classificadas em nove categorias: climática, topográfica, cobertura natural do solo, hidrográfica, pedológica, antrópica, aquática, indicador de recurso alimentar e outras. Somente foram consideradas as variáveis ambientais que foram utilizadas diretamente

no processo de modelagem. Os objetivos das publicações foram agrupados em dez categorias principais conforme a finalidade: estudos de padrões de distribuição geográfica de espécies, resposta às mudanças climáticas, estimativa da distribuição geográfica, estimativa do nicho, invasão por espécies exóticas, análise espacial da transmissão de doenças, biogeografia da conservação, método de modelagem, descoberta de espécies e impacto antrópico.

A contabilização da frequência absoluta de publicações por classe de informação foi feita conforme o emprego não repetido da classe de informação em cada publicação. Não houve exclusividade de classe para as publicações, ou seja, uma publicação pôde ter sido computada em mais de um tipo de modelo (correlativo ou mecanístico), em mais de um grupo taxonômico, em mais de uma variável e categoria de classificação de variável e em mais de um número de variável por modelo. A exclusividade da frequência absoluta de publicações somente foi computada para o ano de publicação do artigo e objetivo da pesquisa.

4.4 CRITÉRIOS DE SELEÇÃO DE VARIÁVEIS

Os critérios de seleção de variáveis foram identificados conforme as justificativas apresentadas pelos autores das publicações para a seleção das variáveis. Cinco critérios foram delineados baseados na natureza da escolha das variáveis: arbitrário, axiomático, biológico, estatístico e o metodológico, de acordo com a descrição no Quadro 1. Então, as publicações foram reunidas em dois grupos de acordo com a utilização dos critérios: publicações que adotaram critérios únicos e publicações que adotaram critérios combinados.

Para os critérios foram reconhecidos subcritérios que melhor definiam as estratégias de seleção de variáveis adotadas nos artigos. Os subcritérios estatísticos foram divididos em 6 grupos conforme os objetivos das análises estatísticas empregadas: redundância das variáveis, ranqueamento das variáveis, poder de predição das variáveis, significância das variáveis,

escolha das variáveis cujo modelo apresentou o melhor ajuste e criação de novas variáveis pela redução da dimensionalidade dos dados.

Quadro 1. Critérios e definições dos critérios de seleção de variáveis identificados nos estudos de modelagem de distribuição geográfica de espécies.

| CRITÉRIO | DEFINIÇÃO |
|---------------------|--|
| Arbitrário | Quando as variáveis foram selecionadas sem justificativa explícita. |
| Axiomático | Quando a seleção das variáveis foi justificada por terem sido utilizadas ou por serem frequentemente utilizadas em estudos similares anteriores. |
| Biológico | Quando a seleção das variáveis foi justificada por estarem relacionadas com características biológicas do organismo. |
| Estatístico | Quando a seleção das variáveis foi justificada por análise ou princípio estatístico. |
| Metodológico | Quando a seleção das variáveis foi justificada pela limitação dos métodos de modelagem. |

A contabilização da frequência absoluta de publicações por critérios e subcritérios também ocorreu sem exclusividade de classe, por isso, uma publicação pôde ter sido computada em mais de um critério e subcritério. É importante esclarecer que as publicações que construíram mais do que um modelo, seja porque testaram a utilização de diferentes algoritmos, construíram modelos para diferentes espécies e/ou porque adotaram diferentes critérios de seleção de variáveis, a contagem da frequência absoluta de publicações por critério e subcritério ocorreu conforme o emprego não repetido dos critérios e subcritérios em cada publicação. Por exemplo, se uma publicação construiu mais do que um modelo, mas em todos os modelos o critério de seleção adotado foi o estatístico, então foi computada uma única ocorrência para o critério estatístico. No caso dos subcritérios, se houve a utilização de diferentes análises estatísticas para a seleção das variáveis em cada modelo, então foi computada nos subcritérios uma ocorrência para cada análise estatística adotada.

4.5 ARBITRARIEDADE E NÚMERO DE VARIÁVEIS

Os resultados revelaram a existência de publicações que não justificaram a inclusão das variáveis ambientais no modelo (critério arbitrário, ver a seção Resultados). Por isso, ocorreu a elaboração da seguinte pergunta: a estratégia de seleção de variáveis tem influência sobre o número de variáveis utilizadas na construção de modelos de distribuição de espécies? A predição é de que os trabalhos que não justificaram a seleção das variáveis ambientais (arbitrários) utilizariam um número maior de variáveis de entrada e que os trabalhos que utilizam outros critérios de seleção de variáveis empregariam conjuntos de variáveis menores. Para ter um parâmetro de comparação foi considerado que conjuntos grandes de variáveis são compostos por um número \geq a 10 variáveis (PETERSON et al., 2011), e que conjuntos pequenos são compostos por um número \leq a 9 variáveis. As publicações foram divididas em dois grupos: trabalhos sem justificativa (critério arbitrário) e trabalhos que justificaram a seleção das variáveis (outros critérios).

5 RESULTADOS

5.1 PERFIL DOS ESTUDOS ANALISADOS

O número total de publicações recuperadas equivaleu a 273, 125 com a sintaxe: [*“species distribution model*” and “South American”*] e 148 com a sintaxe: [*“ecological niche model*” and “South American”*]. Desse total, 13 publicações eram repetidas e 83 corresponderam a revisões ou a trabalhos de modelagem de outras regiões geográficas não correspondentes a América do Sul ou que extrapolaram esse limite geográfico. Sendo assim, o número de publicações analisadas foi de 177 (Apêndice A).

5.1.1 Publicações por ano

As primeiras publicações de trabalhos de modelagem de distribuição de espécies na América do Sul foram registradas a partir do ano de 2002 ($n = 2$, Figura 2). Entre os anos de 2002 e 2006 poucos trabalhos foram publicados ($n = 7$), e a partir de 2009 o número de publicações começou a aumentar ($n = 11$, Figura 2) mais expressivamente. O maior número de publicações ocorreu no ano de 2014, com 42 publicações (Figura 2).

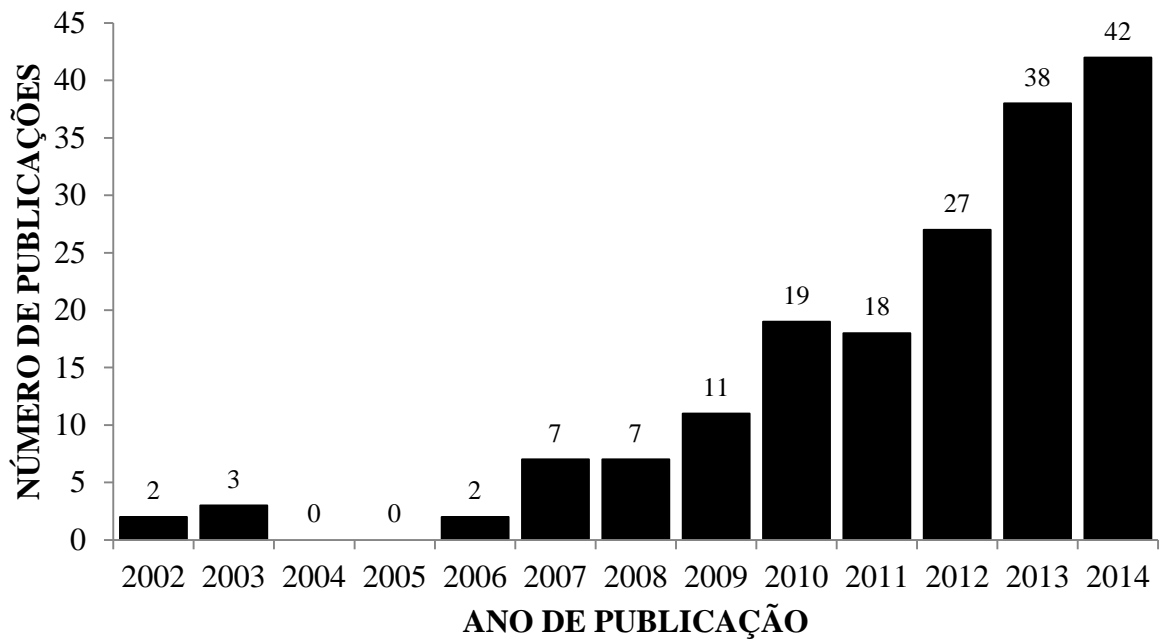


Figura 2. Número de publicações a respeito da MDE por ano de publicação. Apenas uma publicação referente ao ano de 2015 foi recuperada. Isso é explicado pelo fato de que as buscas pelas publicações ocorreram no mês de janeiro de 2015, portanto, são dados incompletos e não representam as publicações do ano de 2015.

5.1.2 Correlativo Vs. Mecanístico

Quase todas as publicações ($n = 174$) utilizaram somente o procedimento correlativo para construir os modelos de distribuição de espécies. O procedimento mecanístico foi pouco utilizado ($n = 3$) e todas as publicações que o adotaram também empregaram o procedimento correlativo para construir os modelos de distribuição geográfica de espécies.

5.1.3 Número de variáveis

Do total de publicações analisadas, 10 não especificaram exatamente quais variáveis ambientais foram utilizadas diretamente no procedimento de modelagem, por isso, não foram consideradas na contagem do número de variáveis utilizadas para construir os modelos (Figura 3), na listagem das variáveis (Apêndice B) e nem na classificação das variáveis (seção 5.1.5). O menor número de variáveis utilizado para compor os modelos correspondeu a duas

variáveis e o maior a 35 (Figura 3). O intervalo de classe da quantidade de variáveis de maior frequência absoluta entre as publicações correspondeu ao de 6 a 10 variáveis (Figura 4).

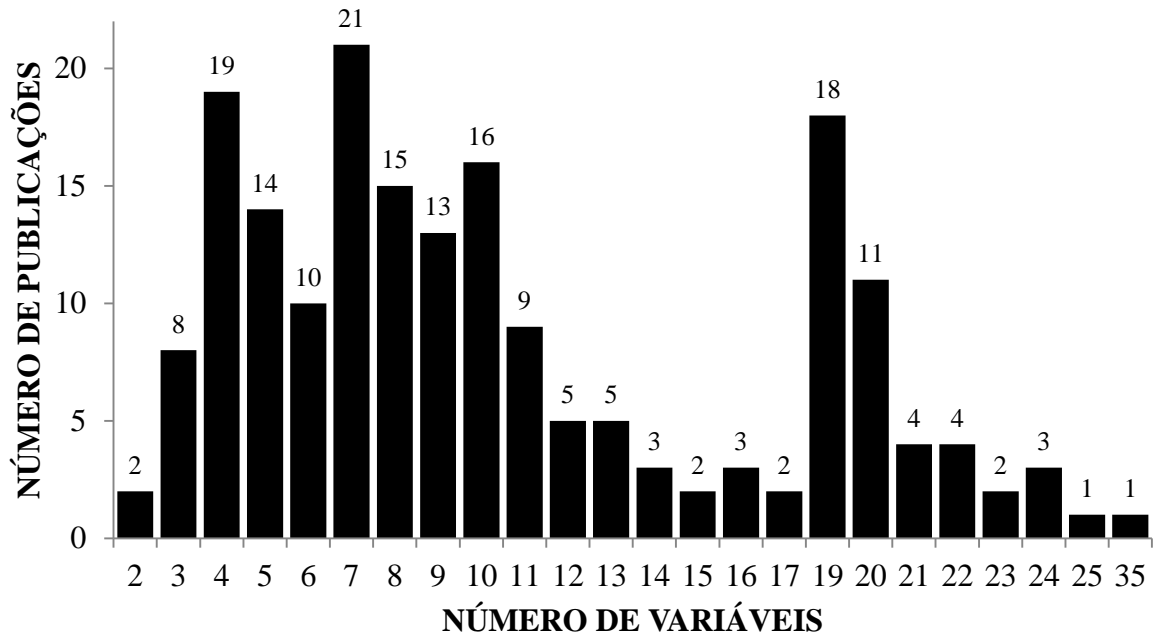


Figura 3. Número de publicações por quantidades de variáveis adotadas na construção dos modelos de distribuição de espécies. Não foi registrada nenhuma ocorrência de publicações para estes números de variáveis: 1, 18 e do 26 ao 34.

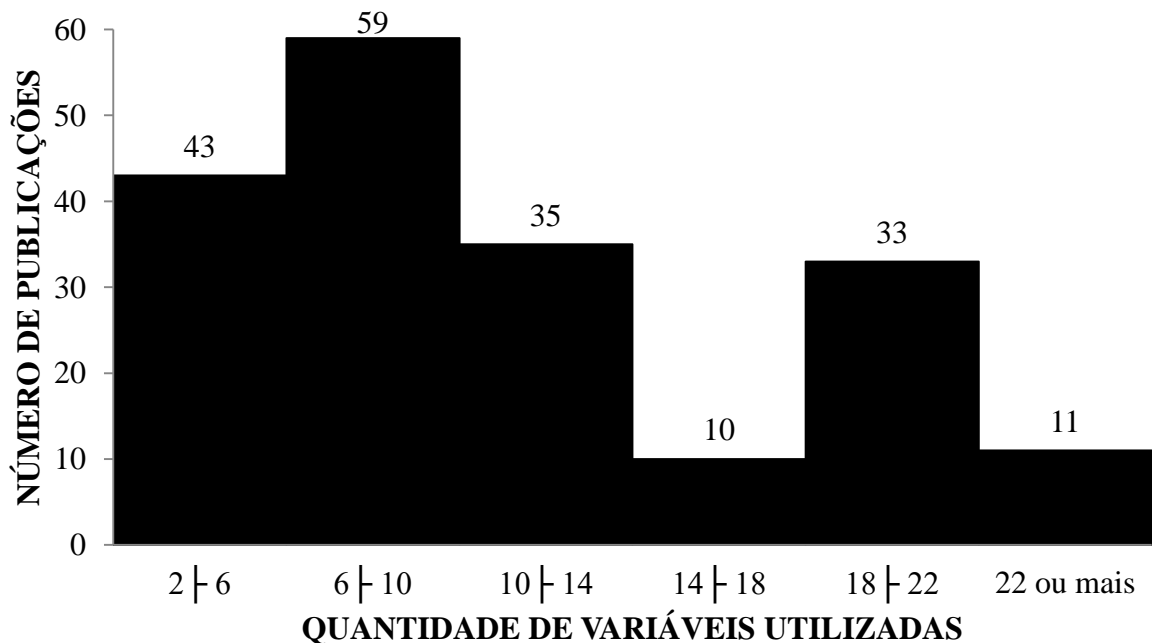


Figura 4. Intervalos de classes das quantidades das variáveis ambientais utilizadas na construção dos modelos de distribuição de espécies.

5.1.4 Táxons estudados

Foi contabilizado um total de 138 publicações que trabalharam com animais, 67 com plantas, três com bactérias, quatro com vírus e apenas uma publicação que trabalhou com chromista/algas (Tabela 1). Entre as publicações avaliadas, 162 modelaram um número \leq a 20 espécies e 15 modelaram de 28 a 177.857 espécies. As ordens taxonômicas de animais mais empregadas corresponderam as de Anura, Diptera e Squamata, todas com uma frequência absoluta de 12 publicações, e de plantas corresponderam as de Poales (n = 7) e Fabales (n = 6) (Tabela 1).

Tabela 1. Frequência absoluta de publicações por grupos taxonômicos estudados. A categoria *outros táxons* é referente aos trabalhos que modelaram mais de 20 espécies.

| ANIMAIS | N | ANIMAIS | N | PLANTAS | N | PLANTAS | N |
|-----------------|----------|----------------------|------------|----------------|----------|----------------------|-----------|
| Anura | 12 | Piciformes | 2 | Poales | 7 | Lurales | 1 |
| Diptera | 12 | Primates | 2 | Fabales | 6 | Magnoliales | 1 |
| Squamata | 12 | Proboscidea | 2 | Lamiales | 4 | Malvales | 1 |
| Hymenoptera | 10 | Lagomorpha | 2 | Malpighiales | 4 | Metzgeriales | 1 |
| Artiodactyla | 2 | Testudines | 2 | Fagales | 3 | Oxalidales | 1 |
| Coleoptera | 2 | Perissodactyla | 1 | Gentianales | 3 | Pinales | 1 |
| Passeriformes | 10 | Pulmonata | 1 | Rosales | 3 | <i>Outros táxons</i> | 10 |
| Carnivora | 9 | Sphenisciformes | 1 | Sapindales | 3 | TOTAL | 67 |
| Rodentia | 9 | Strigiformes | 1 | Solanales | 3 | BACTÉRIAS | N |
| Hemiptera | 6 | Pilosa | 1 | Alismatales | 2 | Actinomycetales | 2 |
| Xenarthra | 2 | Trombidiformes | 1 | Asterales | 2 | Enterobacteriales | 1 |
| Anseriformes | 1 | Columbiformes | 1 | Caryophyllales | 2 | TOTAL | 3 |
| Psittaciformes | 6 | Decapoda | 1 | Myrtales | 2 | VÍRUS | N |
| Chiroptera | 4 | Didelphimorphia | 1 | Ranunculales | 2 | Família Bunyaviridae | 4 |
| Opiliones | 3 | Lepidoptera | 1 | Arecales | 1 | TOTAL | 4 |
| Accipitriformes | 2 | Ostreoida | 1 | Asparagales | 1 | CHROMISTA | N |
| Basommatophora | 1 | <i>Outros táxons</i> | 11 | Boraginales | 1 | Cymbellales | 1 |
| Scleractinia | 1 | TOTAL | 138 | Cucurbitales | 1 | TOTAL | 1 |
| Mytiloidea | 2 | - | - | Dilleniales | 1 | - | - |

5.1.5 Natureza das variáveis

Em relação as nove categorias de classificação das variáveis ambientais identificadas, a categoria de variáveis “Climática” foi a mais utilizada para construir os modelos de distribuição de espécies ($n = 152$, Figura 4). Por outro lado, as categorias “Indicador de recurso alimentar” ($n = 4$) e “Aquática” ($n = 6$) foram as menos utilizadas (Figura 4). A lista das variáveis ambientais por categoria de classificação e frequência absoluta de publicações por variável ambiental consta no Apêndice B.

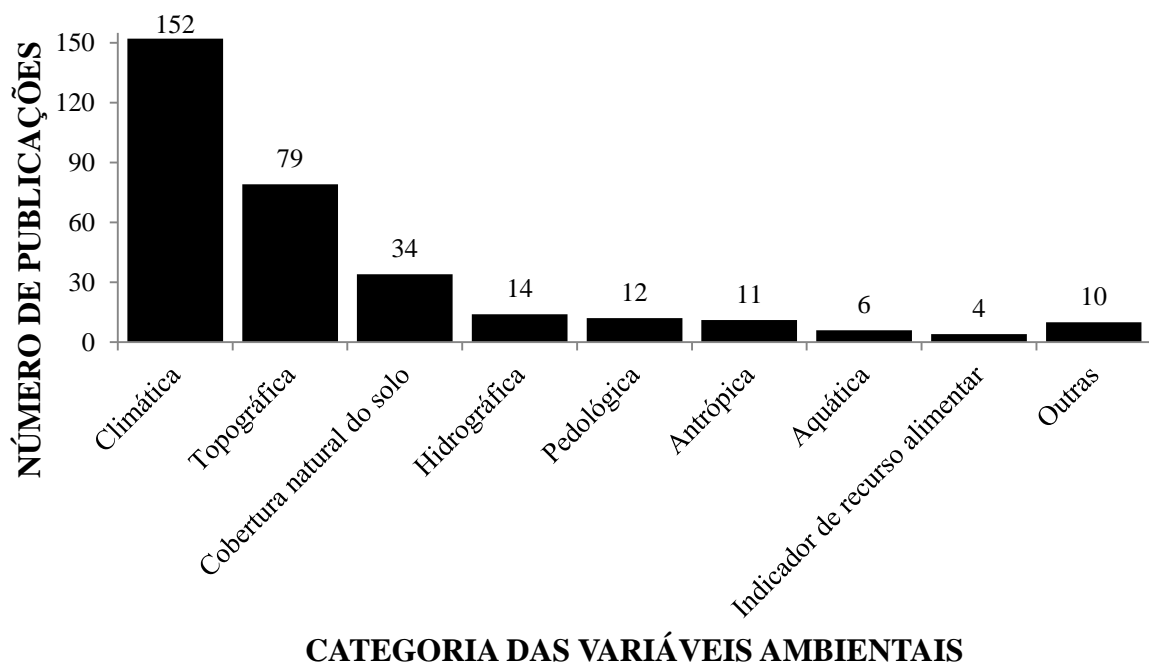


Figura 4. Número de publicações avaliadas por categoria de classificação das variáveis ambientais empregadas.

5.1.6 Finalidade da modelagem

Entre as oito categorias de objetivos abordadas pelas publicações, as mais frequentes corresponderam aos estudos de padrões de distribuição geográfica ($n = 40$) e resposta às mudanças climáticas ($n = 31$) (Tabela 2). Em contrapartida, as abordagens menos frequentes estudaram os impactos antrópicos ($n = 6$) e a descoberta de espécies ($n = 6$, Tabela 2).

Tabela 2. Objetivo das publicações de modelagem de distribuição de espécies analisadas e frequência absoluta de artigos (N).

(Continua)

| OBJETIVO | N |
|---|-----------|
| ESTUDOS DE PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA | 40 |
| Testar a utilização de variáveis ambientais específicas e/ou de diferentes escalas espaciais na estimativa da distribuição geográfica de espécies | 9 |
| Identificar padrões de riqueza, endemismo e/ou diversidade | 8 |
| Avaliar a estrutura filogeográfica e a história de diversificação de espécies | 6 |
| Testar a hipótese de áreas de refúgio no último glacial | 4 |
| Verificar se o padrão de distribuição geográfico das espécies é uniforme ou disjunto | 2 |
| Testar se a competição intraespecífica limita a distribuição de espécies | 2 |
| Estimar a distribuição de espécies em diferentes períodos históricos | 4 |
| Testar a relação idade de linhagens e amplitude de distribuição geográfica | 1 |
| Testar a hipótese Eltoniana | 1 |
| Avaliar a potencialidade de estabelecimento de uma espécie de planta cultivável em diferentes regiões | 1 |
| Estimar a distribuição geográfica de uma espécie durante o inverno | 1 |
| Estudar os padrões de distribuição das espécies e relacioná-los com variáveis ambientais | 1 |
| RESPOSTA ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS | 31 |
| Avaliar os efeitos das mudanças climáticas sobre o padrão de distribuição geográfica e/ou de riqueza de espécies | 20 |
| Investigar o papel das mudanças climáticas históricas sobre a distribuição atual e/ou extinção de espécies | 5 |
| Prever o impacto das mudanças climáticas sobre a produtividade de espécies cultiváveis | 1 |
| Mapear a distribuição de patógenos em cenários futuros de mudanças climáticas | 1 |
| Definir áreas prioritárias para a conservação que superem os potenciais impactos das mudanças climáticas sobre a distribuição das espécies em décadas futuras | 1 |
| Identificar áreas climaticamente estáveis através do tempo | 1 |
| Verificar a efetividade de unidades de conservação frente as mudanças climáticas | 1 |
| Avaliar se a mudança observada na distribuição geográfica de uma espécie tem relação com processos contínuos da mudança climática global | 1 |
| ESTIMATIVA DA DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA | 19 |
| Estimar a distribuição geográfica <i>per se</i> de espécies | 19 |
| ESTIMATIVA DO NICHOS | 18 |
| Investigar a divergência do nicho ecológico entre espécies e a sua associação com eventos de especiação | 12 |
| Caracterizar o nicho ecológico de espécies | 3 |
| Investigar a expansão do nicho de espécies devido a ação antrópica | 2 |
| Avaliar a correspondência do nicho ecológico e da distribuição geográfica entre polinizador e planta hospedeira | 1 |
| INVASÃO POR ESPÉCIES EXÓTICAS | 16 |
| Identificar áreas potenciais ou vulneráveis a invasão por espécies exóticas | 16 |

| | (Conclusão) |
|---|-------------|
| OBJETIVO | N |
| ANÁLISE ESPACIAL DA TRANSMISSÃO DE DOENÇAS | 16 |
| Estimar a distribuição potencial de patógenos e/ou identificar áreas de risco de transmissão de doenças | 14 |
| Explorar a dinâmica espaço-temporal de vetores de doenças | 2 |
| BIOGEOGRAFIA DA CONSERVAÇÃO | 15 |
| Identificar áreas para a conservação de espécies | 9 |
| Avaliar o status de conservação de espécies | 3 |
| Verificar a efetividade de unidades de conservação | 2 |
| Análise dos custos do desenvolvimento de estratégias de conservação | 1 |
| MÉTODO DE MODELAGEM | 10 |
| Avaliar questões metodológicas relacionadas com o método de modelagem (algoritmos e dados de ocorrência) | 10 |
| DESCOBERTA DE ESPÉCIES | 6 |
| Identificar no espaço geográfico áreas potenciais para encontrar novas espécies ou populações de espécies pouco conhecidas | 6 |
| IMPACTO ANTRÓPICO | 6 |
| Caracterizar os fatores antrópicos que afetam a amplitude de distribuição de espécies | 5 |
| Avaliar a adequabilidade ambiental de uma região altamente fragmentada para permanência de espécies específicas no ambiente | 1 |

5.2. CRITÉRIO DE ESCOLHA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Das 177 publicações analisadas 137 utilizaram critérios únicos para selecionar as variáveis, 44 utilizam critérios combinados, e quatro publicações utilizaram diferentes tipos de critérios (únicos e/ou combinados, Figura 5).

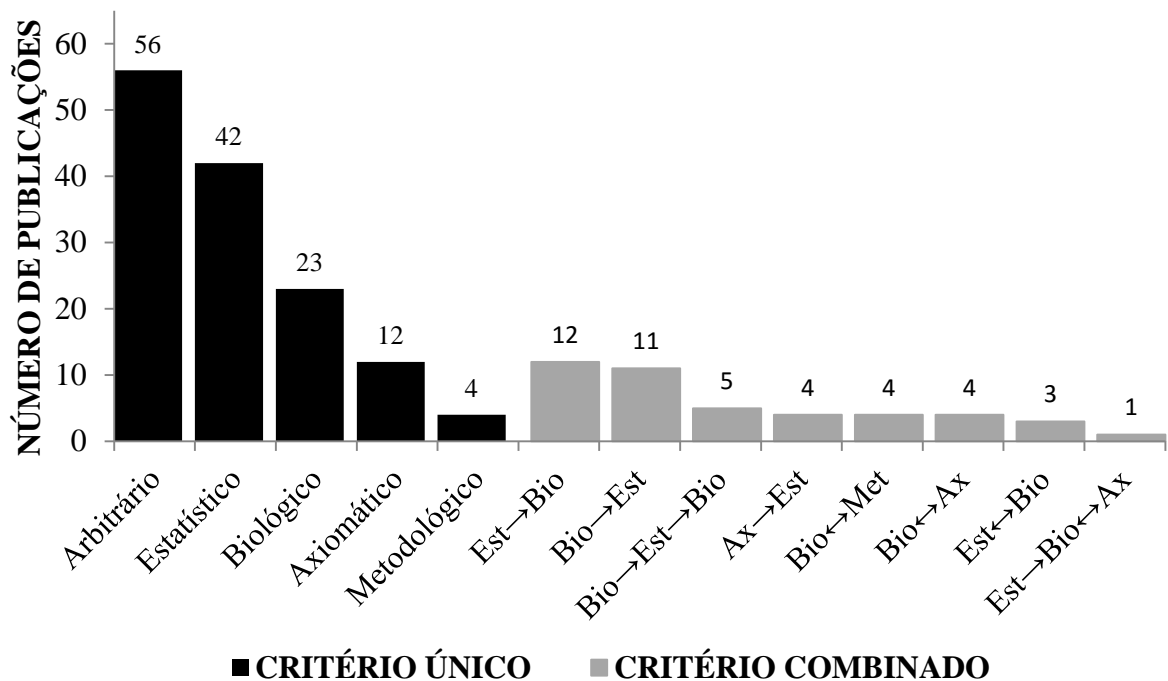


Figura 5. Número de vezes que os critérios foram empregados na seleção de variáveis ambientais. Est = Estatístico, Bio = Biológico, Ax = Axiomático e Met = Metodológico. A seta unidirecional (→) indica que houve a adoção de mais de um critério consecutivamente. A seta bidirecional (↔) indica que ocorreu a adoção de dois critérios concomitantes ou sem uma ordem explícita entre eles.

Foram identificadas 56 publicações que usaram o critério arbitrário (sem justificativa) para selecionar as variáveis ambientais de entrada. Seguido do critério arbitrário, o critério estatístico ($n = 42$) e o critério biológico ($n = 23$) foram os mais utilizados (Figura 5). O subcritério estatístico mais adotado correspondeu a análise de correlação de Pearson ($n = 38$) e a Análise de Componentes Principais – ACP ($n = 24$). A APC foi empregada com três objetivos diferentes: verificar a redundância entre as variáveis, reconhecer a contribuição das variáveis e reduzir a dimensionalidade dos dados pela utilização de novas variáveis (Tabela 3). As análises estatísticas foram mais empregadas com o objetivo de avaliar a redundância estatística das variáveis ($n = 63$, Tabela 3). Em relação aos subcritérios biológicos, os que apresentaram uma frequência absoluta de emprego maior foram: “variáveis biologicamente importantes” ($n = 17$), “Variáveis importantes em definir as tolerâncias fisiológicas ou os

limites ecológicos da espécie” (n = 14) e “Variáveis que refletem tendências anuais e sazonais do clima podendo limitar a distribuição geográfica da espécie” (n = 9).

Tabela 3. Descrição dos subcritérios que caracterizam os critérios empregados na seleção de variáveis ambientais na modelagem de distribuição geográfica de espécies. “N” corresponde a frequência absoluta de publicações.

| SUBCRITÉRIOS | N |
|---|-----------|
| ARBITRÁRIO | 56 |
| Nenhuma justificativa | 56 |
| AXIOMÁTICO | 22 |
| Conforme o poder de predição das variáveis em outros estudos de MDE | 11 |
| Variáveis frequentemente utilizadas em modelos de distribuição de espécies | 7 |
| Variáveis frequentemente utilizadas para explicar padrões geográficos de riqueza de espécies | 3 |
| Variáveis muito utilizadas pela comunidade de mudanças climáticas | 1 |
| BIOLÓGICO | 87 |
| Variáveis biologicamente importantes | 17 |
| Variáveis importantes em definir as tolerâncias fisiológicas ou os limites ecológicos da espécie | 14 |
| Variáveis que refletem tendências anuais e sazonais do clima podendo limitar a distribuição geográfica da espécie | 9 |
| Variáveis não climáticas baseadas no biótopo – representativas de características do ambiente que limitam a distribuição da espécie | 6 |
| Variáveis que têm efeitos diretos sobre a capacidade de termorregulação da espécie | 5 |
| Variáveis que podem afetar o crescimento e/ou reprodução da espécie | 5 |
| Variáveis importantes em determinar a distribuição de acordo com a escala geográfica analisada | 5 |
| Indicadores antrópicos que afetam a espécie | 4 |
| Indicador de recurso alimentar | 4 |
| Variáveis que servem como indicadoras de dimensões ecológicas como a massa fotossintética e a produtividade primária | 3 |
| Variáveis que refletem fatores importantes para a calcificação de conchas ou corais | 3 |
| Representam fontes de recurso: energia e água | 2 |
| Escolha de variáveis conforme o conhecimento da biologia da espécie | 2 |
| De acordo com a facilidade de interpretação das variáveis | 2 |
| Variáveis que afetam a interação: doença-hospedeiro-vetor | 1 |
| Variáveis indicadoras de fatores ambientais de risco, favoráveis a transmissão de doenças | 1 |
| Variáveis físico-químicas que afetam a distribuição geográfica do táxon modelado | 1 |
| Indicador de competição intraespecífica por recurso alimentar | 1 |
| Conforme características da biologia do vetor etiológico | 1 |

| | (Conclusão) |
|--|-------------|
| BIOLÓGICO | 87 |
| Inclusão do <i>layer</i> da distribuição geográfica da espécie polinizada para modelar a distribuição do polinizador | 1 |
| ESTATÍSTICO | 106 |
| Redundância das variáveis | 63 |
| Correlação de Pearson | 38 |
| Análise de Componentes Principais (APC) | 9 |
| Correlação – sem especificar a análise utilizada | 5 |
| Correlação de Spearman | 5 |
| Análise fatorial com rotação varimax | 2 |
| Fator de Inflação da Variância (<i>VIF</i>) | 2 |
| Seleção de variáveis de forma a evitar a autocorrelação espacial – sem especificar a análise utilizada | 1 |
| Média aritmética não ponderada (<i>UPMGA</i>) | 1 |
| Ranqueamento das variáveis | 24 |
| <i>Jackknife</i> | 18 |
| Análise de Componentes Principais (APC) | 5 |
| Florestas aleatórias (<i>Random Forest</i>) | 1 |
| Criação de novas variáveis pela redução da dimensionalidade dos dados | 10 |
| Análise de Componentes Principais (APC) | 10 |
| Escolhas das variáveis cujo modelo apresentou melhor ajuste | 4 |
| Critério de Informação Akaike (<i>AIC</i>) | 4 |
| Significância das variáveis | 3 |
| Relevância da variável: cálculo do desvio padrão de cada variável dentro da área de estudo | 1 |
| Cálculo do Qui Quadrado (χ^2) | 1 |
| Teste t | 1 |
| Poder de predição das variáveis | 2 |
| Árvore de regressão | 1 |
| Regressão logística | 1 |
| METODOLÓGICO | 10 |
| Utilização de todas as variáveis para obter um modelo mais conservativo e realístico | 4 |
| Utilização de um número reduzido de variáveis para evitar sobreajuste (<i>overfitting</i>) | 3 |
| Variáveis com menor grau de incerteza em modelos de Circulação Global Oceano-Atmosfera | 2 |
| Variáveis disponíveis para diferentes modelos de Circulação Global Oceano-Atmosfera | 1 |

5.2.1 Arbitrariedade e número de variáveis

Entre as publicações que adotaram o critério arbitrário ($n = 56$) uma única publicação não especificou exatamente qual o conjunto de variáveis foi empregado na construção dos modelos de distribuição, por isso, essa publicação não entrou na contagem do número de variáveis utilizado para realizar o procedimento de modelagem (Figura 6). O mesmo ocorreu para as publicações que utilizaram outros tipos de critérios de seleção, onde nove artigos não especificaram exatamente as variáveis utilizadas na construção dos modelos (Figura 6). Entre as publicações analisadas, 15 construíram mais do que um modelo de distribuição de espécies utilizando diferentes números de variáveis. A análise da relação entre estratégia de seleção de variáveis e número de variáveis ambientais revelou que entre as publicações que selecionaram arbitrariamente as variáveis a maioria ($n = 38$) utilizou um número ≥ 10 variáveis, e entre as publicações que empregaram outros tipos de critério para selecionar as variáveis a maioria ($n = 88$) utilizou um número ≤ 9 variáveis (Figura 6).

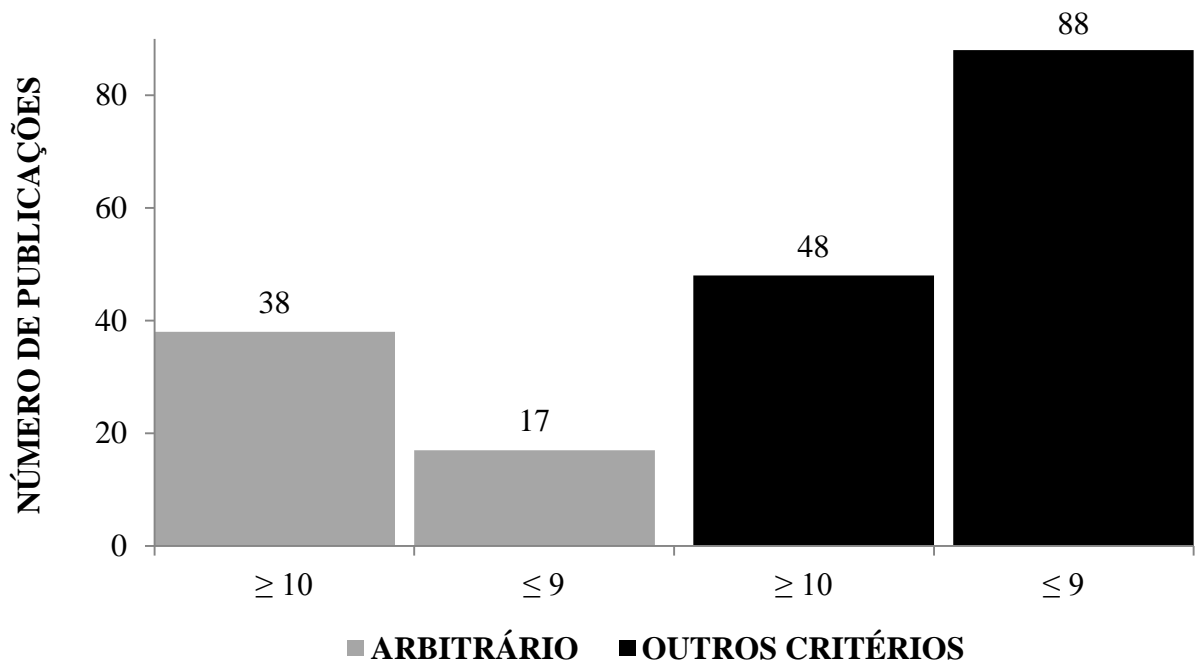


Figura 6. Número de publicações por quantidade de variáveis empregadas na construção dos modelos de distribuição de espécies.

6 DISCUSSÃO

6.1 PERFIL DOS ESTUDOS ANALISADOS

A partir do ano de 2009 ocorreu um crescimento no número de publicações que realizaram a modelagem de distribuição de espécies na América do Sul. Os resultados de Alexandre et al. (2013) mostraram que no período após o ano de 2000 houve um crescimento exponencial no número global de publicações de modelagem de distribuição de espécies – MDE, especialmente a partir de 2005. Os resultados obtidos neste trabalho revelaram que o número de publicações que modelaram áreas da América do Sul também acompanhou a tendência global do aumento de publicações nos anos de 2000, ficando mais evidente a partir de 2009. No período anterior ao ano de 2000 o desenvolvimento no campo das ciências computacionais e estatísticas foi fundamental para o aumento de publicações que executaram a MDE (GUISAN; THUILLER, 2005). São reconhecidas duas razões principais para o crescente emprego da MDE nos últimos anos. Primeiro porque ocorreu um grande aumento na disponibilidade de métodos estatísticos e técnicas computacionais que podem ser aplicados mesmo utilizando somente os registros de ocorrência de espécies (GUISAN; THUILLER, 2005). Segundo porque ocorreu um grande aumento na disponibilidade de dados ambientais em diferentes níveis de resolução e para uma vasta área de território, permitindo produzir predições para qualquer área do globo (DE MARCO JR; SIQUEIRA, 2009).

Quase todas as publicações avaliadas ($n = 174$) modelaram a distribuição das espécies utilizando somente o procedimento de modelagem correlativo. O procedimento correlativo é atualmente o mais utilizado porque a obtenção dos dados é mais simples, uma vez que as estimativas das distribuições geográficas das espécies ocorrem pela correlação espacial que é feita entre os pontos de ocorrência das espécies e os valores das variáveis ambientais que são extraídos de cada ponto no espaço geográfico (PETERSON et al., 2011). Sendo assim, a

construção menos frequente de modelos mecanísticos pode ser explicada pelo fato de se tratar de um procedimento que trabalha com valores de variáveis obtidos experimentalmente e não diretamente dos valores dos registros de ocorrência geográfica das espécies, como acontece no método correlativo (OLIVEIRA; CASSEMIRO, 2013). Isso significa que a elaboração de modelos utilizando o procedimento mecanístico exige um conhecimento mais detalhado da relação entre a eficácia biológica da espécie e o ambiente natural (BUCKLEY et al., 2010), o que pode acabar dificultando o seu emprego. Outro ponto importante que pode explicar a menor construção de modelos mecanísticos é o fato de que o procedimento mecanístico ainda está em estágios iniciais de desenvolvimento (PETERSON et al., 2011).

O reino Animalia correspondeu ao grupo taxonômico com mais espécies modeladas nas regiões da América do Sul. Isso pode apresentar relação com o número de pesquisadores envolvidos com o estudo dos grupos, com a qualidade e quantidade de dados disponibilizados e com a quantidade de espécies conhecidas por grupo taxonômico. Por exemplo, o número de espécies catalogadas (1.124.516) e estimadas (9.920.000) do reino Animalia é maior do que o número de espécies catalogadas (224.244) e estimadas (314.600) do reino Plantae (MORA et al., 2011). Dentro do reino Animalia as classes taxonômicas mais frequentes corresponderam a Mammalia (n = 36) e Insecta (n = 31). A classe Insecta representa o grupo mais diverso de organismos multicelulares sobre a Terra, com mais de 1 milhão de espécies descritas e um grande número de espécies não descritas, porém, para a maioria dessas espécies quase não existem dados sobre as suas distribuições geográficas (DINIZ-FILHO; DE MARCO JR; HAWKINS, 2010). Considerando que existem muito menos espécies de mamíferos do que de insetos e que a frequência das publicações que modelaram espécies de mamíferos e de insetos foi praticamente a mesma, caso analisássemos pelo número de espécies por grupo taxonômico seria esperado que existissem muito mais trabalhos com espécies de insetos. Diniz-filho e colaboradores (2010) incentivaram o aumento de estudos utilizando espécies de insetos e

destacaram que eles podem ser organismos ideais para o desenvolvimento de novas abordagens em Macroecologia. Entre as muitas possibilidades, uma das mais atrativas é que alguns grupos de insetos podem ser bastante úteis para combinar abordagens experimentais e observacionais, já que são relativamente simples de serem manipulados em laboratório (DINIZ-FILHO; DE MARCO JR; HAWKINS, 2010).

O maior emprego de variáveis climáticas para estimar a distribuição de espécies pode ser o reflexo da grande disponibilidade global de variáveis climáticas em distintas resoluções espaciais (ALEXANDRE; LORINI; GRELE, 2013). Um ótimo exemplo é o conjunto das 19 variáveis de temperatura e de precipitação do WorldClim (em: <http://www.worldclim.org/>) que vem sendo muito utilizado na MDE. Outra explicação para o grande emprego de variáveis climáticas é que elas representam fatores amplamente reconhecidos como importantes em determinar a distribuição das espécies. Por exemplo, a temperatura exerce influência direta sobre as taxas das reações bioquímicas e atividade fisiológica dos organismos e a água da precipitação é um recurso indispensável para o desenvolvimento da vida na forma que conhecemos (CAIN et al., 2011).

Os interesses mais frequentes das publicações avaliadas relacionaram-se com questões específicas sobre padrões de distribuição das espécies, como a riqueza de espécies (ABBA et al., 2012; ESCALANTE et al., 2009) e estrutura filogeográfica (HEIBL; RENNER, 2012; NICOLA et al., 2014). Estudos que investigam os padrões de distribuição das espécies são importantes porque possibilitam a compreensão de como a complexidade ambiental está estruturada geograficamente. Além dessa abordagem, os estudos de mudanças climáticas também se destacaram como principais temas de interesse. Quase todos os estudos sobre mudanças climáticas basearam-se na projeção dos dados climáticos atuais em cenários futuros de mudanças climáticas antrópicas. Os cenários de mudanças climáticas têm possibilitado avaliar as incertezas sobre a contribuição humana nos fenômenos de mudança climática e em

como os sistemas terrestres podem vir a responder as ações antrópicas sobre o clima (MOSS et al., 2010). Outra abordagem bastante frequente entre as publicações foi a que realizou estimativas da distribuição geográfica *per se* das espécies (COSTA; BATISTA; GURGEL-GONÇALVES, 2014; POO-MUÑOZ et al., 2014). Ou seja, publicações que utilizaram a MDE estritamente para obter o mapa de distribuição geográfica das espécies. Tais estudos podem estar relacionados com a investigação de táxons que a distribuição geográfica é pouco conhecida, isto é, que os mapas de distribuição geográfica ainda permanecem ausentes ou que existe a necessidade de atualização pelo emprego de novos registros, por exemplo, dados de ocorrência geográfica mais recentes.

Entre as 18 publicações que utilizaram um total de 19 variáveis para construir os modelos de distribuição, 17 empregaram o conjunto completo das 19 variáveis ambientais de precipitação e temperatura disponibilizados pelo WorldClim – <http://www.worldclim.org/>. Dessas 17 publicações, duas foram classificadas no critério axiomático, uma no critério biológico, uma no critério Bio↔Met e 15 no critério arbitrário. As que empregaram o critério axiomático justificaram que todas as 19 variáveis foram consideradas por representarem dados ambientais frequentemente utilizados nos modelos de distribuição geográfica de espécies; a publicação classificada no critério biológico justificou a inclusão de todas as 19 variáveis afirmando que são variáveis biologicamente importantes; e a publicação classificada no critério Bio↔Met justificou a parte biológica do critério de seleção alegando que as 19 variáveis do WorldClim são biologicamente importantes, e justificou a parte metodológica do critério alegando que adotou todas as variáveis para obter um modelo mais conservativo e realístico. A definição de biologicamente importante é algo muito geral e isso será discutido na seção 6.2. Então, é possível constatar que entre as publicações que apenas consideraram todo o conjunto de variáveis do WorldClim quase todas adotaram o critério de seleção arbitrário, ou seja, não apresentaram nenhuma justificativa explícita no texto do que motivou

a escolha de trabalhar com o conjunto inteiro de variáveis do WorldClim. Os dados do WorldClim desde quando foram disponibilizados (em 2005; HIJMANS et al., 2005) tiveram uma grande aceitação e passaram a ser muito utilizados no desenvolvimento de modelos de distribuição de espécies. Isso pode ser compreendido pelo significado das variáveis ambientais, ou seja, é amplamente reconhecido que o clima possui um forte relacionamento com a distribuição dos organismos terrestres; além disso, representa um conjunto de variáveis ambientais de fácil acesso e de grande cobertura (HIJMANS et al., 2005). A grande questão é que por serem variáveis que caracterizam estritamente aspectos relacionados com a temperatura e a precipitação é bem provável que exista algum grau de correlação entre elas (i.g., multicolinearidade). Portanto, talvez incluir todas as variáveis não seja a melhor estratégia (ver seção 6.2).

6.2 CRITÉRIOS DE SELEÇÃO DE VARIÁVEIS

O critério de seleção de variáveis arbitrário foi adotado por uma grande parte das publicações analisadas. A utilização do critério arbitrário (sem justificativa) pode resultar na construção de modelos com muitas dimensões ambientais. A utilização de conjuntos grandes de variáveis talvez seja uma das consequências da falta de conhecimento dos fatores-chaves que afetam a distribuição das espécies (PETERSON et al., 2011). Apesar disso, acredita-se que a seleção arbitrária das variáveis não deve, necessariamente, ser justificada pela falta de informações sobre a biologia das espécies. De fato, definir quais são as variáveis mais adequadas para realização de procedimentos de modelagem não é uma tarefa simples, mas, mesmo que as informações sobre as espécies sejam insuficientes é possível adotar alguma estratégia, que não a arbitrária, para selecionar as variáveis. Por exemplo, avaliando o significado biológico de cada variável considerada na análise e tentando entender a natureza das variáveis consideradas na análise pela utilização da classificação de Austin (1980, 2002,

2007) que agrupa as variáveis em diretas, indiretas e recursos e distais e proximais. Além da caracterização da natureza das variáveis ambientais, o emprego de análises estatísticas, para verificar a correlação entre as variáveis e/ou a contribuição de cada uma nos modelos, também representa uma possibilidade que poderia ser explorada no processo de seleção das variáveis ambientais.

A falta de um critério para selecionar as variáveis resultou na construção de modelos com grandes conjuntos de variáveis (≥ 10 variáveis). O parâmetro utilizado, de 10 ou mais variáveis, apenas foi citado por Peterson et al. (2011) como um exemplo do que seriam grandes conjuntos de dados ambientais. Por isso, não representa, obrigatoriamente, uma regra na modelagem de distribuição de espécies. O problema de utilizar muitas variáveis ambientais é que os modelos produzidos podem apresentar um sobreajuste (*overfitting*) resultando em subestimativas das distribuições geográficas das espécies (PETERSON et al., 2011), ainda mais, quando o número de variáveis é maior ou igual ao número de pontos de ocorrências das espécies investigadas (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000). Nesse sentido, a quantidade de preditores utilizados na modelagem dependerá, em parte, do número de ocorrências que são utilizados para calibrar os modelos (FICETOLA et al., 2014). Ficetola et al. (2014) mostraram que para todas as espécies que eles estudaram com menos de 38 registros de ocorrência geográfica o melhor modelo (avaliado pelo critério de informação de Akaike – *AIC*) incluiu um único preditor, já para as espécies que tinham de 38 a 75 registros de ocorrências os melhores modelos foram construídos com até três variáveis. Uma quantidade maior de variáveis, de sete a oito variáveis (sendo oito o número total do conjunto de variáveis consideradas), somente foi incluída nos modelos construídos com um número maior de 150 ocorrências geográficas. Sendo assim, o número de preditores ambientais aumentou com o aumento das ocorrências utilizadas na modelagem (FICETOLA et al., 2014).

Outro problema relacionado com o emprego de muitas variáveis é que os modelos acabam sendo construídos em cenários altamente complexos o que acaba dificultando a interpretação dos resultados (PETERSON et al., 2011). Por outro lado, existe uma discussão de que a inclusão de poucas variáveis no procedimento de modelagem, entorno de duas variáveis, não é suficiente para caracterizar adequadamente o nicho ecológico das espécies modeladas (PETERSON, 2007), fazendo com que as distribuições geográficas sejam superestimadas (PETERSON et al., 2011). A questão é que quando poucos registros de ocorrência são utilizados pode ser que poucas variáveis (entre uma e três) sejam suficientes para modelar a distribuição das espécies (FICETOLA et al., 2014). Nesses casos, onde poucos registros de ocorrência de espécies são conhecidos, é recomendado que para ter bons resultados na modelagem seja adotado um algoritmo que tenha uma rotina interna de trabalho adequada para lidar com amostras pequenas de ocorrências geográficas (FICETOLA et al., 2014; PETERSON et al., 2011). O algoritmo *Maxent* tem sido o algoritmo mais indicado para realizar a construção de modelos de distribuição de espécies quando existem poucos pontos de ocorrência disponíveis (FRANKLIN, 2009; PEARSON et al., 2007). Entretanto, é importante que o modelo final não seja validado apenas pela sua acurácia estatística, mas, também, pelo seu significado biológico e capacidade de interpretação do modelo produzido (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000; SANTANA et al., 2008). Por isso, cabe aos pesquisadores decidirem quantas variáveis irão compor o modelo final de distribuição geográfica de espécies.

O critério mais empregado na seleção das variáveis ambientais foi o estatístico. Esse critério foi utilizado tanto como “critério único” quanto em conjunto com outros critérios “critério combinado”. Os trabalhos que adotaram apenas o critério estatístico “critério único” deram ênfase as análises estatísticas e não apresentaram nenhum tipo de explicação sobre o significado biológico das variáveis adotadas para construir os modelos de distribuição. A maior parte das publicações que utilizou o critério estatístico para selecionar as variáveis

investigou a redundância entre os pares de variáveis independentes utilizando análises de correlação. A construção de uma matriz de correlação é a forma mais simples de diagnosticar se existe colinearidade (relação entre duas variáveis independentes) ou multicolinearidade (relação entre mais de duas variáveis independentes) em um modelo (JESSHIM, 2003). Contudo, a matriz de correlação pode apresentar erros no diagnóstico de multicolinearidade caso as dependências lineares correspondam a inter-relações entre grupos de variáveis independentes e não a correlações simples entre pares delas (JESSHIM, 2003). Uma investigação mais apurada da multicolinearidade pode ser feita pela obtenção do valor do coeficiente de determinação que realiza a regressão de cada variável explicativa contra todas as outras variáveis, como o que é calculado pela análise do fator de inflação de variância (JESSHIM, 2003).

O problema da redundância entre variáveis independentes pode ser melhor ilustrada utilizando um exemplo bastante comum em modelos de regressão. Quando a colinearidade entre duas variáveis independentes em um modelo de regressão múltiplo é alta torna-se difícil estimar, com acurácia, os parâmetros da regressão e separar o quanto da variação na variável resposta realmente está associada com cada um dos preditores considerados na análise (DORMANN et al., 2013). Por exemplo, se o objetivo da pesquisa é explicar a produtividade líquida utilizando a temperatura média anual e a precipitação anual e encontramos que a temperatura e a precipitação apresentam uma correlação negativa será difícil separar os efeitos dos dois fatores no modelo (DORMANN et al., 2013). Então, existe uma questão muito importante: todas as variáveis colineares são necessariamente redundantes? Podemos responder essa pergunta com um exemplo que foi descrito no artigo de Dormann et al. (2013). Uma larva de borboleta que se alimenta sobre uma planta se beneficiará com o aumento da temperatura porque isso acelera o seu desenvolvimento, mas, também, porque um determinado aumento na temperatura acarreta no aumento da fotossíntese, considerando que a

fotossíntese é dependente da temperatura. Dessa forma, a planta proverá mais comida para a larva de borboleta. Assim, ambos os efeitos da temperatura expressos pela relação colinear entre as variáveis: “graus por dia” e “atividade fotossintética na folha” são preditores que explicam o tamanho larval. Portanto, se conhecemos a relação funcional entre as variáveis, a colinearidade não deve ser interpretada como um problema, o problema da colinearidade surge quando não entendemos como as variáveis atuam no modelo.

O critério biológico foi o segundo mais utilizado na seleção de variáveis ambientais, e entre as publicações que empregaram o critério biológico (combinado com outros critérios ou como critério único) houveram três subcritérios que foram considerados imprecisos ou pouco informativos; porque faltou uma maior caracterização de seus significados e como eles poderiam realmente contribuir na construção dos modelos de distribuição. O primeiro é o “Biologicamente importante”, o de maior frequência absoluta, e que apesar de ter sido considerado como um critério biológico, não esclareceu exatamente no texto o significado das variáveis. Entre os trabalhos que empregaram o critério “Biologicamente importante” três citaram depois do termo “Biologicamente importante” o trabalho de Austin (2007). O problema desse tipo de estrutura é que os autores não discutiram de fato o que cada variável significava no modelo. Acredita-se que o trabalho de Austin (2007) poderia ser utilizado de maneira mais interessante e precisa para selecionar as variáveis, isto é, servir como uma possibilidade de como selecionar as variáveis de acordo com as suas naturezas e significado biológico. Portanto, o trabalho de Austin (2007) deveria ser citado para discutir questões referentes as características das variáveis, como elas impactam os modelos, e como poderiam contribuir na interpretação dos modelos produzidos, e não apenas como uma justificativa geral aplicada a uma ampla gama de variáveis. Os outros dois subcritérios “Escolha de variáveis conforme o conhecimento da biologia da espécie” e “Conforme características da biologia do vetor etiológico”, também não descreveram explicitamente quais eram as

características ou o conhecimento biológico das espécies que foram decisivos na escolha das variáveis ambientais. Por isso, foram considerados como imprecisos ou pouco informativos, ou seja, que não deixaram evidente as características biológicas consideradas no momento da seleção das variáveis. A falta de esclarecimento sobre as características ou os aspectos biológicos considerados na etapa de seleção das variáveis acaba comprometendo a interpretação final do modelo, pois não evidencia como a variável considerada na análise está relacionada com a distribuição geográfica das espécies.

Entre as 177 publicações analisadas apenas 18 citaram alguma das publicações de Austin (1980, 2002 e 2007), que abordam sobre aspectos gerais dos procedimentos da modelagem de distribuição de espécies e classificação das variáveis em diretas, indiretas, recursos e distais e proximais. Das 18 publicações que citaram algum dos trabalhos de Austin, apenas um artigo analisou no momento da seleção das variáveis a natureza das variáveis, ou seja, se as variáveis empregadas eram diretas ou indiretas; 3 publicações citaram o artigo de Austin (2007) depois do termo “Biologicamente importante”; e 14 publicações citaram algum dos trabalhos de Austin (2002, 2007) para discutir assuntos gerais sobre o procedimento SDM, abordando principalmente questões relacionadas com os algoritmos de modelagem e interpretação do valor da área sob a curva (*AUC*), que é um dos parâmetros que vem sendo adotado por alguns autores para avaliar a acurácia dos modelos de distribuição produzidos. Nesse sentido, é possível observar que a classificação de Austin tem sido pouco utilizada para classificar as variáveis em diretas, indiretas ou recursos, selecionar as variáveis e discutir os seus impactos nos modelos de distribuição de espécies.

Também foram identificadas publicações que adotaram critérios combinados, ou seja, publicações onde a estratégia de seleção de variáveis envolveu mais de uma etapa ou mais de uma justificativa. Entre as estratégias que caracterizaram os critérios combinados, a maior parte estabeleceu uma conexão entre o critério biológico e o estatístico ($n = 32$). A estrutura

desse tipo de seleção de variáveis é interessante porque permite avaliar tanto o significado biológico das variáveis quanto, por exemplo, a redundância e/ou a contribuição estatística das variáveis no modelo. Porém, apesar de o critério combinado envolvendo análises estatísticas e justificativas biológicas representar uma forma de seleção interessante, muitos artigos ($n = 15$) com essa estrutura de seleção adotaram justificativas biológicas inespecíficas ou pouco informativas. Por exemplo, das doze publicações que combinaram o critério biológico e o estatístico adotando a estrutura de seleção “Est→Bio”, oito publicações justificaram a parte biológica do critério pela expressão “biologicamente importante”. Nessas oito publicações, a seleção de variáveis correspondeu a procedimentos que executaram análises para verificar a correlação entre as variáveis, principalmente pelo cálculo do coeficiente de correlação de Pearson, e, posteriormente, entre os pares das variáveis correlacionados foi escolhido manter as variáveis ambientais que os autores consideraram mais importantes; sem existir uma explicação do que foi considerado como sendo importante. Duas publicações (do conjunto Est→Bio) justificaram que entre as variáveis correlacionadas a escolha de qual variável utilizar ocorreu considerando as características da biologia da espécie; sem especificar claramente os aspectos considerados. Sendo assim, apenas duas publicações desse conjunto (Est→Bio) foram mais específicas em suas justificativas do por que manter determinadas variáveis e excluir outras após constatar a existência de correlação entre as variáveis. Essas duas publicações descreveram, no geral, que decidiram manter determinadas variáveis porque elas caracterizavam melhor as tolerâncias fisiológicas das espécies; por exemplo, variáveis que expressavam valores extremos de temperatura e de precipitação.

7 CONCLUSÃO

O perfil das publicações de modelagem de regiões da América do Sul foi caracterizado por trabalhos que acompanharam a tendência global de publicações a partir dos anos de 2000 (ALEXANDRE et al., 2013); que executaram a modelagem de distribuição de espécies utilizando principalmente o procedimento correlativo com as variáveis climáticas; que mostraram um grande interesse em investigar distintos padrões de distribuição das espécies, e os efeitos das mudanças climáticas sobre a distribuição geográfica dos organismos; que utilizaram de duas a 35 variáveis preditoras, sendo a classe de 6 ± 10 variáveis a de maior frequência absoluta; e por publicações que modelaram principalmente espécies de animais e plantas, sendo dentro do grupo de animais a classe Mammalia a mais modelada.

A falta de justificativa (critério arbitrário) para selecionar conjuntos específicos de variáveis resultou na construção de procedimentos com muitas variáveis ambientais que, conseqüentemente, podem produzir problemas relacionados com a análise e interpretação dos modelos que são construídos. É importante que mesmo que existam poucas informações sobre a biologia das espécies haja a preocupação de entender como as variáveis ambientais afetam os organismos e como elas contribuiriam no procedimento de modelagem. Além do mais, existe a possibilidade de considerar características biológicas mais abrangentes que definem grupos de organismos em uma hierarquia taxonômica superior ao nível de espécie, por exemplo, ordem e família. Mesmo que sejam informações menos específicas elas podem ser bastante úteis na decisão de quais variáveis empregar.

Os critérios biológicos identificados e descritos neste trabalho podem ser interpretados como representativos de justificativas ou julgamentos que apresentaram uma relação com características mais gerais: como os que selecionaram as variáveis climáticas para representar a variação do clima, e os que empregaram variáveis de acordo com a escala geográfica de análise; e com critérios menos gerais: que apresentaram uma relação mais específica com os

táxons modelados, como os que deram ênfase as tolerâncias fisiológicas das espécies e nos recursos alimentares. Porém, entre as publicações que adotaram alguma justificativa biológica para selecionar as variáveis, 20 utilizaram subcritérios pouco explicativos ou imprecisos em suas definições.

Foi evidenciado que a classificação das variáveis conforme Austin (1980, 2002 e 2007) quase não é utilizada, pois do total de publicações analisadas apenas uma classificou as variáveis em diretas e indiretas. O reconhecimento das características das variáveis poderia representar uma forma de avançar mais na compreensão das variáveis, análise e interpretação das respostas das variáveis nos modelos de distribuição de espécies. Mesmo não conhecendo especificamente sobre a biologia e história de vida do organismo que se deseja modelar, acredita-se que uma análise mais crítica sobre as variáveis ambientais, os seus significados e como elas poderiam afetar a distribuição das espécies, poderia contribuir muito mais para o avanço do campo da modelagem de distribuição do que simplesmente considerar um grande conjunto de variáveis e justificar que utilizou um conjunto grande de variáveis pela falta de conhecimento sobre o táxon, ou dizer que utilizou muitas variáveis porque todas representam fatores importantes em limitar a distribuição geográfica das espécies.

Um aspecto interessante identificado pela análise das publicações foi a utilização de critérios combinados para selecionar as variáveis ambientais. Apesar de algumas publicações (n = 15) dentro da categoria de classificação de critérios combinados terem utilizado justificativas imprecisas relacionadas com a definição biológica do critério de seleção, esse tipo de estratégia evidenciou pontos importantes que caracterizam um processo de seleção de variáveis. Quando o critério é apenas estatístico, a parte biológica do modelo acaba não sendo explorada no momento da seleção das variáveis ambientais. Por outro lado, a adoção de critérios estatísticos pode ser uma ferramenta interessante na tomada de decisões de quais e quantas variáveis incluir em um modelo de distribuição de espécies, principalmente, quando

existem poucos dados sobre a espécie de interesse e temos acesso a conjuntos de variáveis com significados semelhantes, como é o caso das variáveis de temperatura e precipitação do WorldClim.

REFERÊNCIAS

- ABBA, A. M. et al. Distribution of extant xenarthrans (Mammalia: Xenarthra) in Argentina using species distribution models. **Mammalia**, v. 76, n. 2, p. 123–136, 2012.
- ALEXANDRE, B. R.; LORINI, M. L.; GRELLE, C. E. V. Modelagem preditiva de distribuição de espécies ameaçadas de extinção: um panorama das pesquisas. **Oecologia Australis**, v. 17, n. 4, p. 483–508, 2013.
- ARAÚJO, M. B.; GUIBAN, A. Five (or so) challenges for species distribution modelling. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 10, p. 1677–1688, 2006.
- ARAÚJO, M.; PEARSON, R.; RAHBEEK, C. Equilibrium of species' distribution with climate. **Ecography**, v. 28, n. 5, p. 693–695, 2005.
- AUSTIN, M. P. Searching for a model for use in vegetation analysis. **Vegetatio**, v. 42, n. 1-3, p. 11–21, 1980.
- AUSTIN, M. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. **Ecological Modelling**, v. 157, p. 101–118, 2002.
- AUSTIN, M. Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. **Ecological Modelling**, v. 200, n. 1-2, p. 1–19, 2007.
- AUSTIN, M. P.; SMITH, T. M. A new model for the continuum concept. **Vegetatio** v. 83, n. 1, p.35-47, 1989.
- AUSTIN, M. P.; VAN NIEL, K. P. Improving species distribution models for climate change studies: Variable selection and scale. **Journal of Biogeography**, v. 38, n. 1, p. 1–8, 2011.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. Tradução de Adriano Sanches Melo [et al.]. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.
- BROENNIMANN, O. et al. Evidence of climatic niche shift during biological invasion. **Ecology Letters**, v. 10, n. 8, p. 701–709, 2007.
- BROWN, J. H. et al. The geographic range: Size, Shape, Boundaries, Structure and Internal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 27, n. 1996, p. 597–623, 1996.
- BROWN, J. H.; LOMOLINO, M. V. **Biogeography**. 2. ed. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, Inc., 1998.
- BUCKLEY, L. B. et al. Can mechanism inform species' distribution models? **Ecology Letters**, v. 13, n. 8, p. 1041–1054, 2010.
- CABRAL, R.; BRITO, D. Temporal and spatial investments in the protected area network of a megadiverse country. **Zoologia**, v. 30, n. 2, p. 177–181, 2013.
- CAIN, M. L.; BROWMAN, W. D.; HACKER, S. D. **Ecologia**. Tradução de Armando M. Divan Junior [et al.]. Porto Alegre: Artmed, 2011.

CHADEGANI, A. A. et al. A comparison between two main academic literature collections: Web of science and scopus databases. **Asian Social Science**, v. 9, n. 5, p. 18–26, 2013.

CHAPMAN, A. D.; MUÑOZ, M. E. S.; KOCH, I. Environmental information: placing biodiversity phenomena in an ecological and environmental context. **Biodiversity Informatics**, v. 2, p. 24–41, 2005.

COSTA, M. D. S. G.; BATISTA, R. D. C.; GURGEL-GONÇALVES, R. Acta Scientiarum Predicting geographic distributions of Phacellodomus species (Aves: Furnariidae) in South America based on ecological niche modeling. **Acta Scientiarum**, v. 36, n. 3, p. 299–306, 2014.

DE MARCO JR, P.; SIQUEIRA, M. F. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista? **Megadiversidade** v. 5, n. 1-2, p.65-76, 2009.

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

DINIZ-FILHO, J. A. F.; DE MARCO JR, P.; HAWKINS, B. A. Defying the curse of ignorance: perspectives in insect macroecology and conservation biogeography. **Insect Conservation and Diversity**, p. 172–179, abr. 2010.

DORMANN, C. F. et al. Correlation and process in species distribution models: Bridging a dichotomy. **Journal of Biogeography**, v. 39, n. 12, p. 2119–2131, 2012.

EBELING, S. K. et al. Predicting the spread of an invasive plant: combining experiments and ecological niche model. **Ecography**, v. 31, n. 6, p. 709–719, 2008.

ELIA, J. D. et al. Activity-specific ecological niche models for planning reintroductions of California condors (*Gymnogyps californianus*). **Biological Conservation**, v. 184, p. 90–99, 2015.

ELITH, J. et al. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography**, v. 29, n. 2, p. 129–151, 2006.

ELITH, J.; LEATHWICK, J. R. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, n. 1, p. 677–697, 2009.

ELTON, C. **Animal Ecology**. New York: The Macmillan Company, 1927.

EMBERT, D. et al. Priority areas for amphibian conservation in a neotropical megadiverse country: The need for alternative, non place based, conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, p. 1557–1570, 2011.

ESCALANTE, T. et al. Ecological niche models and patterns of richness and endemism of the southern Andean genus *Eurymetopum* (Coleoptera, Cleridae). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 53, n. 3, p. 379–385, 2009.

FICETOLA, G. F. et al. How many predictors in species distribution models at the landscape scale? Land use versus LiDAR-derived canopy height. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 28, n. 8, p. 1723–1739, 2014.

FITZPATRICK, M. C. et al. The biogeography of prediction error: Why does the introduced range of the fire ant over-predict its native range? **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 24–33, 2007.

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

FREEMAN, E. A.; MOISEN, G. G. A comparison of the performance of threshold criteria for binary classification in terms of predicted prevalence and kappa. **Ecological Modelling**, v. 217, n. 1-2, p. 48–58, 2008.

GIANNINI, T. C. et al. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, v. 63, n. 3, p. 733–749, 2012.

GRINNELL, J. The Niche-Relationships of the California Thrasher. **The Auk**, v. 34, n. 4, p. 427–433, 1917.

GUISAN, A.; HARRELL, F. E.; FRANK, E. Ordinal Response Regression Models in Ecology Ordinal response regression models in ecology. **Journal of Vegetation Science**, v. 11, n. 5, p. 617–626, 2011.

GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. **Ecology Letters**, v. 8, n. 9, p. 993–1009, 2005.

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

GURGEL-GONCALVES, R.; CUBA, C. A. C. Predicting the potential geographical distribution of *Rhodnius neglectus* (Hemiptera, Reduviidae) based on ecological niche modeling. **Journal of medical entomology**, v. 46, n. 4, p. 952–960, 2009.

HEIBL, C.; RENNER, S. S. Distribution models and a dated phylogeny for Chilean oxalis species reveal occupation of new habitats by different lineages, not rapid adaptive radiation. **Systematic Biology**, v. 61, n. 5, p. 823–834, 2012.

HEJDA, M.; PYŠEK, P.; JAROŠÍK, V. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. **Journal of Ecology**, v. 97, n. 3, p. 393–403, 2009.

HIJMANS, R. J. et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 25, p. 1965–1978, 2005.

HINSINGER, P. et al. Origins of root-mediated pH changes in the rhizosphere and their responses to environmental constraints: a review. **Plant and soil**, n. 1, p. 43–59, 2003.

HUTCHINSON, G. E. Concluding Remarks. **Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology**, v. 22, p. 415–427, 1957.

- HUTCHINSON, G.E. An introduction to population ecology. New Haven: Yale University Press, 1978. In: PETERSON, A. T. et al. **Ecological Niches and Geographic Distributions**. United States of America: Princeton University Press, 2011.
- JESSHIM, K. Multicollinearity in Regression Models. **Multicollinearity Doc**, p. 1–8, 2003.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A. Insights into the area under the receiver operating characteristic curve (AUC) as a discrimination measure in species distribution modelling. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, n. 4, p. 498–507, 2012.
- JUNK, W. J. Freshwater fishes of South America: Their biodiversity, fisheries, and habitats - a synthesis. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 10, n. 2, p. 228–242, 2007.
- KEARNEY, M.; PORTER, W. Mechanistic niche modelling: Combining physiological and spatial data to predict species' ranges. **Ecology Letters**, v. 12, n. 4, p. 334–350, 2009.
- LEATHWICK, L.; AUSTIN, M. Competitive interactions between tree species in New Zealand old-growth indigenous forests. **Ecology**, v. 82, n. 9, p. 2560–2573, 2001.
- LUIS, E. A.; GUERRERO, E. L. Geographical distribution of *Discocyrtus prospicius* (Arachnida: Opiliones: Gonyleptidae): Is there a pattern? **Zootaxa**, v. 24, n. 3043, p. 1–24, 2011.
- MANEL, S.; DIAS, J. M.; ORMEROD, S. J. Comparing discriminant analysis, neural networks and logistic regression for predicting species distributions: A case study with a Himalayan river bird. **Ecological Modelling**, v. 120, n. 2-3, p. 337–347, 1999.
- MARTÍNEZ-MEYER, E. et al. Ecological niche modelling and prioritizing areas for species reintroductions. **Oryx**, v. 40, n. 04, p. 411, 2006.
- MCPHERSON, T. Y. Landscape scale species distribution modeling across the Guiana Shield to inform conservation decision making in Guyana. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, p. 1931–1948, 2014.
- MCVEIGH, M. E. Open Access journals in the ISI citation databases: analysis of impact factors and citation patterns: a citation study from Thomson Scientific. **Thomson Corporation**, p. 1-25, 2004.
- MESQUITA, P. C. M. D.; PINHEIRO-MESQUITA, S. F.; PIETCZAK, C. Are common species endangered by climate change? Habitat suitability projections for the royal ground snake, *Liophis reginae* (Serpentes, Dipsadidae). **North-Western Journal of Zoology**, v. 9, n. 1, p. 51–56, 2013.
- MORA, C. et al. How many species are there on earth and in the ocean? **PLoS Biology**, v. 9, n. 8, p. 1–8, 2011.
- MOSS, R. H. et al. change research and assessment. **Nature**, v. 463, n. 7282, p. 747–756, 2010.
- NICOLA, M. V. et al. Phylogeography and palaeodistribution modelling of *Nassauvia* subgenus *Strongyloma* (Asteraceae): exploring phylogeographical scenarios in the Patagonian steppe. **Ecology and Evolution**, v. 4, n. 22, p. 4270-4286, 2014.

OLIVEIRA, H. R.; CASSEMIRO, F. A. S. Potenciais efeitos das mudanças climáticas futuras sobre a distribuição de um anuro da Caatinga *Rhinella granulosa* (Anura, Bufonidae). **Iheringia**, v. 103, n. 3, p. 272–279, 2013.

OLSON, L. The economics of terrestrial invasive species: a review of the literature. **Agricultural and Resource Economics Review**, v. 1, p. 178–194, 2006.

OSBORNE, P. E.; ALONSO, J. C.; BRYANT, R. G. Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: A case study with Great Bustards. **Journal of Applied Ecology**, v. 38, n. 2, p. 458–471, 2001.

PEARSON, R. G. et al. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: A test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 1, p. 102–117, 2007.

PEARSON, R. G. Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. **Lessons in Conservation**. n. 3. p. 54-89, 2010.

PEARSON, R. G.; DAWSON, T. P. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? **Global Ecology and Biogeography**, v. 12, p. 361–371, 2003.

PETERSON, A. T. Why not WhyWhere: The need for more complex models of simpler environmental spaces. **Ecological Modelling**, v. 203, n. 3-4, p. 527–530, 2007.

PETERSON, A. T.; SHAW, J. *Lutzomyia* vectors for cutaneous leishmaniasis in Southern Brazil: Ecological niche models, predicted geographic distributions, and climate change effects. **International Journal for Parasitology**, v. 33, p. 919–931, 2003.

PETERSON, A. T. et al. **Ecological Niches and Geographic Distributions**. United States of America: Princeton: Princeton University Press, 2011.

PETERSON, A. T.; SOBERÓN, J. Species Distribution Modeling and Ecological Niche Modeling: Getting the Concepts Right. **Natureza & Conservação**. v. 10, n. 2, p. 102–107, 2012.

POO-MUÑOZ, D. A. et al. *Galictis cuja* (Mammalia): an update of current knowledge and geographic distribution. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 104, n. 3, p. 341–346, 2014.

PULLIAM, H. R. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, v. 3, n. 4, p. 349-361, 2000.

RAES, N. Partial versus full species distribution models. **Natureza & Conservação**, v. 10, n. 2, p. 127–138, 2012.

RAXWORTHY, C. J. et al. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. **Nature**, v. 426, n. 6968, p. 837–841, 2003.

RICHARDSON, K. et al. Thermal sensitivity of *Aedes aegypti* from Australia: empirical data and prediction of effects on distribution. **Journal of medical entomology**, v. 48, n. 4, p. 914–923, 2011.

- SANTANA, F. S. et al. A reference business process for ecological niche modelling. **Ecological Informatics**, v. 3, n. 1, p. 75–86, 2008.
- SAUPE, E. E. et al. Climate change and marine molluscs of the western North Atlantic: future prospects and perils. **Journal of Biogeography**, v. 41, n. 7, p. 1352–1366, 2014.
- SEOANE, J.; BUSTAMANTE, J. Modelos predictivos de la distribución de especies: una revisión de sus limitaciones. **Ecología** v. 15, p.99-21, 2001.
- SILVA, D. P. et al. Seeking the flowers for the bees: Integrating biotic interactions into niche models to assess the distribution of the exotic bee species *Lithurgus huberi* in South America. **Ecological Modelling**, v. 273, p. 200–209, fev. 2014a.
- SILVA, D. P. et al. Using Ecological Niche Models and Niche Analyses to Understand Speciation Patterns: The Case of Sister Neotropical Orchid Bees. **PLoS ONE**, v. 9, n. 11, p. 1-17, 2014b.
- SILVA-OLIVEIRA, G. C. et al. The invasive status of *Macrobrachium rosenbergii* (De Man, 1879) in Northern Brazil, with an estimation of areas at risk globally. **Aquatic Invasions**, v. 6, n. 3, p. 319–328, 2011.
- SOBERÓN, J.; PETERSON, A T. Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species ' Distributional Areas. **Biodiversity Informatics**, v. 2, p. 1–10, 2005.
- STRANGE, J. P. et al. Global invasion by *Anthidium manicatum* (Linnaeus) (Hymenoptera: Megachilidae): Assessing potential distribution in North America and beyond. **Biological Invasions**, v. 13, n. 9, p. 2115–2133, 2011.
- SYNES, N. W.; OSBORNE, P. E. Choice of predictor variables as a source of uncertainty in continental-scale species distribution modelling under climate change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 6, p. 904–914, 2011.
- VEBLEN, T. T.; YOUNG, K. R.; ORME, A. R. **The Physical Geography of South America**. New York: Osford University Press, Inc., 2007.
- WHITTAKER, R. H.; LEVINT, S. A.; ROOT, R. B. How to put all your eggs in one basket: empirical patterns of offspring provisioning throughout a mother's lifetime. **The American naturalist**, v. 107, p. 321–338, 1973.
- WHITTAKER, R. J.; WILLIS, K. J.; FIELD, R. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, v. 28, n. 4, p. 453-470, 2001.
- WHITTAKER, R. J. et al. Conservation biogeography: Assessment and prospect. **Diversity and Distributions**, v. 11, n. 1, p. 3–23, 2005.
- ZHANG, M.-G. et al. Using species distribution modeling to improve conservation and land use planning of Yunnan, China. **Biological Conservation**, v. 153, p. 257–264, 2012.
- ZHU, G. et al. Potential geographic distribution of brown marmorated stink bug invasion (*Halyomorpha halys*). **PLoS ONE**, v. 7, n. 2, p. 1-10, 2012.

APÊNDICES

APÊNDICE A - LISTA DAS PUBLICAÇÕES DE MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DE ESPÉCIES ANALISADAS NESTE ESTUDO.

(Continua)

| N | REFERÊNCIA |
|----|--|
| 1 | ABBA, M. et al. Distribution of extant xenarthrans (Mammalia : Xenarthra) in Argentina using species distribution models. Mammalia , v. 76, n. 5, p. 123–136, 2012. |
| 2 | ACOSTA, L. E.; GUERRERO, E. L. Geographical distribution of <i>Discocyrtus prospicius</i> (Arachnida: Opiliones: Gonyleptidae): Is there a pattern? Zootaxa , v. 3043, p. 1–24, 2011. |
| 3 | ALMEIDA, P. S. DE et al. Predicting the geographic distribution of <i>Lutzomyia longipalpis</i> (Diptera: Psychodidae) and visceral leishmaniasis in the state of Mato Grosso do Sul, Brazil. Memórias do Instituto Oswaldo Cruz , v. 108, n. 8, p. 992–6, 2013. |
| 4 | AMARO, G.; DE MORAIS, E. G. F. Potential geographical distribution of the red palm mite in South America. Experimental and Applied Acarology , v. 60, n. 3, p. 343–355, 2013. |
| 5 | ANDERSON, R. P.; PETERSON, A. T.; GOMEZ-LAVERDE, M. Using niche-based GIS modeling to test geographic predictions of competitive exclusion and competitive release in South American pocket mice. Oikos , v. 98, n. 1, p. 3–16, 2002. |
| 6 | ANDREO, V. et al. Estimating Hantavirus Risk in Southern Argentina: A GIS-Based Approach Combining Human Cases and Host Distribution. Viruses , v. 6, n. 1, p. 201–222, 2014. |
| 7 | ARBOLEDA, S.; JARAMILLO-O, N.; PETERSON, A. T. Spatial and temporal dynamics of <i>Aedes aegypti</i> larval sites in Bello, Colombia. Journal of Vector Ecology , v. 37, n. 1, p. 37–48, 2012. |
| 8 | BARANZELLI, M. C. et al. Historical and ecological divergence among populations of <i>Monttea chilensis</i> (Plantaginaceae), an endemic endangered shrub bordering the Atacama Desert, Chile. Evolutionary Ecology , v. 28, n. 4, p. 751–774, 2014. |
| 9 | BARBOSA, F. G. et al. Predicting the current distribution and potential spread of the exotic grass <i>Eragrostis plana</i> Nees in South America and identifying a bioclimatic niche shift during invasion. Austral Ecology , v. 38, n. 3, p. 260–267, 2013. |
| 10 | BARROS, F. S. M.; DE SIQUEIRA, M. F.; DA COSTA, D. P. Modeling the potential geographic distribution of five species of <i>Metzgeria</i> Raddi in Brazil, aiming at their conservation. The Bryologist , v. 115, n. 2, p. 341–349, 2012. |
| 11 | BATISTA, T. A.; GURGEL-GONÇALVES, R. Ecological niche modelling and differentiation between <i>Rhodnius neglectus</i> Lent, 1954 and <i>Rhodnius nasutus</i> Stål, 1859 (Hemiptera: Reduviidae: Triatominae) in Brazil. Memórias do Instituto Oswaldo Cruz , v. 104, n. November, p. 1165–1170, 2009. |
| 12 | BERNARDO-SILVA, J. et al. Identification of Priority Areas for Conservation of Two Endangered Parapatric Species of Red-bellied Toads Using Ecological Niche Models and Hotspot Analysis. Natureza & Conservação , v. 10, n. December, p. 207–213, 2012. |
| 13 | BONACCORSO, E.; KOCH, I.; PETERSON, A. T. Pleistocene fragmentation of Amazon species' ranges. Diversity and Distributions , v. 12, p. 157–164, 2006. |
| 14 | BONATELLI, I. A. S. et al. Interglacial microrefugia and diversification of a cactus species complex: Phylogeography and palaeodistributional reconstructions for <i>Pilosocereus aurisetus</i> and allies. Molecular Ecology , v. 23, n. 12, p. 3044–3063, 2014. |
| 15 | BOTERO-DELGADILLO, E.; PÁEZ, C. A.; SANABRIA-MEJÍA, J. Discovery of two new localities for Todd's Parakeet <i>Pyrrhura picta caeruleiceps</i> using distribution models: Enhancing knowledge of a little known Neotropical bird. Ardeola , v. 59, n. 2, p. 237–252, 2012. |
| 16 | BUERMANN, W. et al. Predicting species distributions across the Amazonian and Andean regions using remote sensing data. Journal of Biogeography , v. 35, p. 1160–1176, 2008. |

N REFERÊNCIA

- 17 CADENA, C. D.; CUERVO, A. M. Molecules, ecology, morphology, and songs in concert: How many species is *Arremon torquatus* (Aves: Emberizidae)? **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 99, p. 152–176, 2010.
- 18 CADENA, C. D.; LOISELLE, B. A. Limits to elevational distributions in two species of emberizine finches: Disentangling the role of interspecific competition, autoecology, and geographic variation in the environment. **Ecography**, v. 30, n. 4, p. 491–504, 2007.
- 19 CAMARGO, A. et al. Quaternary range and demographic expansion of *Liolaemus darwini* (Squamata: Liolaemidae) in the Monte Desert of Central Argentina using Bayesian phylogeography and ecological niche modelling. **Molecular Ecology**, v. 22, n. 15, p. 4038–4054, 2013.
- 20 CAMPOS-KRAUER, J. M.; WISELY, S. M. Deforestation and cattle ranching drive rapid range expansion of capybara in the Gran Chaco ecosystem. **Global Change Biology**, v. 17, p. 206–218, 2011.
- 21 CARNAVAL, A. C. et al. Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic Forest Hotspot. **Science**, v. 323, n. 1, p. 785–789, 2009.
- 22 CAROLAN, K. et al. Topography and Land Cover of Watersheds Predicts the Distribution of the Environmental Pathogen *Mycobacterium ulcerans* in Aquatic Insects. **PLoS neglected tropical diseases**, v. 8, n. 11, p. 1–13, 2014.
- 23 CARRASCO, M. F.; BARÓN, P. J. Analysis of the potential geographic range of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) based on surface seawater temperature satellite data and climate charts: The coast of South America as a study case. **Biological Invasions**, v. 12, p. 2597–2607, 2010.
- 24 COLLEVATTI, R. G. et al. Demographic history and the low genetic diversity in *Dipteryx alata* (Fabaceae) from Brazilian Neotropical savannas. **Heredity (Edinb)**, v. 111, n. 2, p. 97–105, 2013.
- 25 COLLEVATTI, R. G. et al. Drawbacks to palaeodistribution modelling: the case of South American seasonally dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 2, p. 345–358, 2013.
- 26 COLLEVATTI, R. G. et al. Recovering the demographical history of a Brazilian cerrado tree species *Caryocar brasiliense*: Coupling ecological niche modeling and coalescent analyses. **Natureza & Conservação**, v. 10, n. 2, p. 169–176, 2012.
- 27 CORBALÁN, V. et al. Lizards as conservation targets in Argentinean Patagonia. **Journal for Nature Conservation**, v. 19, p. 60–67, 2011.
- 28 COSTA, G. C. et al. Sampling bias and the use of ecological niche modeling in conservation planning: A field evaluation in a biodiversity hotspot. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, p. 883–899, 2010.
- 29 COSTA, M. D. S. G.; BATISTA, R. D. C.; GURGEL-GONÇALVES, R. Predicting geographic distributions of *Phacelodomus* species (Aves: Furnariidae) in South America based on ecological niche modeling. **Acta Scientiarum**, v. 36, n. 3, p. 299–306, 2014.
- 30 CREGO, R. D.; NIELSEN, C. K.; DIDIER, K. A. Climate change and conservation implications for wet meadows in dry Patagonia. **Environmental Conservation**, v. 41, n. 2, p. 122–131, 2014.
- 31 DANTAS, M. A. T. et al. A review of the time scale and potential geographic distribution of *Notiomastodon platensis* (Ameghino, 1888) in the late Pleistocene of South America. **Quaternary International**, v. 317, p. 73–79, 2013.
- 32 DÁTTELO, W.; FALCÃO, J. C. F.; TEIXEIRA, M. C. Predictive model of distribution of *Atta robusta* Borgmeier 1939 (Hymenoptera: Formicidae): subsidies for conservation of a Brazilian leaf-cutting ant endangered species. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 47, n. 3, p. 193–201, 2012.
- 33 DE ARAÚJO, C. B.; MARCONDES-MACHADO, L. O.; COSTA, G. C. The importance of biotic interactions in species distribution models: A test of the Eltonian noise hypothesis using parrots. **Journal of Biogeography**, v. 41, p. 513–523, 2014.
- 34 DE BARROS, F. S. M. et al. Distribution summaries of malaria vectors in the northern Brazilian Amazon. **Journal of vector ecology**, v. 32, n. 2, p. 161–167, 2007.
- 35 DE MORAES WEBER, M. et al. Have old species reached most environmentally suitable areas? A case study with South American phyllostomid bats. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 11, p. 1177–1185, 2014.
- 36 DE SIQUEIRA, M. F. et al. Something from nothing: Using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. **Journal for Nature Conservation**, v. 17, n. 1, p. 25–32, 2009.
-

N REFERÊNCIAS

- 37 DE THOISY, B. et al. Maripa Hantavirus in French Guiana: Phylogenetic Position and Predicted Spatial Distribution of Rodent Hosts. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 90, n. 6, p. 988–992, 2014.
- 38 DIAS-SILVA, K. et al. Gerromorpha (Hemiptera: Heteroptera) of eastern Mato Grosso State, Brazil: Checklist, new records, and species distribution modeling. **Zootaxa**, v. 3736, n. 3, p. 201–235, 2013.
- 39 DINIZ-FILHO, J. A. F. Geographic shifts in climatically suitable areas and loss of genetic variability in *Dipteryx alata* (“Baru” Tree; Fabaceae). **Genetics and Molecular Research**, v. 11, n. 2, p. 1618–1626, 2012.
- 40 DONALISIO, M. R.; PETERSON, A. T. Environmental factors affecting transmission risk for hantaviruses in forested portions of southern Brazil. **Acta Tropica**, v. 119, p. 125-130, 2011.
- 41 EMBERT, D. et al. Priority areas for amphibian conservation in a neotropical megadiverse country: The need for alternative, non place based, conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 7, p. 1557–1570, 2011.
- 42 ESCALANTE, T. et al. Ecological niche models and patterns of richness and endemism of the southern Andean genus *Eurymetopum* (Coleoptera, Cleridae). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 53, n. 3, p. 379–385, 2009.
- 43 ESCOBAR, L. E. et al. Ecology and Geography of Transmission of Two Bat-Borne Rabies Lineages in Chile. **PLoS Neglected Tropical Diseases**, v. 7, n. 12, 2013.
- 44 FAGUA, J. C.; CABRERA, E.; GONZALEZ, V. H. The effect of highly variable topography on the spatial distribution of *Aniba perutilis* (Lauraceae) in the Colombian Andes. **Rev. Biol. Trop.**, v. 61, n. 1, p. 301–309, 2013.
- 45 FALEIRO, F. V.; LOYOLA, R. D. Socioeconomic and political trade-offs in biodiversity conservation: a case study of the Cerrado Biodiversity Hotspot, Brazil. **Diversity and Distributions**, v. 19, n. 8, p. 977–987, 2013.
- 46 FEELEY, K. J.; SILMAN, M. R. Keep collecting: accurate species distribution modelling requires more collections than previously thought. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 6, p. 1132–1140, 2011.
- 47 FERNÁNDEZ, D. C.; ZAMBRANO, G.; GONZALEZ, V. H. Comportamiento de nidificación, notas taxonómicas y distribución potencial de *Paratrigona eutaeniata* (Hymenoptera : Apidae , Meliponini). **Revista Colombiana de Entomologia**, v. 36, n. 2, p. 325–332, 2010.
- 48 FERRAZ, K. M. P. M. B. et al. Distribution of Capybaras in an Agroecosystem, Southeastern Brazil, Based on Ecological Niche Modeling. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 1, p. 189–194, 2009.
- 49 FERRAZ, K. M. P. M. B. et al. Environmental suitability of a fragmented and heterogeneous landscape for forest bird species in south-eastern Brazil. **Environmental Conservation**, v. 39, n. 4, p. 316–324, 2012.
- 50 FERRAZ, K. M. P. M. D. B. et al. Species Distribution Modeling for Conservation Purposes. **Natureza & Conservação**, v. 10, n. 2, p. 214-220, 2012.
- 51 FERRER-PARIS, J. R. et al. Using limited data to detect changes in species distributions: Insights from Amazon parrots in Venezuela. **Biological Conservation**, v. 173, p. 133–143, 2013.
- 52 FERRO, V. G. et al. The Reduced Effectiveness of Protected Areas under Climate Change Threatens Atlantic Forest Tiger Moths. **PLoS ONE**, v. 9, n. 9, p. 1-10, 2014.
- 53 FITZPATRICK, M. C. et al. The biogeography of prediction error: Why does the introduced range of the fire ant over-predict its native range? **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 24–33, 2007.
- 54 FOLEY, D. H. et al. Geographic distribution, evolution, and disease importance of species within the Neotropical Anopheles albitarsis Group (Diptera, Culicidae). **Journal of Vector Ecology**, v. 39, n. 1, p. 168–181, 2014.
- 55 FONSECA, R. L. et al. Predicting invasive potential of smooth crotalaria (*Crotalaria pallida*) in Brazilian national parks based on African records. **Weed Science**, v. 54, n. 3, p. 458–463, 2006.
- 56 FORERO-MEDINA, G.; CÁRDENAS-ARÉVALO, G.; CASTAÑO-MORA, O. V. Habitat modeling of Dahl’s Toad-Headed turtle (*Mesoclemmys dahli*) in Colombia. **Herpetological Conservation and Biology**, v. 7, n. 2, p. 313–322, 2012.
-

-
- | N | REFERÊNCIA |
|----|---|
| 57 | FRESIA, P. et al. Applying spatial analysis of genetic and environmental data to predict connection corridors to the New World screwworm populations in South America. Acta tropica , v. 138, p. S34–S41, 2014. |
| 58 | GIACOMIN, L.; KAMINO, L.; STEHMANN, J. Speeding up the discovery of unknown plants: a case study of <i>Solanum</i> (Solanaceae) endemics from the Brazilian Atlantic Forest. Bol. Mus. Biol. , v. 35, p. 121–135, 2014. |
| 59 | GIANNINI, T. C. et al. Identifying the areas to preserve passion fruit pollination service in Brazilian Tropical Savannas under climate change. Agriculture, Ecosystems and Environment , v. 171, p. 39–46, 2013. |
| 60 | GIANNINI, T. C. et al. Pollination services at risk : Bee habitats will decrease owing to climate change in Brazil. Ecological Modelling , v. 244, p. 127–131, 2012. |
| 61 | GIANNINI, T. C.; SARAIVA, A. M.; ALVES-DOS-SANTOS, I. Ecological niche modeling and geographical distribution of pollinator and plants: A case study of <i>Peponapis fervens</i> (Smith, 1879) (Eucerini: Apidae) and <i>Cucurbita species</i> (Cucurbitaceae). Ecological Informatics , v. 5, n. 1, p. 59–66, 2010. |
| 62 | GIBBONS, R. E. et al. Assessing the geographic range of Black-fronted Ground-Tyrants (<i>Muscisaxicola frontalis</i>) using extralimital and winter range occurrence records and ecological niche modeling. Journal of Field Ornithology , v. 82, n. 4, p. 355–365, 2011. |
| 63 | GILES, J.; PETERSON, A. T.; ALMEIDA, A. Ecology and geography of plague transmission areas in northeastern Brazil. PLoS Neglected Tropical Diseases , v. 5, n. 1, 2011. |
| 64 | GIOVANELLI, J. G. R. et al. Modelagem do nicho ecologico de <i>Phyllomedusa ayeaye</i> (Anura: Hylidae): previsao de novas areas de ocorrência para uma especie rara. Neotropical Biology and Conservation , v. 3, n. 2, p. 59–65, 2008. |
| 65 | GIOVANELLI, J. G. R. et al. Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics : How the size of calibration area affects the performance of five presence-only methods. Ecological Modelling , v. 221, n. 2, p. 215–224, 2010. |
| 66 | GIOVANELLI, J. G. R.; HADDAD, C. F. B.; ALEXANDRINO, J. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (<i>Lithobates catesbeianus</i>) in Brazil. Biological Invasions , v. 10, n. 5, p. 585–590, 2008. |
| 67 | GOMEZ, J. J. et al. Habitat suitability and anthropogenic correlates of Neotropical river otter (<i>Lontra longicaudis</i>) distribution. Journal of Mammalogy , v. 95, n. 4, p. 824–833, 2014. |
| 68 | GONZÁLEZ, C.; PAZ, A.; FERRO, C. Predicted altitudinal shifts and reduced spatial distribution of <i>Leishmania infantum</i> vector species under climate change scenarios in Colombia. Acta Tropica , v. 129, n. 1, p. 83–90, 2014. |
| 69 | GRAHAM, C. H.; SILVA, N.; VELASQUEZ-TIBATA, J. Evaluating the potential causes of range limits of birds of the Colombian Andes. Journal of Biogeography , v. 37, n. 10, p. 1863–1875, 2010. |
| 70 | GUERRERO, P. C.; BIZAMA, G.; PEN, F. T. Climatic Niche Conservatism and Biogeographical Non-Equilibrium in <i>Eschscholzia californica</i> (Papaveraceae), an Invasive Plant in the Chilean Mediterranean Region. PLoS ONE , v. 9, n. 8, p. 1-8, 2014. |
| 71 | GURGEL-GONCALVES, R.; CUBA, C. A. C. Predicting the potential geographical distribution of <i>Rhodnius neglectus</i> (Hemiptera, Reduviidae) based on ecological niche modeling. Journal of medical entomology , v. 46, n. 4, p. 952–960, 2009. |
| 72 | GURGEL-GONÇALVES, R.; SILVA, R. B. Analysis of the geographical distribution of <i>Psammolestes bergroth</i> (Hemiptera: Heteroptera: Reduviidae: Triatominae) in South America, with new records of <i>Psammolestes tertius</i> Lent & Jurberg. Zootaxa , v. 2033, p. 41–48, 2009. |
| 73 | HEIBL, C.; RENNER, S. S. Distribution Models and a Dated Phylogeny for Chilean Oxalis Species Reveal Occupation of New Habitats by Different Lineages , not Rapid Adaptive Radiation. Systematic Biology , v. 61, n. 5, p. 823–834, 2012. |
| 74 | HENRY, P. Y.; AZNAR, J. C. Eco-Climatic Correlates of Occurrences of White-Throated Hawk (<i>Buteo albigula</i>) and Cinereous Harrier (<i>Circus cinereus</i>) in Central Ecuador. Ornitologia Neotropical , v. 20, p. 511–521, 2009. |
-

| N | REFERÊNCIA |
|----|---|
| 75 | JAKOB, S. S.; MARTINEZ-MEYER, E.; BLATTNER, F. R. Phylogeographic analyses and paleodistribution modeling indicate Pleistocene in situ survival of <i>Hordeum</i> species (Poaceae) in southern Patagonia without genetic or spatial restriction. Molecular Biology and Evolution , v. 26, n. 4, p. 907–923, 2009. |
| 76 | JIGUET, F.; BARBET-MASSIN, M.; HENRY, P. Predicting potential distributions of two rare allopatric sister species, the globally threatened <i>Doliornis cotingas</i> . Journal of Field Ornithology , v. 81, n. 4, p. 325–339, 2010. |
| 77 | JUDITH, C. et al. Using high-resolution remote sensing data for habitat suitability models of Bromeliaceae in the city of Mérida, Venezuela. Landscape and Urban Planning , v. 120, p. 107–118, 2013. |
| 78 | KERSHAW, F. et al. Informing conservation units: Barriers to dispersal for the yellow anaconda. Diversity and Distributions , v. 19, p. 1164–1174, 2013. |
| 79 | KUMAR, S.; NEVEN, L. G.; YEE, W. L. Assessing the Potential for Establishment of Western Cherry Fruit Fly Using Ecological Niche Modeling. Journal of Economic Entomology , v. 107, n. 3, p. 1032–1044, 2014. |
| 80 | LANFRI, S. et al. Understanding the ecological niche to elucidate spatial strategies of the southernmost <i>Tupinambis</i> lizards. Amphibia-Reptilia , v. 34, n. 2013, p. 551–565, 2013. |
| 81 | LEMES, P.; LOYOLA, R. D. Accommodating Species Climate-Forced Dispersal and Uncertainties in Spatial Conservation Planning. PoS ONE , v. 8, n. 1, 2013. |
| 82 | LEMES, P.; MELO, A. S.; LOYOLA, R. D. Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest. Biodiversity and Conservation , v. 23, n. 2, p. 357–368, 2014. |
| 83 | LESSMANN, J.; MUÑOZ, J.; BONACCORSO, E. Maximizing species conservation in continental Ecuador: a case of systematic conservation planning for biodiverse regions. Ecology and Evolution , v. 4, n. 12, p. 2410–2422, 2014. |
| 84 | LIM, B. K.; TOWNSEND PETERSON, A.; ENGSTROM, M. D. Robustness of ecological niche modeling algorithms for mammals in Guyana. Biodiversity and Conservation , v. 11, p. 1237–1246, 2002. |
| 85 | LIMA-RIBEIRO, M. S. et al. Climate and humans set the place and time of Proboscidean extinction in late Quaternary of South America. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology , v. 392, p. 546–556, 2013. |
| 86 | LOISELLE, B. A. et al. Avoiding Pitfalls of Using Species Distribution Models in Conservation Planning. Conservation Biology , v. 17, n. 6, p. 1591–1600, 2003. |
| 87 | LOISELLE, B. A. et al. Predicting species distributions from herbarium collections: does climate bias in collection sampling influence model outcomes? Journal of Biogeography , v. 35, p. 105–116, 2008. |
| 88 | LÖTTTERS, S. et al. Reinforcing and expanding the predictions of the disturbance vicariance hypothesis in Amazonian harlequin frogs: A molecular phylogenetic and climate envelope modelling approach. Biodiversity and Conservation , v. 19, n. 8, p. 2125–2146, 2010. |
| 89 | LOYOLA, R. D. et al. Clade-specific consequences of climate change to amphibians in Atlantic Forest protected areas. Ecography , v. 37, n. 1, p. 65–72, 2014. |
| 90 | LOYOLA, R. D. et al. Severe Loss of Suitable Climatic Conditions for Marsupial Species in Brazil: Challenges and Opportunities for Conservation. PoS ONE , v. 7, n. 9, p. 1–9, 2012. |
| 91 | LUMBRERAS, A. et al. Disentangling the taxonomy and ecology of South American <i>Ranunculus</i> subgen. <i>Batrachium</i> . Aquatic Botany , v. 114, p. 21–28, 2014. |
| 92 | MARINI, M. Â. et al. Applying ecological niche modelling to plan conservation actions for the Red-spectacled Amazon (<i>Amazona pretrei</i>). Biological Conservation , v. 143, n. 1, p. 102–112, 2010. |
| 93 | MARINI, M. Â. et al. Predicted climate-driven bird distribution changes and forecasted conservation conflicts in a neotropical savanna. Conservation Biology , v. 23, n. 6, p. 1558–1567, 2009. |
| 94 | MARINO, J. et al. Bioclimatic constraints to Andean cat distribution: a modelling application for rare species. Diversity and Distributions , v. 17, n. 2, p. 311–322, 2011. |

N REFERÊNCIAS

- 95 MARQUES, I. et al. Multiple hybridization events, polyploidy and low postmating isolation entangle the evolution of neotropical species of *Epidendrum* (Orchidaceae). **BMC Evolutionary Biology**, v. 14, n. 1, p. 1-14, 2014.
- 96 MARTÍNEZ, J. J.; DI COLA, V. Geographic distribution and phenetic skull variation in two close species of *Graomys* (Rodentia, Cricetidae, Sigmodontinae). **Zoologischer Anzeiger**, v. 250, n. 3, p. 175–194, 2011.
- 97 MARTINEZ, P. A. et al. Bergmann's rule across the equator: A case study in *Cerdocyon thous* (Canidae). **Journal of Animal Ecology**, v. 82, n. 5, p. 997–1008, 2013.
- 98 MATEO, R. G. et al. A new spin on a compositionalist predictive modelling framework for conservation planning: A tropical case study in Ecuador. **Biological Conservation**, v. 160, p. 150–161, 2013.
- 99 MATEO, R. G. et al. Do Stacked Species Distribution Models Reflect Altitudinal Diversity Patterns? **PLoS ONE**, v. 7, n. 3, 2012.
- 100 MATEO, R. G. et al. Profile or group discriminative techniques? Generating reliable species distribution models using pseudo-absences and target-group absences from natural history collections. **Diversity and Distributions**, v. 16, p. 84–94, 2010.
- 101 MATEO, R. G.; FELICÍSIMO, Á. M.; MUÑOZ, J. Effects of the number of presences on reliability and stability of MARS species distribution models: The importance of regional niche variation and ecological heterogeneity. **Journal of Vegetation Science**, v. 21, p. 908–922, 2010.
- 102 MCPHERSON, T. Y. Landscape scale species distribution modeling across the Guiana Shield to inform conservation decision making in Guyana. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, p. 1931–1948, 2014.
- 103 MESQUITA, P. C. M. D.; PINHEIRO-MESQUITA, S. F.; PIETCZAK, C. Are common species endangered by climate change? Habitat suitability projections for the royal ground snake, *Liophis reginae* (Serpentes, Dipsadidae). **North-Western Journal of Zoology**, v. 9, n. 1, p. 51–56, 2013.
- 104 MEYER, A. L. S.; PIE, M. R.; PASSOS, F. C. Assessing the exposure of lion tamarins (*Leontopithecus* spp. to future climate change. **American Journal of Primatology**, v. 76, n. 6, p. 551–562, 2014.
- 105 MINOLI, I.; MORANDO, M.; AVILA, L. J. Integrative taxonomy in the *Liolaemus fitzingerii* complex (Squamata: Liolaemini) based on morphological analyses and niche modeling. **Zootaxa**, v. 3856, n. 4, p. 501–28, 2014.
- 106 MONTECINO, V. et al. Niche dynamics and potential geographic distribution of *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) M. Schmidt, an invasive freshwater diatom in Southern Chile. **Aquatic Invasions**, v. 9, n. 4, p. 507–519, 2014.
- 107 MORATELLI, R. et al. Current and potential distribution of *Myotis simus* (Chiroptera, Vespertilionidae). **Mammalia**, v. 75, n. 3, p. 227–234, 2011.
- 108 MORATO, R. G. et al. Identification of priority conservation areas and potential corridors for Jaguars in the Caatinga Biome, Brazil. **PLoS ONE**, v. 9, n. 4, p. 1-11, 2014.
- 109 MURRAY-SMITH, C. et al. Plant Diversity Hotspots in the Atlantic Coastal Forests of Brazil. **Conservation Biology**, v. 23, n. 1, p. 151–163, 2008.
- 110 NABOUT, J. C. et al. Combining multiple models to predict the geographical distribution of the Barú tree (*Dipteryx alata* Vogel) in the Brazilian Cerrado. **Brazilian journal of biology**, v. 70, n. 4, p. 911–919, 2010.
- 111 NABOUT, J. C. et al. Using correlative, mechanistic and hybrid niche models to predict the productivity and impact of global climate change on maize crop in Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 10, n. 2, p. 177–183, 2012.
- 112 NAKAZATO, T.; WARREN, D. L.; MOYLE, L. C. Ecological and geographic modes of species divergence in wild tomatoes. **American Journal of Botany**, v. 97, n. 4, p. 680–693, 2010.
- 113 NICOLA, M. V. et al. Phylogeography and palaeodistribution modelling of *Nassauvia* subgenus *Strongyloma* (Asteraceae): exploring phylogeographical scenarios in the Patagonian steppe. **Ecology and Evolution**, v. 4, n. 22, p. 4270–4286, 2014.
- 114 NICOLA, M. V.; JOHNSON, L. A.; POZNER, R. Geographic Variation among Closely Related, Highly Variable Species with a Wide Distribution Range: The South Andean-Patagonian *Nassauvia* subgenus *Strongyloma* (Asteraceae, Nassauviaceae). **Systematic Botany**, v. 39, n. 1, p. 331–348, 2014.
-

N REFERÊNCIA

- 115 NÓBREGA, C. C.; JR, P. D. M. Unprotecting the rare species: a niche-based gap analysis for odonates in a core Cerrado area. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 3, p. 491–505, 2011.
- 116 NORI, J. et al. American bullfrog invasion in Argentina: Where should we take urgent measures? **Biodiversity and Conservation**, v. 20, p. 1125–1132, 2011.
- 117 NUNES, M. F. C. et al. Are large-scale distributional shifts of the blue-winged macaw (*Primolius maracana*) related to climate change? **Journal of Biogeography**, v. 34, p. 816–827, 2007.
- 118 OLIVEIRA, H. R.; CASSEMIRO, F. A. S. Potenciais efeitos das mudanças climáticas futuras sobre a distribuição de um anuro da Caatinga *Rhinella granulosa* (Anura, Bufonidae). **Iheringia**, v. 103, n. 3, p. 272–279, 2013.
- 119 OLIVEIRA, M. D. et al. Modeling the potential distribution of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei* in the Upper Paraguay River system using limnological variables. **Brazilian journal of biology**, v. 70, n. 3, p. 831–840, 2010.
- 120 OLIVEIRA, M. D.; HAMILTON, S. K.; JACOBI, C. M. Forecasting the expansion of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei* in Brazilian and North American rivers based on its occurrence in the Paraguay River and Pantanal wetland of Brazil. **Aquatic Invasions**, v. 5, n. 1, p. 59–73, 2010.
- 121 ORTEGA-ANDRADE, H. M.; ROJAS-SOTO, O.; PAUCAR, C. Novel data on the ecology of *Cochranella mache* (Anura: Centrolenidae) and the importance of protected areas for this critically endangered glassfrog in the Neotropics. **PLoS ONE**, v. 8, n. 12, p. 1–13, 2013.
- 122 ORTÍZ-YUSTY, C. et al. Distribución potencial de *Podocnemis lewyana* (Reptilia: Podocnemididae) y su posible fluctuación bajo escenarios de cambio climático global. **Acta Biológica Colombiana**, v. 19, n. 3, p. 471–481, 2014.
- 123 PACHECO, S.; MALIZIA, L. R.; CAYUELA, L. Effects of climate change on subtropical forests of South America. **Tropical Conservation Science**, v. 3, n. 4, p. 423–437, 2010.
- 124 PALAORO, A. V et al. Niche conservatism and the potential for the crayfish *Procambarus clarkii* to invade South America. **Freshwater Biology**, v. 58, n. 7, p. 1-13, 2013.
- 125 PEDRANA, J. et al. Primary productivity and anthropogenic disturbance as determinants of Upland Goose *Chloephaga picta* distribution in southern Patagonia. **Avian Science**, v. 153, p. 517–530, 2011.
- 126 PERALVO, M. et al. Identification of biodiversity conservation priorities using predictive modeling: an application for the equatorial pacific region of South America. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 9, p. 2649–2675, 2007.
- 127 PEREIRA, J. M. et al. Climatic factors influencing triatomine occurrence in Central-West Brazil. **Mem Inst Oswaldo Cruz**, v. 108, n. 3, p. 335–341, 2013.
- 128 PEREIRA-GARBERO, R. et al. Mamíferos invasores en Uruguay, historia, perspectivas y consecuencias. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 86, n.4, p. 403–421, 2013.
- 129 PETERSON, A T. et al. Assessment of invasive potential of *Homalodisca coagulata* in western north america and south america. **Natural History**, v. 3, p. 1–7, 2003.
- 130 PETERSON, A. T.; SHAW, J. *Lutzomyia* vectors for cutaneous leishmaniasis in Southern Brazil: Ecological niche models, predicted geographic distributions, and climate change effects. **International Journal for Parasitology**, v. 33, p. 919–931, 2003.
- 131 PINTO, C. M. et al. Distribution, Abundance and Roosts of the Fruit Bat *Artibeus fraterculus* (Chiroptera: Phyllostomidae). **Acta Chiropterologica**, v. 15, n. 1, p. 85–94, 2013.
- 132 PLISCOFF, P. et al. Effects of alternative sets of climatic predictors on species distribution models and associated estimates of extinction risk: A test with plants in an arid environment. **Ecological Modelling**, v. 288, p. 166–177, 2014.
- 133 POLITIS, G. G. et al. Distribution parameters of guanaco (*Lama guanicoe*), pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) and marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) in Central Argentina: Archaeological and paleoenvironmental implications. **Journal of Archaeological Science**, v. 38, n. 7, p. 1405–1416, 2011.
- 134 POO-MUÑOZ, D. A. et al. *Galictis cuja* (Mammalia): an update of current knowledge and geographic distribution. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 104, n. 3, p. 341–346, 2014.
-

N REFERÊNCIA

- 135 PORTO, T. J.; CARNAVAL, A. C.; DA ROCHA, P. L. B. Evaluating forest refugial models using species distribution models, model filling and inclusion: a case study with 14 Brazilian species. **Diversity and Distributions**, v. 19, n. 3, p. 330–340, 2012.
- 136 PRATES-CLARK, C. D. C.; SAATCHI, S.; AGOSTI, D. Predicting geographical distribution models of high-value timber trees in the Amazon Basin using remotely sensed data. *Ecological Modelling*, v. 211, p. 309–323, 2008.
- 137 PREMOLI, A. C. et al. Ecological niche modeling meets phylogeography to unravel hidden past history of key forest genera in plant geography: *Podocarpus* and *Nothofagus*. **Natureza & Conservação**, v. 10, n. 2, p. 160–168, 2012.
- 138 PREMOLI, A. C.; MATHIASSEN, P.; KITZBERGER, T. Southern-most *Nothofagus* trees enduring ice ages: Genetic evidence and ecological niche retrodiction reveal high latitude (54°S) glacial refugia. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 298, p. 247–256, 2010.
- 139 QUINTANA, M. et al. Phlebotominae of epidemiological importance in cutaneous leishmaniasis in northwestern Argentina: risk maps and ecological niche models. **Medical and Veterinary Entomology**, v. 27, p. 39–48, 2013.
- 140 QUIROGA, M. P. et al. Shrinking forests under warming: Evidence of *Podocarpus parlatorei* (pino del cerro) from the subtropical andes. **Journal of Heredity**, v. 103, n. 5, p. 682–691, 2012.
- 141 RAMÍREZ, F. et al. Natural and anthropogenic factors affecting the feeding ecology of a top marine predator, the Magellanic penguin. **Ecosphere**, v. 5, n. April, p. 38, 2014.
- 142 RAMÍREZ-VILLEGAS, J. et al. Using species distributions models for designing conservation strategies of Tropical Andean biodiversity under climate change. **Journal for Nature Conservation**, v. 22, n. 5, p. 391–404, 2014.
- 143 RENISON, D. et al. Distribución y estado de conservación de las poblaciones de árboles y arbustos del género *Polylepis* (Rosaceae) en las montañas de Argentina. **Ecología Austral**, v. 23, p. 27–36, 2013.
- 144 RIUL, P. et al. Invasive potential of the coral *Tubastraea coccinea* in the southwest Atlantic. **Marine Ecology Progress Series**, v. 480, n. 3, p. 73–81, 2013.
- 145 RIVERA-ORTÍZ, F. A. et al. Habitat characterization and modeling of the potential distribution of the Military Macaw (*Ara militaris*) in Mexico. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 84, p. 1200–1215, 2013.
- 146 ROSA-FREITAS, M. G. et al. An ecoregional classification for the state of Roraima, Brazil. The importance of landscape in malaria biology. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 102, n. 3, p. 349–357, 2007.
- 147 SÄRKINEN, T.; GONZÁLES, P.; KNAPP, S. Distribution models and species discovery: the story of a new *Solanum* species from the Peruvian Andes. **PhytoKeys**, v. 20, n. 31, p. 1–20, 2013.
- 148 SCHIAFFINI, M. I. et al. Distribution of *Lyncodon patagonicus* (Carnivora, Mustelidae): changes from the Last Glacial Maximum to the present. **Journal of Mammalogy**, v. 94, n. 2, p. 339–350, 2013.
- 149 SCHOLTE, R. G. C. et al. Spatial distribution of *biomphalaria* spp., the intermediate host snails of *Schistosoma mansoni*, in Brazil. **Geospatial Health**, v. 6, n. 3, p. 95–101, 2012.
- 150 SERRA, B. D. V. et al. Modeling potential geographical distribution of the wild nests of *Melipona capixaba* Moure & Camargo, 1994 (Hymenoptera, apidae): Conserving isolated populations in mountain habitats. **Natureza & Conservação**, v. 10, n. 2, p. 199–206, 2012.
- 151 SHCHEGLOVITOVA, M.; ANDERSON, R. P. Estimating optimal complexity for ecological niche models: A jackknife approach for species with small sample sizes. **Ecological Modelling**, v. 269, p. 9–17, 2013.
- 152 SILVA, D. P. et al. Amazonian species within the Cerrado savanna: new records and potential distribution for *Aglae caerulea* (Apidae: Euglossini). **Apidologie**, v. 44, n. 6, p. 673–683, 2013.
- 153 SILVA, D. P. et al. Seeking the flowers for the bees: Integrating biotic interactions into niche models to assess the distribution of the exotic bee species *Lithurgus huberi* in South America. **Ecological Modelling**, v. 273, p. 200–209, 2014.
-

-
- | N | REFERÊNCIA |
|-----|---|
| 154 | SILVESTRO, V. A.; CARRARA, R.; FLORES, G. E. Redescrición y consideraciones biogeográficas de dos especies de <i>Scotobius</i> (Coleoptera : Tenebrionidae) de ambientes montanos del centro de Argentina y Chile. Rev. Soc. Entomol. Argent. , v. 71, p. 191–202, 2012. |
| 155 | SIMÓ, M. et al. A predictive modeling approach to test distributional uniformity of Uruguayan harvestmen (Arachnida: Opiliones). Zoological Studies , v. 53, n. 1, p. 1-13, 2014. |
| 156 | SOLEY-GUARDIA, M. et al. The effect of spatially marginal localities in modelling species niches and distributions. Journal of Biogeography , v. 41, n. 7, p. 1390–1401, 2014. |
| 157 | SOLOMON, S. E. et al. Paleodistributions and Comparative Molecular Phylogeography of Leafcutter Ants (<i>Atta</i> spp.) Provide New Insight into the Origins of Amazonian Diversity. PLoS ONE , v. 3, n. 7, p. 1-15, 2008. |
| 158 | SORIA-AUZA, R. W. et al. Impact of the quality of climate models for modelling species occurrences in countries with poor climatic documentation: a case study from Bolivia. Ecological Modelling , v. 221, p. 1221–1229, 2010. |
| 159 | SOUSA-BAENA, M. S.; GARCIA, L. C.; TOWNSEND PETERSON, A. Knowledge behind conservation status decisions: Data basis for “Data Deficient” Brazilian plant species. Biological Conservation , v. 173, p. 80–89, 2014. |
| 160 | STRANGE, J. P. et al. Global invasion by <i>Anthidium manicatum</i> (Linnaeus) (Hymenoptera: Megachilidae): assessing potential distribution in North America and beyond. Biological Invasions , v. 13, n. 9, p. 2115–2133, 2011. |
| 161 | TAYLOR, P.; SANGERMANO, F.; EASTMAN, J. R. A GIS framework for the refinement of species geographic ranges. International Journal of Geographical Information Science , v. 26, n. 1, p. 39-55, 2012. |
| 162 | TERRIBILE, L. C. et al. Areas of climate stability of species ranges in the Brazilian cerrado: Disentangling uncertainties through time. Natureza & Conservação , v. 10, n. 2, p. 152–159, 2012. |
| 163 | TERRIBILE, L. C. et al. Potential geographic distribution of the coralsnake <i>Micrurus decoratus</i> Jan, 1858 (Serpentes, Elapidae) in the Atlantic Rain Forest of Brazil. Arquivos do Museu Nacional , v. 65, n. 2, p. 217–223, 2007. |
| 164 | THODE, V. A. et al. Genetic diversity and ecological niche modelling of the restricted <i>Recordia reitzii</i> (Verbenaceae) from southern Brazilian Atlantic forest. Botanical Journal of the Linnean Society , v. 176, n. 3, p. 332–348, 2014. |
| 165 | TOCCHIO, L. J. et al. Niche similarities among white-eared opossums (Mammalia, Didelphidae): Is ecological niche modelling relevant to setting species limits? Zoologica Scripta , v. 44, n. 1, p. 1–10, 2015. |
| 166 | TOGNELLI, M. F. et al. Assessing conservation priorities of xenarthrans in Argentina. Biodiversity and Conservation , v. 20, p. 141–151, 2011. |
| 167 | VALENCIA, J. H.; VACA-GUERRERO, G.; GARZON, K. Natural history, potential distribution and conservation status of the Manabi Hognose Pitviper <i>Porthidium arcossae</i> (SCHATTI & KRAMER, 1993), in Ecuador (Squamata: Viperidae: Crotalinae). Herpetozoa , v. 23, p. 31–43, 2011. |
| 168 | VASCONCELOS, T. S. Tracking climatically suitable areas for an endemic Cerrado snake under climate change. Natureza & Conservação , v. 12, n. 1, p. 47–52, 2014. |
| 169 | VASCONCELOS, T. S.; RODR, M. Á.; HAWKINS, B. A. Species distribution modelling as a macroecological tool: a case study using New World amphibians. Ecography , v. 35, n. 6, p. 539–548, 2012. |
| 170 | VEDEL-SØRENSEN, M. et al. Spatial distribution and environmental preferences of 10 economically important forest palms in western South America. Forest Ecology and Management , v. 307, p. 284–292, 2013. |
| 171 | VELEZ-LIENDO, X.; STRUBBE, D.; MATTHYSEN, E. Effects of variable selection on modelling habitat and potential distribution of the Andean bear in Bolivia. International Association for Bear Research and Management , v. 24, n. 2, p. 127–138, 2013. |
-

N REFERÊNCIA

- 172 VOGLER, R. E. et al. The Giant African Snail, *Achatina fulica* (Gastropoda: Achatinidae): Using Bioclimatic Models to Identify South American Areas Susceptible to Invasion. **American Malacological Society**, v. 31, n. 1, p. 39–50, 2013.
- 173 WALTARI, E. et al. Bioclimatic variables derived from remote sensing: assessment and application for species distribution modelling. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 10, p. 1033–1042, 2014.
- 174 ZEBALLOS, H. et al. La liebre europea *Lepus europaeus* (Lagomorpha: Leporidae) una especie invasora en el sur del Perú. **Rev. Peru. Biol.**, v. 19, n. 3, p. 267–273, 2012.
- 175 ZEILHOFER, P. et al. Jaguar *Panthera onca* Habitat Modeling in Landscapes Facing High Land-use Transformation Pressure-Findings from Mato Grosso, Brazil. **Biotropica**, v. 46, n. 1, p. 98–105, 2014.
- 176 ZIMBRES, B. Q. C. et al. Range shifts under climate change and the role of protected areas for armadillos and anteaters. **Biological Conservation**, v. 152, p. 53–61, 2012.
- 177 ZIZKA, G. et al. Chilean Bromeliaceae: diversity, distribution and evaluation of conservation status. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, p. 2449–2471, 2009.
-

APÊNDICE B – LISTA DAS VARIÁVEIS POR CATEGORIA DE CLASSIFICAÇÃO E FREQUÊNCIA ABSOLUTA DE PUBLICAÇÕES (N) POR VARIÁVEL AMBIENTAL EMPREGADA NOS MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES.

| | (Continua) |
|---|------------|
| CLIMÁTICAS | N |
| Temperatura média anual (°C) | 110 |
| Precipitação anual (mm) | 106 |
| Precipitação sazonal (coeficiente de variação) (%) | 97 |
| Temperatura Sazonal (desvio padrão *100) (°C) | 95 |
| Temperatura mínima do mês mais frio (°C) | 89 |
| Amplitude da média diurna (Média do mês (max temp – min temp)) (°C) | 86 |
| Temperatura máxima do mês mais quente (°C) | 79 |
| Precipitação do mês mais seco (mm) | 79 |
| Precipitação do trimestre mais quente (mm) | 75 |
| Temperatura média do trimestre mais seco (°C) | 73 |
| Precipitação do trimestre mais seco (mm) | 73 |
| Amplitude anual de temperatura (°C) | 73 |
| Precipitação do trimestre mais úmido (mm) | 72 |
| Precipitação do mês mais úmido (mm) | 72 |
| Precipitação do trimestre mais frio (mm) | 71 |
| Isotermalidade (BIO2/BIO7) (*100) (%) | 71 |
| Temperatura média do mês mais úmido (°C) | 68 |
| Temperatura média do trimestre mais quente (°C) | 68 |
| Temperatura média do trimestre mais frio (°C) | 67 |
| Pressão de vapor (Kpa*10) | 5 |
| Precipitação média anual (mm) | 4 |
| Evapotranspiração potencial (mm) | 4 |
| Precipitação mensal de diferentes meses do ano (mm) | 3 |
| Nebulosidade (<i>cloud cover</i>) (%) | 3 |
| Média mensal da temperatura de diferentes meses do ano (°C) | 3 |
| Média da temperatura mínima anual (°C) | 3 |
| Média da temperatura máxima anual (°C) | 3 |
| Frequência de dias chuvosos (dias*10) | 3 |
| Umidade relativa do ar (%) | 2 |
| Temperatura máxima do mês mais frio (°C) | 2 |
| Temperatura da superfície terrestre durante o dia (K) | 2 |
| Temperatura da superfície terrestre durante à noite (K) | 2 |
| Radiação solar (w/m ²) | 2 |
| Média da temperatura mínima mensal (°C) | 2 |

| (Continuação) | |
|---|----------|
| CLIMÁTICAS | N |
| Umidade do solo (%) | 1 |
| Temperatura mínima do mês mais quente (°C) | 1 |
| Temperatura mínima mensal (°C * 10) | 1 |
| Temperatura média do mês mais quente (°C) | 1 |
| Temperatura média diária mensal (°C) | 1 |
| Temperatura máxima do trimestre mais quente (°C) | 1 |
| Temperatura máxima mensal (°C * 10) | 1 |
| Temperatura limite de estresse por calor (28 °C) | 1 |
| Radiação solar do mês mais quente (w/m ²) | 1 |
| Precipitação média mensal de diferentes meses do ano (mm) | 1 |
| Precipitação média anual (mm) | 1 |
| Número de dias secos (n dias) | 1 |
| Número de dias com temperatura média igual ou superior a 8.3 °C (n dias a 8.3 °C) | 1 |
| Número de dias com temperatura média de 5 °C (n dias) | 1 |
| Média da temperatura mínima do trimestre mais frio (°C) | 1 |
| Média da temperatura mínima diária (°C) | 1 |
| Média da temperatura máxima do trimestre mais quente (°C) | 1 |
| Média da temperatura máxima diária (°C) | 1 |
| Média da precipitação mínima anual (°C) | 1 |
| Média da Precipitação máxima anual (°C) | 1 |
| Média da precipitação do trimestre mais úmido (mm) | 1 |
| Média da precipitação do trimestre mais frio (mm) | 1 |
| Média anual da radiação solar (w/m ²) | 1 |
| Índice ombrotérmico (mm °C ⁻¹) | 1 |
| Frequência de dias com geada (n dias) | 1 |
| Coefficiente de variação das temperaturas mínimas (%) | 1 |
| Coefficiente de variação das temperaturas máximas (%) | 1 |
| TOPOGRÁFICAS | N |
| Altitude (m) | 67 |
| Declividade (0 a 90°) | 33 |
| Aspecto (0 a 360°) | 21 |
| Índice Topográfico combinado – CTI | 12 |
| Topografia | 2 |
| Unidades topográficas (vales, encostas e cumes) | 1 |
| Índice de umidade topográfica (%) | 1 |
| Desvio padrão da topografia | 1 |
| Curvatura do Terreno (graus) | 1 |

| | (Continuação) |
|--|---------------|
| AQUÁTICAS | N |
| Temperatura da superfície do mar (°C) | 4 |
| pH da água (-log H ⁺) | 3 |
| Oxigênio dissolvido (mg/l) | 3 |
| Temperatura da água (°C) | 2 |
| Sólidos totais em suspensão (mg/l) | 2 |
| Índice de saturação de cálcio (calcita) | 2 |
| Condutividade elétrica da água (µS/cm) | 2 |
| Concentração de Cálcio (mg.L ⁻¹ Ca) | 2 |
| Salinidade média da água (escala de salinidade prática) | 1 |
| Nitratos (mg/l) | 1 |
| Média da concentração de silicato (µmol L ⁻¹) | 1 |
| Média da concentração de nitrato (µmol L ⁻¹) | 1 |
| Fosfatos (µg/l) | 1 |
| Concentração de Clorofila-a (mg/m ³) – representando o grau de claridade da água | 1 |
| Concentração média de calcita (mol m ⁻³) | 1 |
| Coliformes totais (número mais provável/1000 ml) | 1 |
| Atenuação mínima difusa (m ⁻¹) | 1 |
| COBERTURA NATURAL DO SOLO | N |
| Índice de vegetação por diferença normalizada – NDVI (utilização de diferentes bandas) | 15 |
| Percentual de cobertura de árvores (<i>tree cover</i>) (%) | 7 |
| Índice de Vegetação (derivado das bandas 1-7 do satélite Landsat7-TM) | 4 |
| Ecorregiões | 4 |
| Tipos de vegetação | 3 |
| Imagens Landsat7-TM e Landsat5-TM (uso de diferentes bandas) | 2 |
| Zonas úmidas (<i>humedales</i>) | 1 |
| Zonas amplas de vegetação (<i>Coarse vegetation zones</i>) | 1 |
| Visível e infravermelho próximo – VNIR (diferentes bandas) | 1 |
| Percentual de vegetação natural (%) | 1 |
| Percentual de floresta (%) | 1 |
| Percentual de cobertura de herbáceas (%) | 1 |
| Percentual de área de várzea (<i>floodplain</i>) (%) | 1 |
| Infravermelho de ondas curtas – SWIR (diferentes bandas) | 1 |
| Índice de vegetação por diferença normalizada transformado – TNDVI | 1 |
| Índice de realce da vegetação – EVI (utilização de diferentes bandas) | 1 |
| HIDROGRÁFICAS | N |
| Distância de rios permanentes (m) | 6 |
| Direção de acumulação (<i>flow accumulation</i>) (em unidades de células) | 4 |
| Direção do Fluxo (em unidades de células) | 3 |

| | (Continuação) |
|--|---------------|
| HIDROGRÁFICAS | N |
| Rios | 2 |
| Gradiente de distância da água | 2 |
| Tampão (buffer) da área de superfície coberta por bacias hidrográficas | 1 |
| Largura do rio (m) | 1 |
| Comprimento do rio (m) | 1 |
| Bacia Hidrográfica da América do Sul | 1 |
| PEDOLÓGICAS | N |
| Tipo de Solo | 9 |
| pH do topo do solo (-log H ⁺) | 1 |
| Capacidade de armazenamento de umidade do solo (mm/m) | 1 |
| Profundidade efetiva do solo (cm) | 1 |
| Proporção de carbono/nitrogênio no topo do solo (%) | 1 |
| Material de origem do solo | 1 |
| INDICADORAS DE ANTROPIZAÇÃO | N |
| Cobertura da Terra (diferentes categorias) | 6 |
| Índice de influência humana | 2 |
| Usos da terra (diferentes classes) | 1 |
| Trilhas utilizadas apenas por pessoas | 1 |
| Tráfego de barcos | 1 |
| Tamanho médio dos fragmentos florestais (ha) | 1 |
| Pressão de pesca | 1 |
| Percentual de solo descoberto (<i>bare</i>) (%) | 1 |
| Pegada humana (<i>human footprint</i>) | 1 |
| Número de fragmentos (<i>patches</i>) florestais (n <i>patches</i>) | 1 |
| Média da borda dos fragmentos florestais (m) | 1 |
| Estradas utilizadas por veículos | 1 |
| Desvio padrão do tamanho dos fragmentos florestais (ha) | 1 |
| Densidade média dos fragmentos florestais (m/ha) | 1 |
| Densidade de rodovias (Km/200 Km ²) | 1 |
| Densidade de assentamentos (assentamentos/Km ²) | 1 |
| Coeficiente de variação do tamanho dos fragmentos florestais (%) | 1 |
| Pôlderes construídos (<i>polders built</i>) (%) | 1 |
| INDICADOR DE RECURSO ALIMENTAR | N |
| Layers de outras espécies para representar comida | 2 |
| Concentração de Clorofila-a (mg/m ³) | 2 |
| OUTRAS | N |
| Índice da área foliar (LAI) (max. anual, sazonalidade e do trimestre seco) | 2 |
| Unidades da paisagem | 1 |

| | (Conclusão) |
|--|-------------|
| OUTRAS | N |
| Umidade da vegetação e rugosidade | 1 |
| Radiação máxima fotossinteticamente disponível (Einstein m ⁻² d ⁻¹) | 1 |
| Percentual de áreas protegidas (%) | 1 |
| Longitude (graus) | 1 |
| Abundância de pinguins – representa o grau de competição intraespecífico por comida | 1 |
| <i>Layer</i> da distribuição da espécie hospedeira | 1 |
| Latitude (graus) | 1 |
| Índice ecoclimático | 1 |
| Graus por dia para crescimento anual (<i>annual growing degree days</i>) | 1 |
| Complexidade ecossistêmica (dada pela riqueza de espécies) | 1 |
| Batimetria (m) | 1 |
| Idade geológica de rochas | 1 |
| Geologia | 1 |