



INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

**Duas Abordagens na Modelagem da Distribuição de Aves na Amazônia: Áreas de
Endemismo *versus* Variáveis Abióticas**

Juan Miguel Ruiz Ovalle

Manaus AM

Julho de 2016



INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

**Duas Abordagens na Modelagem da Distribuição de Aves na Amazônia: Áreas de
Endemismo *versus* Variáveis Abióticas**

Juan Miguel Ruiz Ovalle

Orientador: Dr. Mario Cohn Haft

Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Mestre em Ecologia.

Manaus AM

Julho de 2016

R934 Ruiz Ovalle, Juan Miguel

Duas Abordagens na Modelagem da Distribuição de Aves na Amazônia: Áreas de Endemismo versus Variáveis Abióticas/ Juan Miguel Ruiz Ovalle. --- Manaus: [s.n.], 2016.

66 f.: il.

Dissertação (Mestrado) --- INPA, Manaus, 2016.

Orientador: Mario Eric Cohn Haft

Área de concentração: Ecologia

1. Aves. 2. Biogeografia. 3. Modelagem de distribuição. I. Título.

CDD 598

Sinopse:

Estudou-se as previsões feitas por duas Abordagens na Modelagem da Distribuição de Aves na Amazônia. Foram descritas e comparadas as previsões de modelos feitos com Áreas de Endemismo *versus* modelos feitos com Variáveis Abióticas para estabelecer qual das duas abordagens foi o melhor pra prever a distribuição espacial de espécies de aves Amazônicas.

Palavras-chave: Aves, Biogeografia, Modelagem de distribuição

"La muerte es un mal hereditario.
Hablaban tan bien de mí, que pensé que me había muerto.
La muerte siempre gana, pero te da una vida de ventaja.
No te preocupes tanto por la vida, porque no saldrás vivo de ella.
Todos los dioses fueron inmortales.
Lo único seguro es que quién sabe".

Eduardo Galeano – Hablan las paredes

Agradecimento

Muito grato com o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) por ter fornecido minha bolsa de estudos de pós-graduação, com a coleção de aves do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), o Instituto de Ciências Naturais da Universidade Nacional da Colômbia (ICN), o Museu Paraense Emílio Goeldii (MPEM) e o Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres (CEMAVE), por terem fornecido informação dos seus bancos de dados.

Da mesma forma, com meu orientador Dr. Mario Conh Haft por seu apoio, paciência e conselhos oportunos, minha banca de Qualificação Sergio Borges, Fabrício Baccaro e Jansen Zuanon pelas suas sugestões e apoio, Arielli Machado por me ajudar a mergulhar num mundo pouco conhecido da modelagem de distribuição de espécies, por seu apoio incondicional, ensino, conversas enriquecedoras, paciência, interesse e humildade, Pio Colmenares por seu apoio incondicional e sua tranquilidade constante e Manuella Souza e Marcelo A. dos Santos Jr por sua ajuda e amabilidade.

Grato com a minha família pela sua enorme paciência e amor na distância, meus amigos e irmãos da República Bolivariana Manauara, Carlos (negão), Rodolfo (Escudo de Carvalho), Diego (El Tigre) e Carolina (Caro) pela sua companhia, amizade, noites de dança, noites de música, refeições coletivas e o riso incansável. Com meu caro amigo Alessandro pelas suas conversas no quintal, com a Alejandra pela sua alegria e conselhos e com a Deyla por me mostrar outros rostos do Brasil, os ensinamentos do Português e o amor incondicional.

Finalmente grato com a Amazônia por me deixar viver com ela e dela, com seus animais, suas plantas, seus rios e sua gente ribeirinha e seus ancestrais, com os quintais das minhas casas e especialmente com as asas dos pássaros.

RESUMO

As aves são um dos grupos taxonômicos mais representativos da Amazônia, porém, ainda são pouco conhecidos aspectos da sua distribuição e fatores ecológicos e históricos que a determinam. Geralmente, para modelar a distribuição, são usadas variáveis climáticas e topográficas em diferentes escalas que prevem ou não sua ocorrência. Sendo assim, o objetivo do presente estudo foi gerar os melhores mapas preditivos para aves amazônicas, comparando e testando as previsões com duas abordagens, afim de auxiliar estudos futuros com ferramentas mais apropriadas para construir modelos de distribuição. Primeiro foram feitos modelos de distribuição utilizando camadas de polígonos das áreas de endemismo. Posteriormente, foram construídos modelos com variáveis do clima e topografia, utilizando o algoritmo matemático MAXENT. Não existiram diferenças significativas entre as abordagens para *Topaza pyra*, *Rhegmatorhina gymnops*, *Touit huetii*, *Lophotriccus galeatus* e *Knipolegus orenocensis* e não foi identificado um padrão geral. Foi encontrado que para *T. pyra*, *R. gymnops* e *T. huetii* os modelos feitos com áreas de endemismo (MAE) foram mais acertados que os modelos com variáveis abióticas (MVA). Por sua vez, os modelos com variáveis abióticas (MVA) foram mais acertados que os modelos de áreas de endemismo (MAE) para *L. galeatus*, *T. pyra*, *R. melanosticta* e *Knipolegus orinoicensis*. Em geral todos os modelos mostraram altos valores de desempenho, e apenas para *Heliodoxa schreibersii* e *Synallaxis propinqua* a taxa de omissão foi mais alta que a sensibilidade. Conclui-se que em geral nenhuma das duas abordagens foi mais acertada. Mesmo assim é preciso entender como interagem as duas abordagens em modelos tradicionais, estender as análises para outras espécies e obter maior quantidade e qualidade de dados e informação ambiental para fazer inferências mais precisas e confiáveis sobre as previsões da distribuição e obter conclusões definitivas.

Palavras-chave: biogeografia, teste, desempenho, omissão, sensibilidade

ABSTRACT

Two approaches in modeling of bird distribution in the Amazon: endemic areas versus abiotic variables

The birds besides being one of the most representative taxonomic groups of the Amazon, are not yet known aspects related with its the distribution and ecological and historical factors that can determine it. In general, to model their distribution are used climatic and environmental variables depending on the scale, that can not clearly explain its distribution. Thus, the aim of this study was to determine how models based on three different approaches, predict the spatial distribution of species of Amazonian birds in areas with different biogeographic characteristics. First was made species distribution models using layers of polygons of Amazon Birds endemism areas and distribution of flooded environments. Later, were built models with climate and topography variables, using the mathematical algorithm of maximum entropy (MAXENT). There were no significant differences between the two approaches to *Topaza pyra*, *Rhegmatorhina gymnops*, *Touit huetii*, *Lophotriccus galeatus* and *Knipoleugus orenocensis* and could not identify a pattern to identify in general which the predictions were the most likely. It was found that for *T. pyra*, *R. gymnops* and *T. huetii* models made with areas of endemism (MAE) were more likely than models with abiotic variables (MVA). In turn, the abiotic variables models (MVA) were more likely than endemism areas models (MAE) for *L. galeatus*, *T. pyra*, *R. melanosticta* and *Knipolegus orenocensis*. In general all models showed high performance values, and only for *Heliodoxa schreibersii* and *Synallaxis propinqua* the failure rate was higher than the sensitivity. We conclude that in general none of the two approaches were more likely than the other. Still you need to understand how they interact the two approaches in traditional sets models, extending the analysis to other species and achieve greater quantity and quality of data and environmental information to make more accurate and reliable inferences about the predictions of distribution and draw definitive conclusions.

Key words: biogeography, testing, performance, omission, sensitivity

SUMARIO

1 INTRODUÇÃO.....	1
2 PERGUNTAS.....	5
3 HIPÓTESE.....	6
4 OBJETIVOS.....	7
4.1 OBJETIVO GERAL.....	7
4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	7
5 MÉTODOS.....	8
5.1 ÁREA DE ESTUDO.....	8
5.2 CRITÉRIOS PARA A SELEÇÃO DAS ESPÉCIES.....	8
5.3 DADOS DE OCORRÊNCIAS E INFORMAÇÃO DO AMBIENTE.....	9
5.4 FILTRAGEM DAS OCORRÊNCIAS.....	9
5.5 INDEPENDÊNCIA E VIÉS DOS DADOS.....	10
5.6 MODELOS: ABORDAGEM COM ÁREAS DE ENDEMISMO (MAE).....	11
5.7 VARIÁVEIS ABIÓTICAS.....	12
5.8 MODELOS: ABORDAGEM COM VARIÁVEIS ABIÓTICAS (MVA).....	13
5.9 VALIDAÇÃO DO DESEMPENHO DOS MODELOS.....	14
5.10 VALIDAÇÃO COM DADOS DE CAMPO.....	15
5.11 COMPARAÇÃO: SUFICIÊNCIA DAS ABORDAGENS ÁREAS DE ENDEMISMO (MAE) VS VARIÁVEIS ABIÓTICAS (MVA).....	15
6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	17
7 RESULTADOS.....	18
7.1 OCORRÊNCIAS DAS ESPÉCIES.....	18

7.2	MODELOS COM ÁREAS DE ENDEMISMO (MAE)	18
7.3	CORRELAÇÃO DE VARIÁVEIS ABIÓTICAS E SUA CONTRIBUIÇÃO	18
7.4	MODELOS COM VARIÁVEIS ABIÓTICAS (MVA)	19
7.5	COMPARAÇÃO GERAL DAS DUAS ABORDAGENS	19
7.6	COMPARAÇÃO NO DESEMPENHO PARA CADA ESPECIE	20
7.7	COMPARAÇÃO DESCRIPTIVA ENTRE AS DUAS ABORDAGENS	21
8	DISCUSSÃO	33
9	CONCLUSÕES	38
10	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	39

LISTA DE FIGURAS.

Figura 1. Áreas de endemismo para a Amazônia brasileira propostas por Cohn Haft (2010)..11

Figura 2. Distribuição de *Monasa morphoeus* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.....21

Figura 3. Distribuição de *Touit huetii* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens.

As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.

Figura 4. Distribuição de *Lophotriccus galeatus* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.....23

Figura 5. Distribuição de *Rhegmatorhina cristata* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.....24

Figura 6. Distribuição de *Rhegmatorhina melanosticta* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.....25

Figura 7. Distribuição de *Topaza pyra* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.....26

Figura 8. Distribuição de *Heliodoxa schreibersii* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.....27

Figura 9. Distribuição de *Thamnomanes saturninus* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.....28

Figura 10. Distribuição de *Monasa atra* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training

Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.....29

Figura 11. Distribuição de *Rhegmatorhina gymnops* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.....30

Figura 12. Distribuição de *Synallaxis propinqua* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.....31

Figura 13. Distribuição de *Knipolegus orenocensis* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.....32

1 INTRODUÇÃO

A distribuição geográfica das espécies é a forma de manifestação e arranjo espacial do conjunto de localidades que cada espécie pode ocupar. É descrita pelo seu tamanho, continuidade e localização, sendo refletida pelo conjunto de pontos de ocorrência das espécies no interior de uma área limitada (Silva-López y Abarca-Arenas, 2009). O estudo da distribuição das espécies é importante porque descreve e identifica as condições específicas do entorno físico, biológico e ecológico que explicam a presença e sobrevivência destas em uma localidade ou região (Guisan and Thuiller, 2005; Elith *et al.*, 2006; Morrison *et al.*, 2006; Wisz *et al.*, 2008; Franklin and Miller, 2010). Permite também prever a sua presença ou ausência em diferentes cenários espaciais e temporais, identificar padrões de distribuição da biodiversidade (Brotons *et al.*, 2007; Vale *et al.*, 2008; Naka, 2011) e priorizar áreas protegidas para a conservação (Loiselle *et al.*, 2003; Thorn *et al.*, 2009; Del Rio *et al.*, 2015). Do mesmo modo possibilita avaliar os impactos em espécies ameaçadas (Jiguet *et al.*, 2010, Bueno, 2012; Del Rio *et al.*, 2015), determinar a perda de biodiversidade (Polasky and Solo, 2001), otimizar a reintrodução de espécies (Hirzel *et al.*, 2002; Anderson *et al.*, 2009) ou estimar os efeitos na distribuição por atividades humanas (Vale *et al.*, 2008; Loiselle *et al.*, 2010; Beale *et al.*, 2013). Além disso, são possíveis previsões de tipo temporal para a construção de cenários futuros como, por exemplo, de mudanças climáticas ou de dispersão de espécies invasoras (Loiselle *et al.*, 2010; Beale *et al.* 2013; Distler *et al.*, 2015).

A modelagem é uma forma de entendimento e interpretação dos fenômenos biológicos e ecológicos que acontecem nos ecossistemas. É a estratégia mais comum para determinar a distribuição atual ou potencial de uma espécie e os principais fatores que podem influenciá-la (Morrison *et al.*, 2006; Franklin and Miller, 2010). Os dados primários usados para descrever e construir um modelo de distribuição para uma espécie são os dados de ocorrência tomados das localidades pontuais. Partindo deles, são feitos modelos simples espacialmente implícitos que não explicam quais fatores determinam a distribuição ou explícitos que inserem limites geográficos com critérios ecológico e biológicos. São conhecidos, por exemplo, métodos que fazem interpolações espaciais estimando a distância entre pontos de ocorrências (Franklin and Miller, 2010). Existem outros métodos, como o de densidade de Kernel, que conseguem detectar as bordas das áreas de distribuição das espécies (Fotheringham *et al.*, 2002; Fortin *et al.*, 2005; Nelson and Boots, 2008), convertendo dados de pontos em superfícies contínuas e o

método do menor polígono convexo que junta os pontos de ocorrência mais externos para limitar a área de distribuição (Franklin and Miller, 2010).

Recentemente a modelagem de distribuição de espécies se tornou mais complexa, como tem sido mostrado em múltiplos estudos e revisões. Começou a associar as variáveis ambientais com os registros de ocorrência das espécies para identificar as condições ambientais que determinam a sua sobrevivência e espacializar parte do nicho ecológico conseguindo extrapolar áreas potenciais de distribuição em outras regiões de estudo (Guisan and Thuiller, 2005; Elith *et al.*, 2006; Morrison *et al.*, 2006; Wisz *et al.*, 2008; Franklin and Miller, 2010). Para fazer previsões da área de distribuição potencial das espécies são feitas relações estatísticas multidimensionais com algoritmos matemáticos de diferentes tipos, que permitem gerar gradientes de probabilidade de ocupação espacial, ou de adequabilidade ambiental para a ocorrência, usando testes estatísticos e identificando quais são as variáveis ambientais que mais influenciam na distribuição (Araújo and Guisán, 2006; Amaral, *et al.*, 2009; Anderson *et al.*, 2009; Elith e Leathwick, 2009; Gomes, 2009; Sexton *et al.*, 2009; Giovannelli *et al.*, 2010; Marini *et al.*, 2010; Naka, 2011; Brotons *et al.*, 2012; De Andrade, 2012; Merow *et al.*, 2014).

A confiabilidade e robustez das previsões dos modelos de áreas de distribuição, podem ser influenciadas pela quantidade e qualidade dos pontos de ocorrência e as condições das variáveis ambientais nas localidades de coleta (Araújo and Guisán, 2006; Giovannelli *et al.*, 2010; Pearson, 2010; Anderson, 2012; Renjifo *et al.*, 2015). Os pontos de ocorrência devem ser precisos para prevenir a exclusão nos modelos de condições ambientais em áreas frequentadas e preferidas habitualmente pelas espécies. Muitos dos registros de ocorrência nas bases de dados disponíveis ou nas coleções zoológicas apresentam qualidade extremamente variável (Franklin and Miller, 2010; Pearson, 2010) pelo que é preciso conferir-os para evitar ruído nos modelos espaciais finais (Renjifo *et al.*, 2015). Por exemplo, para espécies com preferências pelos sub-bosques bem conservados e que voam distâncias curtas como é o caso de espécies de THAMNOPHILIDAE (Laurence *et al.*, 2004; Ferraz *et al.*, 2007; Laurence *et al.*, 2011), são recomendáveis pontos de ocorrências pouco precisos que reflita a heterogeneidade real do ambiente.

As condições das variáveis ambientais nas localidades de coleta e das variáveis selecionadas para a construção dos modelos também podem se refletir na qualidade das previsões (Franklin and Miller, 2010; Giovannelli *et al.*, 2010; Pearson, 2010; Araújo and Peterson, 2012). No geral, variáveis climáticas em maior escala, são usadas com frequência na

modelagem da distribuição de espécies. Variáveis climáticas ou topográficas são obtidas de fontes de informação bastante grosseiras que não representam as características particulares das localidades de ocorrência e não inserem as variações em menor escala determinantes na distribuição das espécies (Franklin and Miller, 2010; Giovannelli *et al.*, 2010; Pearson, 2010; Araújo and Peterson, 2012). No entanto, seu uso na modelagem com diferentes cenários, espécies e escalas poderia explicar variações locais nos modelos.

Na Amazônia, é aceito que a informação climática e topográfica não existe ou é deficiente (Buermann *et al.*, 2008). Quase toda a informação existente é de baixa resolução e são de escala regional ou continental e vem de estações de monitoramento em áreas com vazios de conhecimento. É sugerido usar então variáveis relacionadas com os limiares fisiológicos das espécies, seu uso do habitat, sua capacidade de dispersão ou as interações ecológicas interespecíficas (depredação, simbiose) que determinem diretamente as previsões da distribuição de espécies (Sexton *et al.*, 2009; Giovannelli *et al.*, 2010). Pelo contrário pouco é conhecido sobre o uso de variáveis bióticas ou ecológicas, de alta resolução ou pequena escala na modelagem da distribuição de espécies (Laranjeiras and Cohn Haft, 2009). Alguns estudos usaram a pequena escala, mas apenas em poucas variáveis e outros fizeram extrapolações com variáveis não disponíveis em menor escala. Do mesmo modo estudos recentes inseriram na modelagem características do microhabitat das espécies, usando imagens de alta resolução e informação de características intrínsecas das espécies como seu comportamento e fisiologia (Buermann *et al.*, 2008).

Sabe-se bastante sobre as condições que determinam e delimitam a distribuição de espécies de aves em geral (Ribas *et al.*, 2005; Naka *et al.*, 2007; Laranjeiras and Cohn-Haft, 2009; Naka, 2011; Borges and Da Silva, 2012; Fernandes *et al.*, 2012; Ribas *et al.*, 2012; Cerqueira *et al.*, 2013; Fernandes, 2013). A sua preferência por ambientes alagados ou de terra firme, e a sua dependência da estacionalidade ou as dinâmicas hidrológicas, explicam como as espécies podem se organizar espacialmente. Na Amazônia, as espécies de aves e outros grupos taxonômicos seguem um padrão empírico bem corroborado pelos expertos desde Wallace (1856) nos quais as áreas de endemismo delimitadas geralmente pelos rios, são os principais fatores que determinam a distribuição das espécies (Ribas *et al.*, 2005; Naka *et al.*, 2007; Naka, 2011; Borges and Da Silva, 2012; Fernandes *et al.*, 2012; Ribas *et al.*, 2012; Fernandes, 2013). Porém, a distribuição espacial de múltiplas espécies não é so dependente dos rios. A presença e distribuição de ambientes alagados (várzea e Igapó) ou ambientes de areias brancas (campinas e campinaranas), a heterogeneidade de ambientes no interior dos

interflúvios, os gradientes de vegetação existentes em algumas regiões da Amazônia e os ecótonos entre o norte da Amazônia e o ecossistema de savana são alguns dos prováveis determinantes da distribuição de espécies na Amazônia (Hayes and Sewlal, 2004; Naka *et al.*, 2007; Borges and Da Silva, 2012; Fernandes *et al.*, 2012; Fernandes, 2013).

Os pontos de ocorrência de aves na Amazônia e a informação das variáveis ambientais têm pouca precisão, e talvez pouca relevância na determinação da distribuição de espécies como por exemplo para algumas espécies de aves com distribuição não explicada apenas pelo clima mas também por outros fatores ecológicos e de comportamento (Araujo and Peterson 2012). Por outro lado, em geral os ambientes amazônicos (várzea, igapó, terra firme) e as áreas de endemismo são relativamente bem conhecidos e documentados. Com isso, talvez tenha mais sentido modelar distribuições usando variáveis mais conhecidas, importantes e bem mapeadas para as aves como as áreas de endemismo, do que usar variáveis ambientais menos relevantes, mal conhecidas, pouco mapeadas, de baixa resolução e menor escala para a Amazônia como o clima ou a topografia (Giannini *et al.* 2012). Considerando o alcance das duas abordagens, é possível que a abordagem área de endemismo seja suficiente para prever a distribuição das espécies na Amazônia. Procuramos então gerar os melhores mapas preditivos de distribuição possíveis para as aves amazônicas.

2 PERGUNTAS

Como as duas abordagens (áreas de endemismo *versus* variáveis abióticas) prevêm a distribuição de espécies de aves?

É suficiente a abordagem de áreas de endemismo para modelar a distribuição de espécies?

3 HIPÓTESE

H_1 = À abordagem área de endemismo é suficiente para prever a distribuição das espécies na Amazônia.

4 OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GERAL

Gerar os melhores mapas preditivos de distribuição possíveis para aves amazônicas.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Comparar as previsões da abordagem com áreas de endemismo (MAE) *versus* as previsões da abordagem com variáveis abióticas (clima e topografia) (MVA).
- ✓ Validar estatisticamente as duas abordagens com subamostragem.
- ✓ Validar “empiricamente” as duas abordagens em campo, no alto rio Japurá.

5 MÉTODOS

5.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi feito para a Amazonia Brasileira considerando os limites da Amazônia legal que tem viés político consequencia da integração da totalidade dos estados que incluem o bioma Amazônico. Foi considerada apenas a Amazônia brasileira pela falta de informação para extrapolar fora do Brasil os limites das áreas de endemismo propostas (Figura 1).

5.2 CRITÉRIOS PARA A SELEÇÃO DAS ESPÉCIES

Das 1300 espécies de aves registradas na Amazônia, foram selecionadas 12, procurando incluir diferentes características de distribuição e hábitat (Naoki *et al.*, 2006; Porto *et al.*, 2013). Foram considerados aspectos como abundância de ocorrências da espécie, área de distribuição (restrita à Amazônia, de ampla distribuição na Amazonia e fora dela, e encontradas em outras áreas como, o nordeste e sudeste do Brasil, Guianas, norte da América do Sul, América Central e toda América do Sul), conhecimento do habitat (pouco ou bem conhecido), disponibilidade de ocorrências (alta ou baixa), tipo de habitat associado (terra firme, várzea, Igapó), correspondência da sua distribuição com áreas de endemismo da Amazônia (Borges and Da Silva, 2012), detectabilidade, distribuição disjunta na Amazônia e presença no rio Japurá (Anexo A). A presença no rio Japurá foi escolhida para validar em campo as previsões feitas pelas duas abordagens.

As espécies selecionadas foram entidades taxonômicas bem definidas (Borges and Da Silva, 2012) e representadas em coleções científicas e publicações recentes, têm registros de qualidade, e são espécies de ambientes típicos do bioma Amazônico (De Andrade, 2012; Porto *et al.*, 2013). Além disso, as amostras das espécies selecionadas não tiveram menos que cinco ocorrências e foram consideradas como independentes mantendo uma distância mínima entre elas. Quando o tamanho das amostras é pequeno, as previsões incluem pouco do cenário multidimensional das distribuições, os dados com valores extremos têm maior peso e o rendimento do modelo pode ser menor. Se não são independentes, são gerados vieses e o erro da previsão é maior (Peterson *et al.*, 2007; Wisz *et al.*, 2008; Ocampo and Pimm, 2014).

5.3 DADOS DE OCORRÊNCIAS E INFORMAÇÃO DO AMBIENTE

Foram inseridas ocorrências de fontes de informação disponíveis nas bases de dados *online* da *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF), do Instituto de Ciências Naturais da Universidade Nacional de Colômbia e do Museu Paraense Emilio Goeldii, a Coleção Zoológica do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e Xenocanto (<http://www.xeno-canto.org/>). Além disso, foram inseridos dados de ocorrências da base de dados do CEMAVE (Centro Nacional de Pesquisa para a Conservação das Aves Silvestres). As informações das preferências de ambientes amazônicos das espécies selecionadas foram procuradas no guia de aves da América do sul - Passeriformes (Ridgely and Tudor, 2009), no guia de aves da América do Sul – nao passeriformes (Rodriguez *et al.*, 2008), no guia de aves da Colômbia (Hilty and Brown, 1986), listas de amostragem não sistemática e artigos disponíveis (Stotz and Bierregaard, 1989; Cohn-Haft *et al.*, 1997; Pearce *et al.*, 2001; Elith and Thullier, 2005; Wisz *et al.*, 2008; Rondinini *et al.*, 2011; Cerqueira *et al.*, 2013; Stiles, 2010; Ocampo and Pimm, 2014).

5.4 FILTRAGEM DAS OCORRÊNCIAS

Segundo as recomendações de Renjifo *et al.* (2015), Loiselle *et al.* (2010) e Bueno (2012) foram verificadas para cada espécie a exatidão das coordenadas geográficas das ocorrências e sua origem nas diferentes fontes pesquisadas. Excluíram-se aquelas com coordenadas repetidas, sem coordenadas, com nomes das localidades e coordenadas duvidosas, com pontos em centros urbanos, rios e lagos, as registradas antes de 1970 e as sobrepostas com áreas de desmatamento na Amazônia Brasileira entre 2007 e 2015 (para aquelas com preferências por florestas primarias) (Anexo 2). Excluíram-se pontos anteriores a 1970 para espécies de florestas primarias (Anexo 2), pelo aumento da taxa de desmatamento depois desse ano (Fernside, 2005), se diminuindo as probabilidades de sobrevivência dos indivíduos.

As ocorrências foram plotadas em mapas geográficos e contrastadas com o conhecimento de especialistas em aves. Após, excluíram-se aquelas que não correspondiam com a distribuição tradicional da espécie (Giovannelli *et al.*, 2010; Gianinni *et al.*, 2012). Os conhecimentos de especialistas são considerados chaves na hora de ajustar bases de dados e

modelos de distribuição das espécies; entre 90 e 95% de suas afirmações são confiáveis quando comparadas com outros métodos (Sutherland, 2006).

Para conferir a precisão e exatidão nas coordenadas e localidades, foi usado o *gazetteer* GEONET *Names Server* (<http://geonames.nga.mil/gns/html/>) e *Google* EARTH. Foram considerados na construção dos modelos pontos com as suas coordenadas geográficas completos (graus, minutos e segundos), a altitude, seu topônimo e/ou a descrição da sua localidade.

Adicionalmente foram excluídos pontos que não correspondiam com a distribuição habitual da espécie disponível na página online da *Birdlife International* (<http://www.birdlife.org/americas>), o guia de aves da América do sul - Passeriformes (Ridgely and Tudor 2009) e o guia de aves da América do sul – não passeriformes (Rodriguez *et al.*, 2008).

5.5 INDEPENDÊNCIA E VIÉS DOS DADOS

Antes de começar a modelagem, para reduzir o viés espacial e a auto correlação espacial, foram eliminados dados nas áreas com concentração de ocorrências (presenças), usando o software *Geographic Distance Matrix Generator* (Liu *et al.*, 2005; Araújo and Guisán, 2006; Elith *et al.*, 2010; Loiselle *et al.*, 2010; Anderson, 2012; Porto *et al.*, 2013; Machado, 2015; Ersts, 2016). O software usa uma matriz de dados para estimar distâncias entre os pontos de ocorrência e ajuda a identificar os pontos que necessitam serem excluídos por estarem acima do valor limiar (Araújo and Guisán, 2006; Elith *et al.*, 2010; Warren *et al.*, 2010; Anderson, 2012). Selecionamos um limite para cada espécie, considerando 1) a informação disponível das áreas de vida, 2). a resolução das camadas ambientais e 3). a distancia mínima da mudança de um ambiente para outro no bioma amazônico e outros biomas na América do sul (10 km) (Arantes, 2009; Laranjeiras and Cohn – Haft, 2009; Thorn *et al.* 2009; Anderson *et al.*, 2009; Renfiffo *et al.*, 2015).

Para espécies com baixa capacidade de dispersão e associadas a condições específicas do ambiente (sub-bosque ou áreas alagadas) como *Rhegmatorhina cristata*, *R. melanosticta*, *R. gymnops*, *Thamnomanes saturninus*, *Synallaxis propinqua*, *Knipolegus orenocensis* e *Lophotriccus galeatus*, foram excluídos os pontos com menos de 1 km de distância entre eles (52 ha de área de vida para *R. melanosticta* segundo Wilson, 2004). Para *Touit huetii*, *Monasa atra* e *M. Morphoeus* que podem se movimentar em áreas maiores ou como *Heliodaxa*

schreibersii e *Topaza pyra* que conseguem fazer migrações altitudinais, foram excluídos os pontos com menos do que 10 km de distancia entre eles. Nos dois casos, de todos os pontos foi deixado apenas um e o resto foi excluídos ao acaso.

5.6 MODELOS: ABORDAGEM COM ÁREAS DE ENDEMISMO (MAE)

Os modelos de distribuição com áreas de endemismo (MAE) foram feitos desenhando polígonos das áreas de endemismo da Amazônia brasileira com o software QGIS 2.4 (<http://www.qgis.org/en/site/>), e sobrepondo os pontos de ocorrência de cada espécie. Os polígonos das áreas de endemismo seguiram a proposta de Cohn-Haft (2010) que compreende 20 áreas determinadas pelos grandes rios e os mininterflúvios e oito pelos ambientes alagados (Várzea e Igapó) (Figura 1).

Durante a construção dos modelos, os polígonos das áreas de endemismo com no mínimo um ponto de ocorrência no seu interior, foram preenchidos com uma cor e considerados como parte de área de distribuição da espécie (Cohn-Haft, 2010). Os limites das

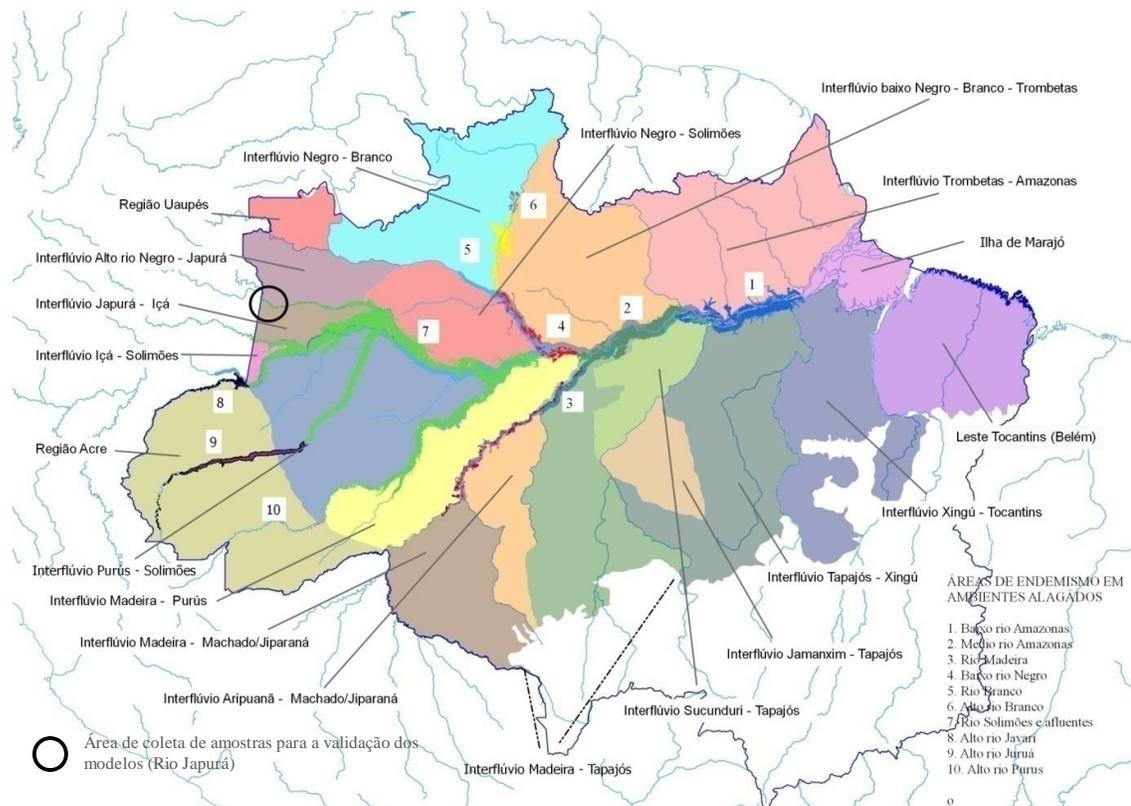


Figura 1. Áreas de endemismo para a Amazônia brasileira propostas por Cohn Haft (2010).

áreas de distribuição geográfica de cada espécie foram os limites das áreas de endemismo, e o mapa gerado foi considerado como binário com as áreas não preenchidas, como ausências (Liu *et al.*, 2005; Merow *et al.*, 2013). Para os modelos de áreas de endemismo (MAE) em ambientes alagados, os pontos de ocorrência foram sobrepostos com uma camada da vegetação alagada da Amazônia em escala 500 m originada com o sensor remoto JERSII entre 1995 e 1996 e que inclui a distribuição de florestas alagáveis, arbustais alagáveis e macrófitas aquáticas (Hess *et al.*, 2015).

Antes de começar a construção dos MAE, foram feitas dez subamostragens com sorteio ao acaso dos dados originais. 25% dos dados foram usados para testar as previsões dos modelos e o 75% restante para o treino. O método foi proposto por Pearson *et al.*, (2007) e o valor de 25% dos dados extraídos da amostra original, usado em pesquisas anteriores, está dentro dos valores propostos como o tamanho ideal para testar os modelos. Maiores porcentagens nas subamostras não foram utilizadas para avaliar os modelos pelo baixo número amostral das espécies. As subamostras foram consideradas como testes independentes da hipótese alternativa e não foram inseridas na construção dos modelos (Elith and Tullier, 2005; Anderson *et al.*, 2009; Giovanelli *et al.*, 2010; Dormann *et al.*, 2012; Giannini *et al.*, 2012). Foram geradas 10 réplicas dos modelos de áreas de endemismo e hábitat (E&H) para cada espécie, considerando nossa previsão das distribuições espaciais e seu limite apenas da Amazônia brasileira.

5.7 VARIÁVEIS ABIÓTICAS

Foram obtidas da base de dados *Worldclim* (<http://www.worldclim.org/bioclim>) 19 camadas *raster* de variáveis climáticas e uma de variáveis topográficas (ANEXO C) com resoluções de 30 *arc sec* para espécies de área de vida pequena e provavelmente com pouca capacidade de dispersão, e 2,5 *arc min* para espécies de área de vida maior e maior capacidade de dispersão. As variáveis ambientais do *Worldclim* são comuns na construção de modelos de distribuição de espécies ou nicho ecológico (Naoki *et al.*, 2006; Carnaval and Moritz, 2008; Laranjeiras and Cohn – Haft, 2009; Loiselle *et al.*, 2010; Marini *et al.*, 2010; Porto *et al.*, 2013). Em seguida as camadas foram cortadas e ajustadas ao tamanho da Amazônia com o programa R 3.3.1 (<https://www.r-project.org/>) usando um polígono da Amazônia como referência. As diferentes camadas foram manipuladas com o programa QGIS v. 2.4 (<http://www.qgis.org/en/site/>) para a construção dos mapas de distribuição.

5.8 MODELOS: ABORDAGEM COM VARIÁVEIS ABÓTICAS (MVA)

Para prever a distribuição das espécies de aves usando variáveis abióticas, foram feitos modelos no programa MAXENT 3.3 (Elith *et al.*, 2006; Peterson *et al.*, 2007; Loiselle *et al.*, 2010). O programa usa apenas dados de presença, tem um método mais consistente do que outros algoritmos como por exemplo o algoritmo genético para previsões com o estoque de regras (GARP), modelos lineares generalizados (GLM) ou modelos aditivos generalizados (GMA), melhor rendimento e estima um modelo considerando dados ecológicos no seu processo matemático (Giovanelli *et al.*, 2010). Em geral MAXENT é superior aos outros métodos como o GARP, pois resulta em modelos com maiores valores de Área Abaixo da Curva (AUC), maior correlação, maior exatidão em comparação com outros programas e menor sensibilidade e variação do tamanho da área de previsão (Peterson *et al.*, 2002; Peterson *et al.*, 2007; Giovanelli *et al.*, 2010).

O programa MAXENT fixa a probabilidade de distribuição para as ocorrências de cada espécie nos pixels da área de estudo, baseado na idéia do que a melhor explicação pode maximizar a entropia da probabilidade de distribuição (Phillips *et al.*, 2006). É considerado um dos melhores algoritmos quando se tem poucos dados (Bueno, 2012) e como outros metodos, realiza cálculos usando as áreas previstas para a ocorrência das espécies e as localidades dos registros já disponíveis para chegar ao melhor modelo (Phillips *et al.*, 2006; Laranjeiras 2008). Porém, o MAXENT apresenta dificuldades com aspectos do método que não tem consenso como, por exemplo, o limiar de corte. Escolher o limiar afetará significativamente o desempenho de um modelo com poucos pontos (Gomes, 2009). Do conjunto de modelos foi extraído um modelo geral de consenso que se ajusta à distribuição real das espécies (Pearson *et al.*, 2007; Porto *et al.*, 2013).

Para construir os modelos de variáveis abióticas (MDE) com o MAXENT, foram geradas 10 réplicas independentes para cada espécie e os testes dos modelos foram feitos com 25% das ocorrências originais. Para espécies que tiveram 50 ou menos registros foi utilizado o método *Bootstrap*, o mais recomendado quando as amostras são pequenas. Para espécies com mais de 50 registros, o método utilizado foi o *crossvalidate* que gera uma porcentagem de amostras para testar, mas sem substituição. O formato de saída escolhido para os resultados foi o *cumulative*, ideal pra gerar mapas binários de distribuição e mais fácil de usar e interpretar (de presença/ausência) (Phillips *et al.*, 2006).

A construção dos modelos para cada espécie foi feita utilizando dois limiares, o limiar “10 Percentile Training Presence” e o limiar “Maximum training sensitivity”. O limiar de 10 Percentile Training Presence exclui o 10% das ocorrências e é útil quando não se tem certeza da qualidade dos dados utilizados e para distanciar os valores mínimos dos modelos diminuindo a sobreposição (Elith *et al.*, 2006; Giannini *et al.*, 2012,). O limiar de “Maximum training sensitivity” é usado apenas com dados de presença (Del Rio *et al.*, 2015) e pode inserir múltiplas localidades conhecidas sem extrapolar longe nas áreas sem registros. Os limiares ajudam na interpretação dos modelos e na avaliação do seu desempenho (Manel *et al.*, 2001; Liu *et al.*, 2005).

Foram feitos modelos preliminares para cada espécie, incluindo todas as variáveis ambientais, estabelecendo assim a sua relevância biológica avaliando os gráficos do *Jackknife* (Phillips *et al.*, 2006; Elith *et al.*, 2011). Seguindo o método de Rissler e Apodaca (2007), foram construídos modelos finais excluindo as variáveis correlacionadas acima do limiar de correlação (0.5; $r > 0.5$) e mantendo as variáveis de alta relevância biológica. O limiar 0.5 foi selecionado porque com limiares maiores o número de variáveis muito relacionadas foi pequeno nas duas escalas (30 *arc-seconds* e 2.5 *arc-minutes*).

Com o programa R 3.3.0 (<https://www.r-project.org/>) e as tabelas de resultados geradas no MAXENT, os modelos finais que refletiram a adequabilidade de cada pixel para a ocorrência da espécie (Liu, 2005), foram transformadas em modelos binários, úteis pra diferenciar as áreas de presenças e ausências e contrastar visualmente sua distribuição (Liu, 2005; Phillips *et al.*, 2006; Pearson, 2007; Carnaval and Moritz, 2008; Franklin and Miller, 2010; Loiselle *et al.*, 2010,; Merow *et al.*, 2013; Porto *et al.*, 2013). Depois, os modelos binários em formato *raster* foram convertidos em formato *vector* para compará-los com os modelos tipo presença/ausência gerados com as camadas de áreas de endemismo.

5.9 VALIDAÇÃO DO DESEMPENHO DOS MODELOS

O desempenho preditivo dos modelos foi considerado como a habilidade de cada modelo de prever em uma área um conjunto de dados excluídos das amostras obtidos em bases de dados ou originados em verificações de campo (Jiguet *et al.*, 2010). De 25% dos pontos de ocorrência achados em bases de dados e dos pontos coletados em uma campanha no interflúvio Japurá-Amazônas, avaliamos para as diferentes abordagens a quantidade pontos

que se encontravam nas áreas previstas (sensitividade) e fora delas (Taxa de omissão) (Naoki *et al.*, 2006).

Geralmente para os modelos que tem apenas registros de ocorrências, a sensibilidade é uma medida de desempenho que pode ser avaliado junto com a taxa de omissão (Peterson *et al.*, 2002, Franklin and Miller, 2010; Peterson *et al.*, 2011). Quanto maior é a sensibilidade e menor a taxa de omissão o desempenho dos modelos será melhor (Brotons *et al.*, 2007). Os valores dos índices de desempenho, oscilam entre zero (modelos de pior desempenho) e um (melhor desempenho). Por outro lado, para cada modelo com variáveis múltiplas (MDE) construído no MAXENT seu desempenho foi avaliado com os valores de AUC originados das estimativas de sensibilidade e taxa de omissão (Elith *et al.*, 2006; Giovannelli, 2008; Siphard and Franklin, 2009). Em geral é reconhecido que valores do AUC iguais ou superiores a 0.5 são robustos e confiáveis e entre valores mais altos, a previsão terão baixa comissão e taxa de omissão (Anderson *et al.*, 2003; Elith and Thullier, 2005; Phillips *et al.*, 2006; Wisz *et al.*, 2008; Thorn *et al.*, 2009; Giovanelli, 2010; Loiselle *et al.*, 2010; Giannini *et al.*, 2012).

5.10 VALIDAÇÃO COM DADOS DE CAMPO

Para avaliar as previsões das duas abordagens para algumas espécies do noroeste da Amazônia brasileira, fizemos uma campanha no interflúvio Japurá – Amazonas durante um mês e coletamos amostras da avifauna das duas margens do rio Japurá, entre os interflúvios Japurá – Negro e Japurá – Amazonas, perto da divisa com a Colômbia (margem direita: 1°51' S – 69°2' W, margem esquerda: 1°43' S – 69°7' W) considerando que os rios são limites importantes na distribuição de espécies Amazônicas (Figura 1). As amostras foram coletadas colocando 30 redes de neblina de 10 m de comprimento, em uma linha de 5 km de comprimento entendida desde a margem do rio Japurá até o interior da floresta, nos 1000, 2000, 3000 e 4000 m, tentando incluir a maior heterogeneidade de ambientes da área de amostragem (terra firme, campina e campinarana). O método foi realizado em outras áreas da Amazônia pela equipe do SISBIOTA.

5.11 COMPARAÇÃO: SUFICIÊNCIA DAS ABORDAGENS ÁREAS DE ENDEMISMO (MAE) VS VARIÁVEIS ABIÓTICAS (MVA)

Para comparar entre as duas abordagens, foi utilizada a mediana das 10 replicas da abordagem com áreas de endemismo e a mediana das 10 replicas da abordagem com variáveis abióticas (MVA) geradas com o MAXENT. Os modelos foram comparados sobrepondo os polígonos das áreas de endemismo (MAE) desenhados e os polígonos vetoriais gerados transformando os *rasters* dos modelos feitos com variáveis abióticas (MVA). Os pontos excluídos para validação foram plotados nas imagens sobrepostas e abertos no programa QGIS 2.4 (<http://www.qgis.org/en/site/>).

As comparações foram feitas olhando as previsões das duas abordagens geradas e a distribuição de 25% dos pontos excluídos para validação, a distribuição dos pontos coletados no interflúvio rio Japurá – rio Amazonas e contrastando a área não sobreposta nas previsões das duas abordagens.

6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para identificar as variáveis ambientais correlacionadas e diminuir o efeito da covariância, nos modelos com variáveis abióticas (MVA) foram feitas no programa R 3.3 (<https://www.r-project.org/>) duas correlações de Pearson, uma para variáveis com resolução de 30 *arcsec* e outra para variáveis com resolução de 2.5 *arc min* (Warren *et al.*, 2010; Elith *et al.*, 2011; Machado *et al.*, 2015).

Para comparar as duas abordagens da modelagem, foi estimada a mediana dos valores de sensibilidade e a taxa de omissão das 10 réplicas dos modelos de área de endemismo (MAE). A mediana tem sido utilizada como um método de consenso em pesquisas que comparam diferentes métodos de modelagem. Além disso, é uma estimativa que dá pouca importância aos valores extremos das amostras (Marmion *et al.*, 2009).

Foram feitos testes de sinal para o conjunto das espécies procurando achar uma predominância das duas abordagens (área de endemismo, variáveis abióticas com “10 Percentile Training Presence” e “Maximum Training Sensitivity”) e estabelecer se as condições de sensibilidade ou taxa de omissão entre os modelos eram diferentes.

7 RESULTADOS

7.1 OCORRÊNCIAS DAS ESPÉCIES

Foram encontrados 7333 registros de ocorrências de 12 espécies de aves, os quais, totalizaram 1244 depois da filtragem para os modelos de distribuição com variáveis múltiplas (MDE) e 447 pra os modelos levando em consideração as áreas de endemismo (MAE). (Anexo B).

Foram excluídas dos modelos 76,5 % das ocorrências (5612 pontos) pela ausência de coordenadas, coordenadas repetidas, a falta de exatidão ou precisão das coordenadas geográficas e as descrições duvidosas das localidades. Apenas 15 % das ocorrências foram excluídas pelo conhecimento do especialista, a distância geográfica, a sobreposição com áreas de desmatamento e a data de coleta (antes de 1970) (Anexo B).

2149 ocorrências de espécies com algum tipo de informação das coordenadas geográficas ou localidades foram procuradas no gazeteer *online Geonet Names Server* para ser conferidas e inseridas na base de dados do projeto. Apenas o 9,6 % das ocorrências sem as localidades e coordenadas (206 ocorrências) foram encontradas e aceites como parte dos modelos (ANEXO B).

7.2 MODELOS COM ÁREAS DE ENDEMISMO (MAE)

As medianas dos modelos feitos com áreas de endemismo (MAE) tiveram maiores valores de sensibilidade (um) do que a taxa de omissão (zero) para onze das 12 espécies. Apenas uma espécie (*Lophotriccus galeatus*) apresentou sensibilidade menor que um (0.95) e taxa de omissão maior que zero (0.05). Para a espécie *Heliodoxa schreibersii* não foi possível estimar a mediana dos índices, pois não foi encontrada nenhuma ocorrência na Amazônia Brasileira para a construção dos modelos com áreas de endemismo (MAE).

7.3 CORRELAÇÃO DE VARIÁVEIS ABIÓTICAS E SUA CONTRIBUIÇÃO

Foi observada correlação positiva alta (> 0.5) para cinco variáveis com resolução 2.5 *min* e para quatro variáveis com resolução 30 *arc sec*. Correlação negativa tiveram seis

variáveis com resolução 2.5 min e seis com resolução 30 arc sec. Ao final entre nove e 14 variáveis contribuíram a mais com a construção dos modelos de cada espécie com pouca ou nenhuma correlação, usando o limiar “10 percentile training presence”, e entre oito e 12 com o limiar “Maximum Training Sensitivity” (Anexo D).

7.4 MODELOS COM VARIÁVEIS ABIÓTICAS (MVA)

Os modelos com variáveis abióticas (MVA) feitos para cada espécie usando o limiar de “10 Percentile Training Presence” apresentaram um valor intermediário de AUC, que variou entre 0.7 e 0.8 para *L. galeatus*, *M. morphoeus* e *T. huetii*. O valor de AUC atingiu valores altos entre 0.8 e 0.9 nas espécies *M. atra* e *T. saturninus*, e entre 0.9 e 1 nas espécies *H. schreibersii*, *K. orenocensis*, *R. cristata*, *R. gymnops*, *R. melanosticta*, *Synallaxis propinqua*. e *T. pyra*.

Os valores do AUC usando o limiar “10 Percentile Training Presence” mudaram pouco comparando com o modelo “Maximum Training Sensitivity”. Para cinco espécies o valor de AUC diminuiu, para quatro espécies acrescentou e para três espécies foi mantido igual (Anexo E).

7.5 COMPARAÇÃO GERAL DAS DUAS ABORDAGENS

O desempenho dos modelos atingiu sensibilidade muito alta em 26 dos 30 modelos preditos (entre 0.75 e um), mas as diferenças dos valores entre todas as espécies foram baixas. O valor Máximo de sensibilidade (um) e o mínimo da taxa de omissão (zero) foram observados para sete espécies em todos os modelos, em quanto que valores com sensibilidade de zero e de taxa de omisao de um estiveram presentes apenas em quatro modelos do total.

Com relação ao teste de sinal feito com todas as espécies, as diferenças entre a abordagem de áreas de endemismo (MAE) e a abordagem com variáveis abióticas (MVA), limiar “10 Pecentil Training Presence”, não foram significativas. Com o limiar “Maximum Training Sensitivity” não foi possível fazer o teste de sinal pela falta de diferença entre as frequências dos sinais.

7.6 COMPARAÇÃO NO DESEMPENHO PARA CADA ESPECIE

Entre três espécies (*Touit huetii*, *Monasa morphoeus* e *Lophotriccus galeatus*), a abordagem com variáveis abióticas (MVA) utilizando o limiar “*Maximum Training Presence*” foi de menor desempenho apenas para *T. huetii* (sensitividade: 0.91; taxa de omissão: 0.04). Para *L. galeatus*, os dois modelos com variáveis abióticas MVA previram melhor a distribuição da espécie (sensitividade=1, taxa de omissão=0) que o modelo de área de endemismo (MAE) (sensitividade= 0.95, taxa de omissão=0.05). Para *M. morphoeus* o desempenho dos dois modelos testados foi o mesmo, com o valor máximo de sensitividade (um) e o mínimo da taxa de omissão (zero).

O modelo de áreas de endemismo (MAE) para *Topaza pyra* apresentou alto desempenho, mas se comparando com modelos de variáveis abióticas (MVA), seu desempenho apenas foi melhor do que o desempenho do modelo com limiar “*10 Percentile Training Presence*” (sensitividade=0.75; taxa de omissão=0.25). Para *Rhegmatorhina cristata* e *R. melanosticta* os MAE tiveram o mesmo desempenho que os MVA. Quando foram usados dados de teste em campo, as previsões dos MVA para *R. melanosticta* atingiram o maior desempenho (um). Os dois modelos de *H. schreibersii* não tiveram diferenças no seu desempenho com as ocorrências de teste em campo.

Para *Thamnomanes saturninus* não foram encontradas diferenças no desempenho das abordagens desenvolvidas, As duas abordagens feitas para *Monasa atra* tiveram alto desempenho (sensitividade=um). Com nenhuma foram omitidas as localidades de ocorrência usadas pra avaliar o desempenho.

Rhegmatorhina gymnops faz parte do grupo com maiores valores de desempenho no modelo de áreas de endemismo (MAE), quando comparado com os outros modelos. Seu valor de sensitividade (um) foi o mesmo que o modelo com limiar “*Maximum Training Sensitivity*” e mais alto do que o valor de desempenho do modelo com o limiar “*10 Percentil Training Presence*” (sensitividade=0.833).

Os modelos desenvolvidos para *Knipolegus orenocensis* com os dados da divisão inicial apresentaram alto desempenho e atingiram o mesmo valor (sensitividade=um). Pelo outro lado, com o dado de teste de campo, o desempenho dos modelos com variáveis abióticas (MVA) foi o mais alto (sensitividade=1). O modelo com áreas de endemismo (MAE) para *Synallaxis propinqua* atingiu o mesmo valor de desempenho que os MVA, usando todos os

pontos de teste. Com o dado de teste de campo, o desempenho dos modelos foi o menor de todos os modelos feitos (sensitividade=zero).

7.7 COMPARAÇÃO DESCRIPTIVA ENTRE AS DUAS ABORDAGENS

As previsões do MAE para *Monasa morphoeus*, apresentou na Amazônia central limite norte no rio Amazonas, na Amazônia leste limite nos rios Branco, Negro e Amazonas e no sul da Amazônia limite na área de transição entre Amazônia e o Cerrado, enquanto que as previsões dos MVA atingiram quase os limites da Amazônia Brasileira.

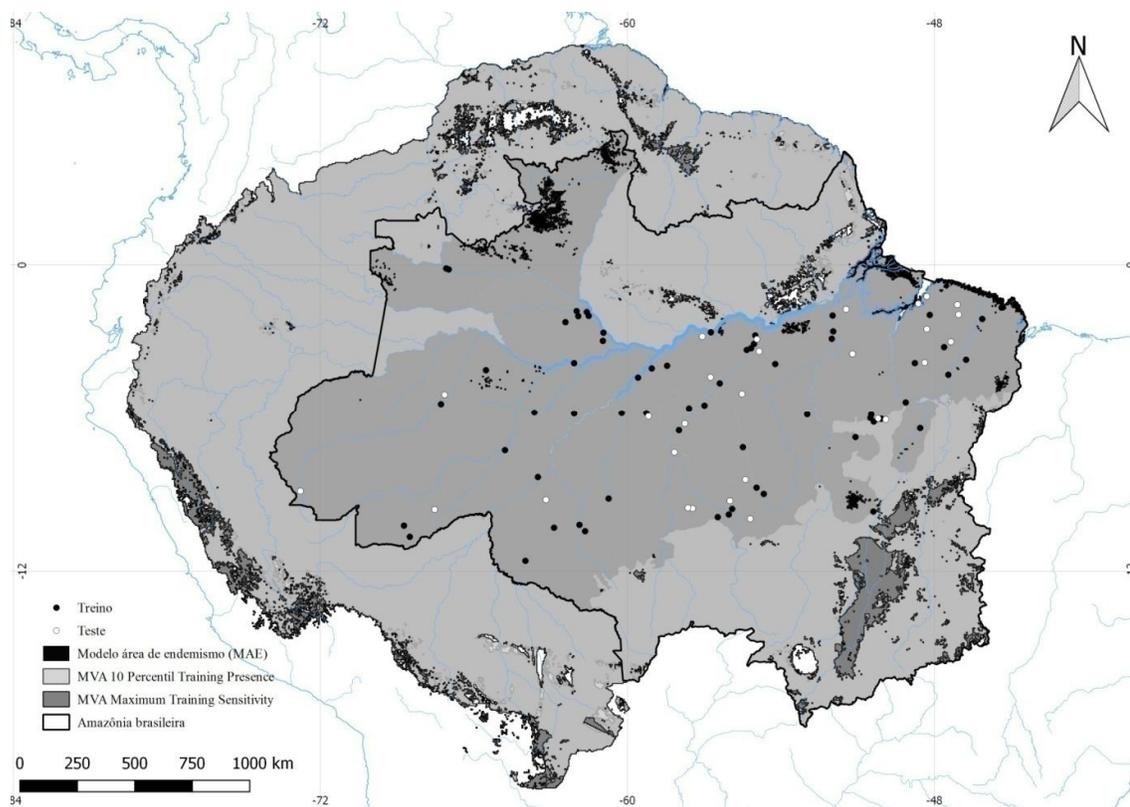


Figura 2. Distribuição de *Monasa morphoeus* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.

Para *Touit huetii*, o modelo de áreas de endemismo (MAE) seguiu o padrão de distribuição disjunta com vazios de previsão principalmente entre os rios Madeira e Amazonas, o rio Trombetas e o litoral Atlântico no estado de Amapá, o rio Japurá e a divisa da Colômbia no Norte, entre os rios Madeira, Aripuanã e Ji-paraná, entre o baixo rio Tapajós e baixo rio Madeira e no sul da Amazônia Brasileira (Figura 3). O modelo de variáveis múltiplas (MVA) previu quase a Amazônia inteira com buracos não inseridos na previsão no interflúvio Japurá – Amazonas, o interflúvio Juruá – Javari, algumas áreas no leste do rio Tapajós e o sudeste da Amazônia brasileira (Figura 3).

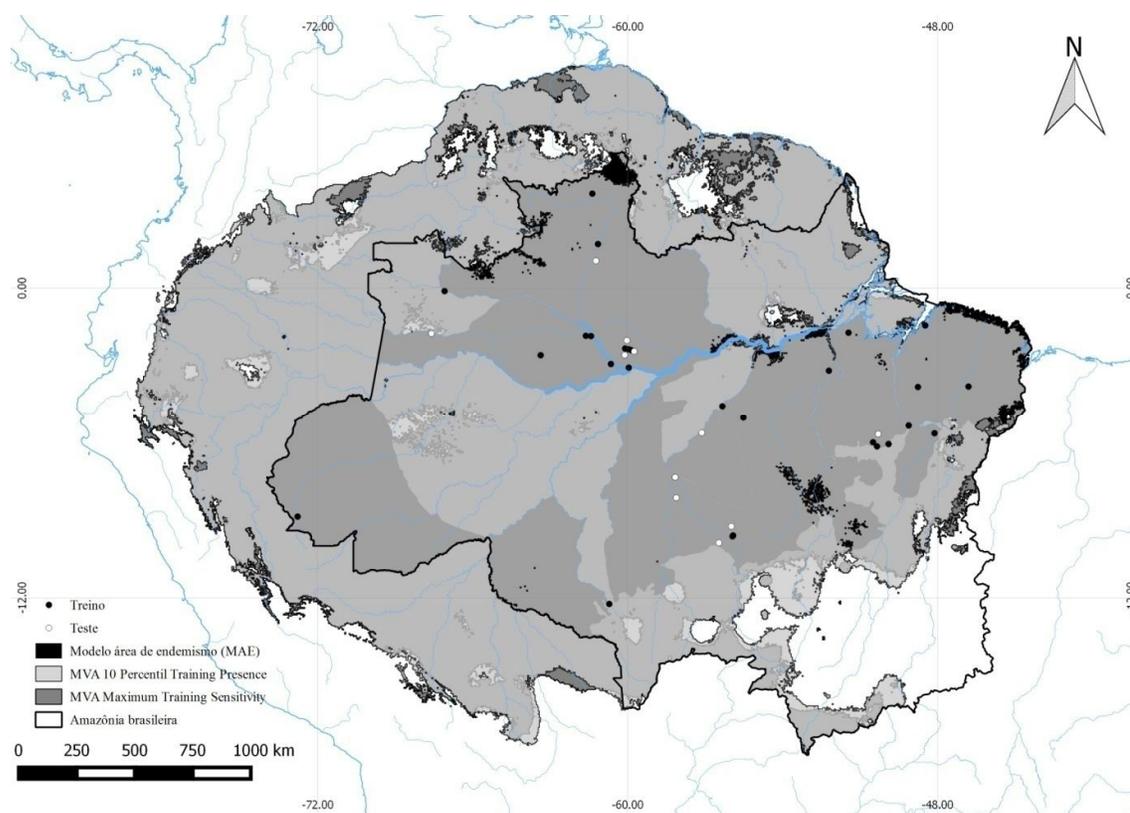


Figura 3. Distribuição de *Touit huetii* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.

As previsões do modelo de áreas de endemismo (MAE) para *Lophotriccus galeatus*, mostram que o rio Negro é o limite sul da sua distribuição no oeste da Amazônia, é a área de

transição entre a Amazônia e o Cerrado, seu limite sul no centro e leste da Amazônia. As previsões do modelo não inseriram o interflúvio rio Japurá – rio Amazonas, o interflúvio rio Tapajós – rio São Manuel, o interflúvio rio Xingu – rio Tocantins, o oeste do rio e Aripuanã o sudeste da Amazônia Brasileira. Por outro lado, as previsões do modelo com variáveis abióticas (MVA) predizem quase a Amazônia inteira com exceção de sudeste da Amazônia Brasileira em especial nas previsões feitas com o “*limiar maximum Training Sensitivity*” (Figura 4).

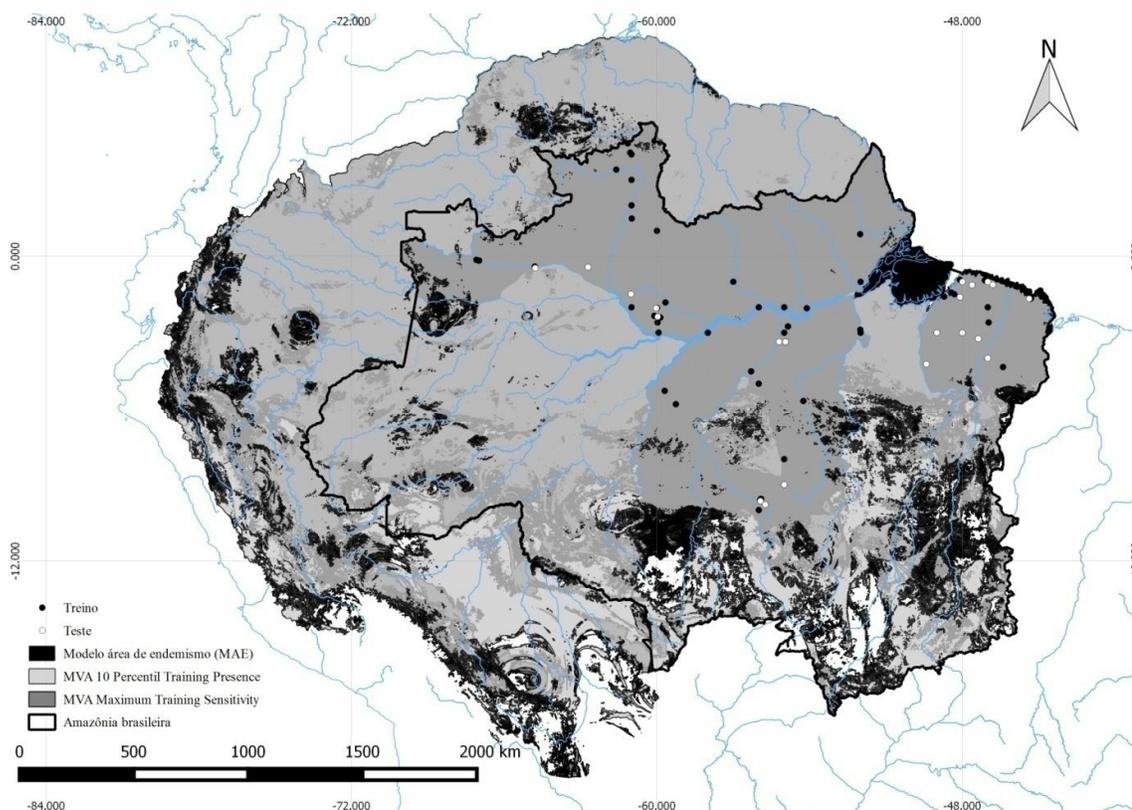


Figura 4. Distribuição de *Lophotriccus galeatus* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.

O modelo de áreas de endemismo (MAE) para *Rhegmatorhina cristata* apenas fez previsões no noroeste da Amazônia Brasileira, nos interflúvios Japurá – Alto rio Negro e Amazonas – Negro (Figura 5). Os modelos com variáveis abióticas (MVA) inserem algumas

áreas dentro dos dois interflúvios, o interflúvio Japurá – Içá e no norte do rio negro e sul do rio Amazonas, ocupando a área de distribuição tradicional de *Rhegmatorhina melanosticta* entre os rios Madeira e Amazônas (Figura 5).

Segundo o modelo de áreas de endemismo *R. melanosticta* ocupa o interflúvio Madeira – Amazonas – Javari, quanto o modelo de variáveis abióticas (MVA) prediz áreas de presença no norte do rio Amazonas, no norte do rio Negro, no norte e leste do rio Branco e o leste do rio Madeira em especial no modelo com limiar “10 percentil Training Presence” (Figura 6).

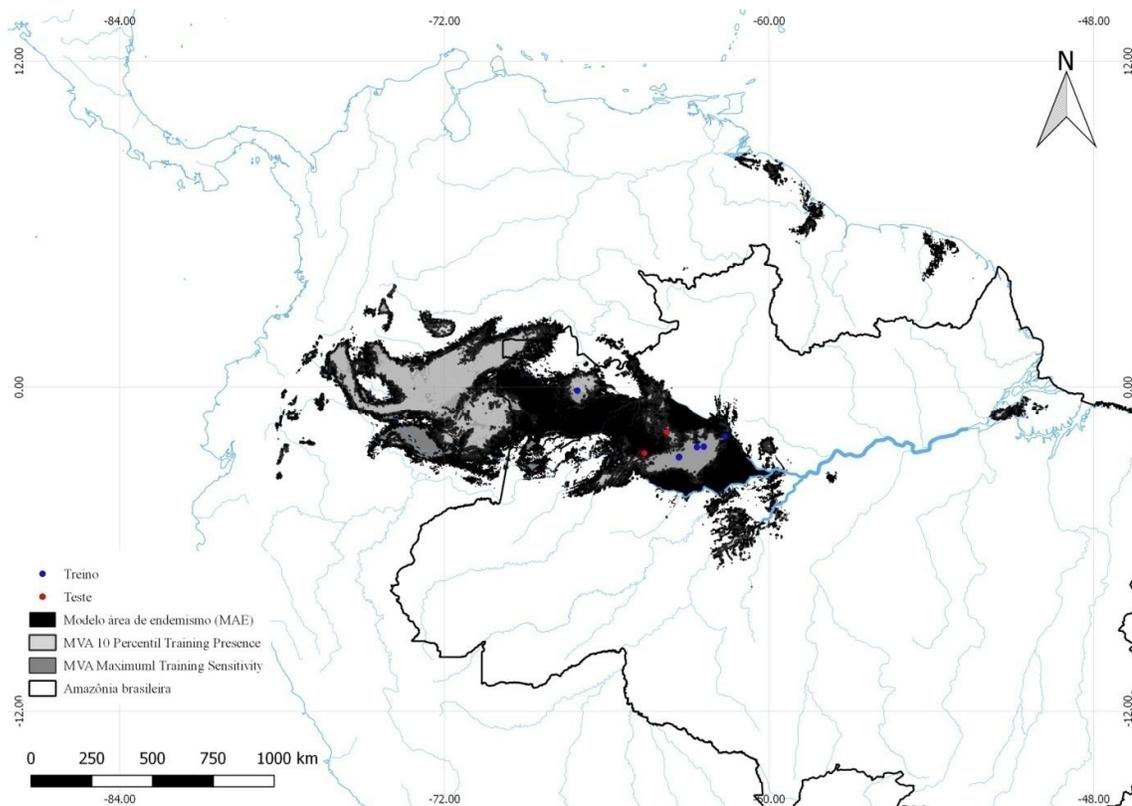


Figura 5. Distribuição de *Rhegmatorhina cristata* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.

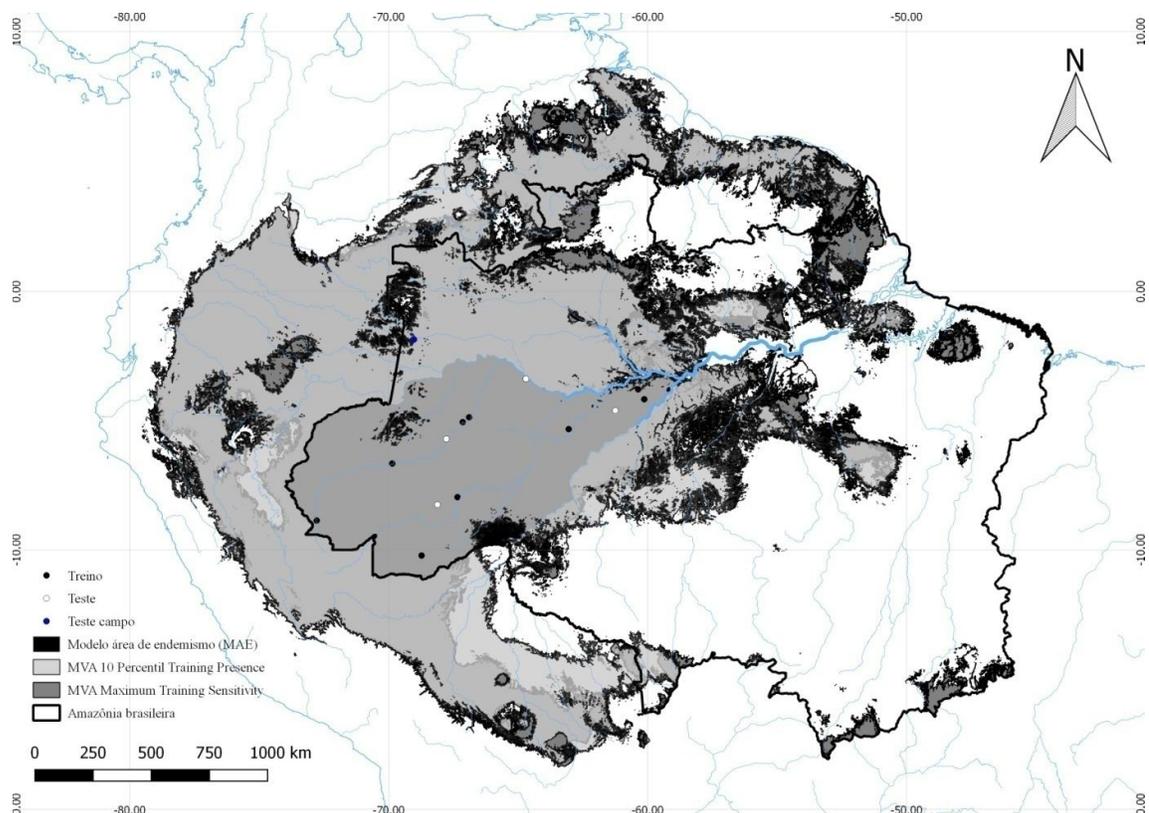


Figura 6. Distribuição de *Rhegmatorhina melanosticta* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.

Os limites do modelo de áreas de endemismo (MAE) para *Topaza pyra* no leste, atingiram desde o alto rio Madeira no sul da Amazônia, através do rio Purús, até o rio Branco no norte. (Figura 7). O modelo com variáveis abióticas (MVA) conseguiu prever áreas não considerados como parte da sua distribuição tradicional desde o oeste da Amazônia até o rios Negro e Madeira (Figura 7).

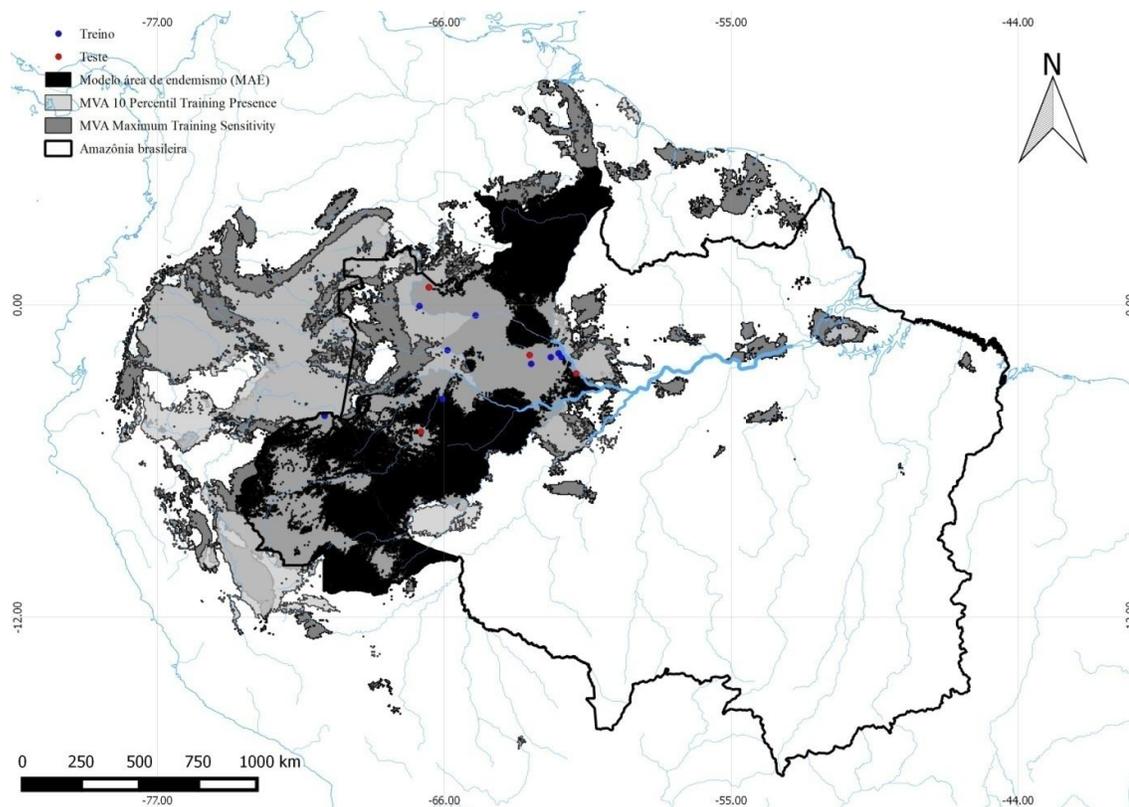


Figura 7. Distribuição de *Topaza pyra* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.

Para *Heliodoxa schreibersii* o modelo de áreas de endemismo (MAE) prediz a região do Acre no sul do rio Amazonas até a divisa com a Bolívia (Figura 8). O modelo de variáveis múltiplas (MDE) previu a maior parte das previsões no norte do rio Amazonas e algumas no sul do rio Amazonas perto dos rios Javari e Juruá (Figura 8).

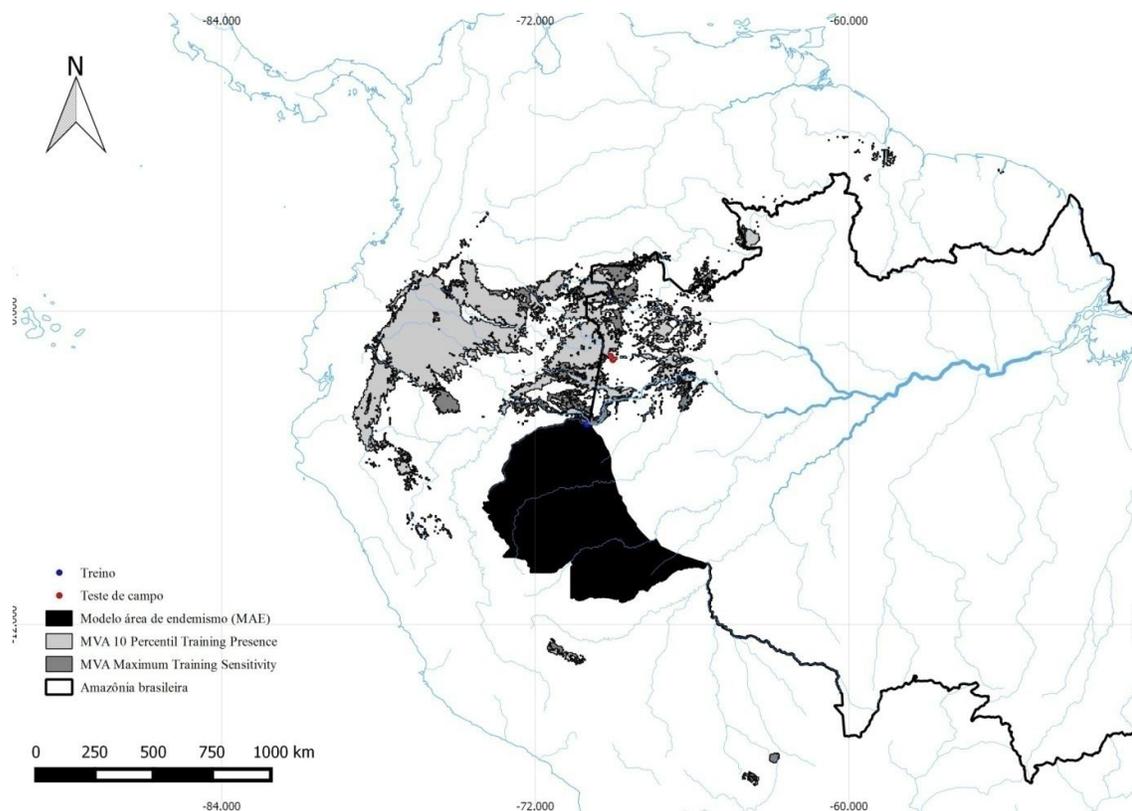


Figura 8. Distribuição de *Heliodoxa schreibersii* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.

Para *Thamnomanes saturninus* os modelos com variáveis abióticas (MVA) em especial com o limiar “*Maximum Training Sensitivity*”, prevêem maior área em comparação com o modelo com áreas de endemismo (MAE). O modelo de área de endemismo (MAE) mostra o rio Amazonas como o limite norte da sua área de distribuição e o limite sul quase na zona de transição entre os biomas da Amazônia e o cerrado (Figura 9). Os modelos de variáveis abióticas (MVA) prevêem áreas no norte do rio Amazonas e no sul, até o limite da área de transição Amazônia – cerrado (Figura 9).

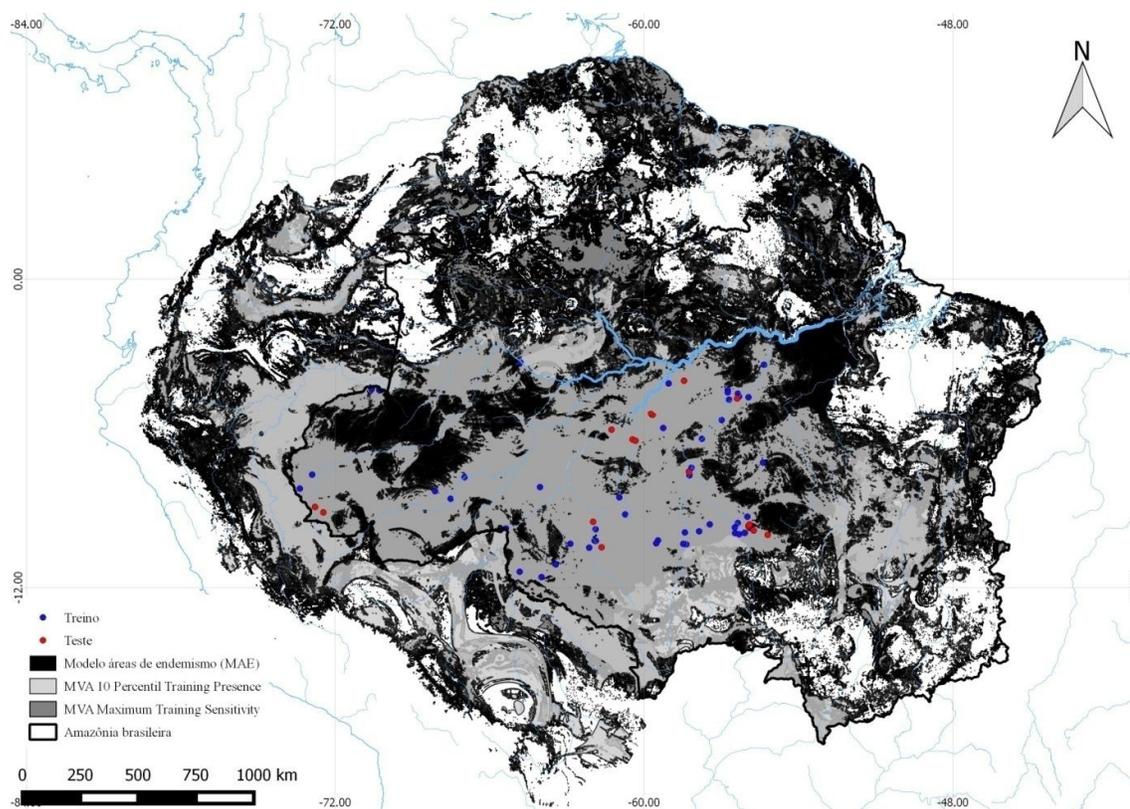


Figura 9. Distribuição de *Thamnomanes saturninus* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.

A abordagem com áreas de endemismo (MAE) previu a distribuição de *Monasa atra* até o sul do rio Amazonas e no oeste até os rios Negro e Branco (Figura 10). Com os modelos de variáveis abióticas (MVA) as predições prevêem com os dos limiares, uma faixa irregular no sul do rio Amazonas, desde o leste até o Oeste na Divisa com o Peru e a Colômbia (Figura 10).

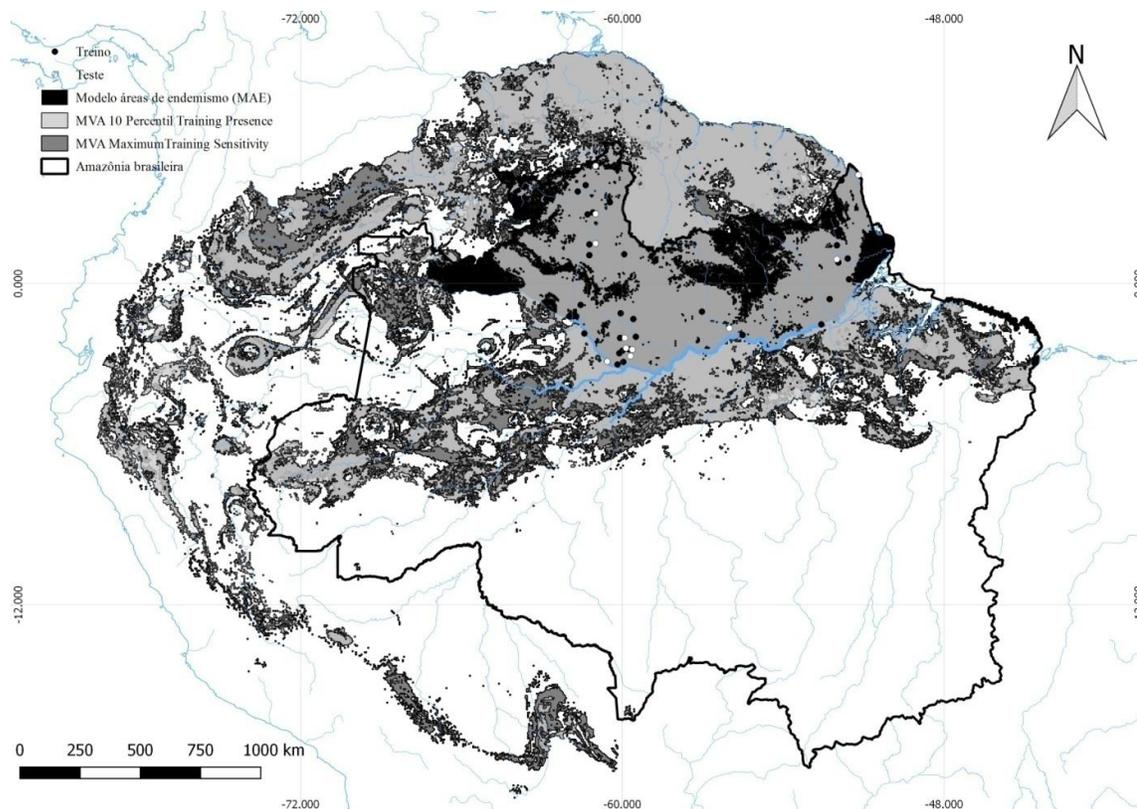


Figura 10. Distribuição de *Monasa atra* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.

O modelo de áreas de endemismo (MAE) previu para *Rhegmatorhina gymnops* apenas áreas entre os interflúvios Xingu - alto e baixo Tapajós e Xingu – Jamanxim (Figura 11). Por outro lado, os modelos com variáveis abióticas (MVA) em especial o modelo com limiar “10 Percentil Training Presence”, previram regiões extensas entre o rio Tocantins e o rio Jurua e entre o rio Amazonas e o sul este da Amazônia Brasileira na área de transição dos biomas Amazonas – cerrado. Inseriram áreas entre os rios Tapajós e Aripuanã com o limiar “Maximum Training Sensitivity” e nas cabeceiras dos rios Tapajós e Xingu com o limiar “10 Percentil Training Presença” (Figura 11).

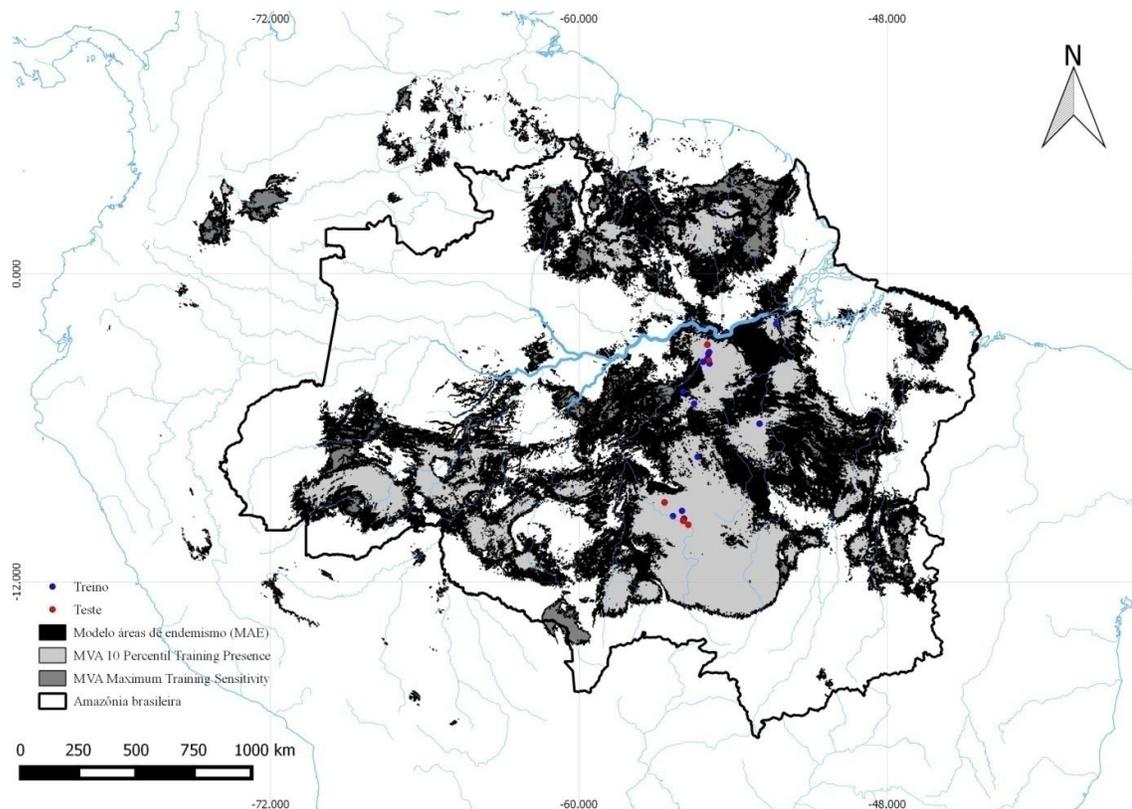


Figura 11. Distribuição de *Rhegmatorhina gymnops* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.

O modelo de áreas de endemismo (MAE) para *S. propinqua* previu a distribuição da espécie em áreas alagadas desde o baixo até o alto rio Amazonas, inserindo rios como o Madeira, o Purus, o Branco, o Japurá e o Negro. As áreas preditas foram mais amplas no alto rio Amazonas e mais dispersas nos rios Branco e Negro (Figura 12). Os modelos com variáveis abióticas (MVA) previram áreas muito extensas que podem incluir ambientes de terra firme em especial no norte do meio e alto rio Amazonas. Com o limiar “10 Percentil Training Presence” o modelo prevê duas áreas amplas, uma no norte do rio Amazonas entre o rio Branco e o rio Trombetas e outra no sul do rio, entre os rios Madeira e Juruá. Nenhum dos (Figura 12).

Em relação a *Knipolegus orenocensis*, o modelo com áreas de endemismo (MAE), previu áreas alagadas com a presença da espécie entre o baixo rio Amazonas e os rio Negro e

Branco (Figura 13). As áreas previstas foram mais amplas no baixo rio Amazonas. O modelo com variáveis abióticas (MVA) previu áreas alagadas de presença da espécie em uma faixa no norte e sul da Amazônia central, nos rios Madeira, Negro e Amazonas, e muitos dos seus afluentes. Previu outras áreas alagadas em rios pequenos do leste da Amazônia e algumas perto do rio Japurá (Figura 13).

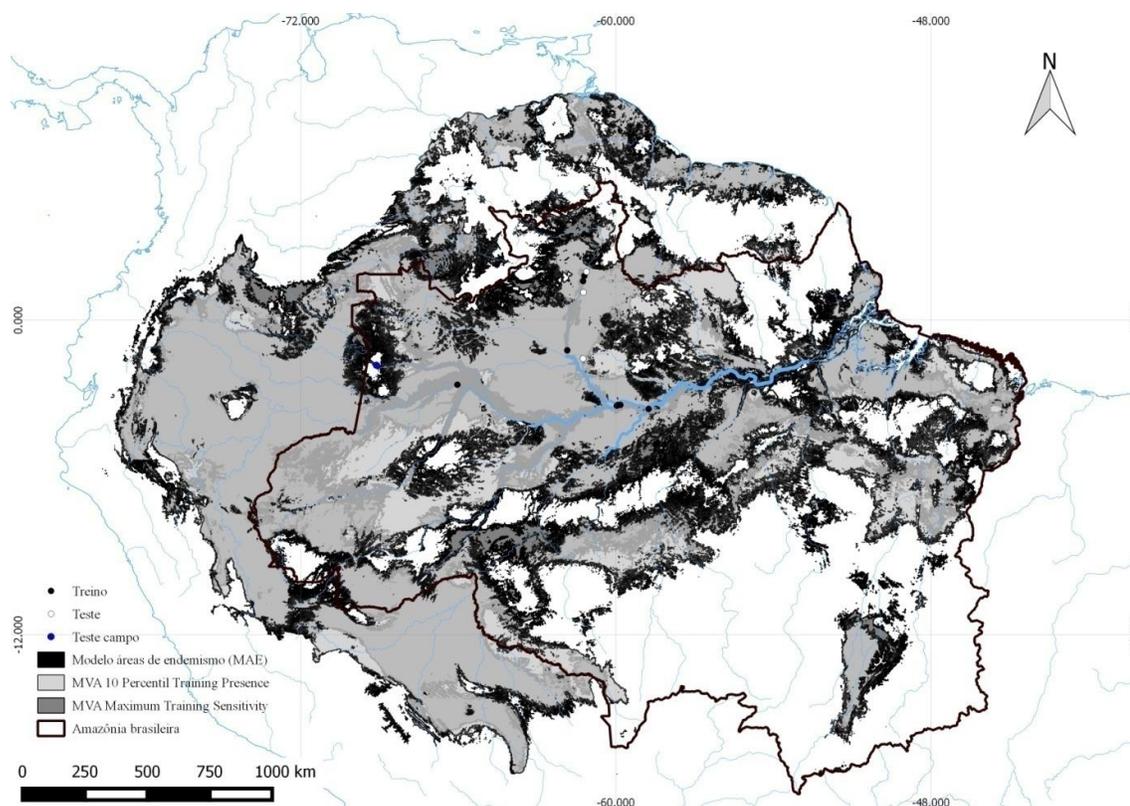


Figura 12. Distribuição de *Synallaxis propinqua* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas previstas pelos MAE, em cinza escuro áreas previstas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas previstas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas previstas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não previstas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.

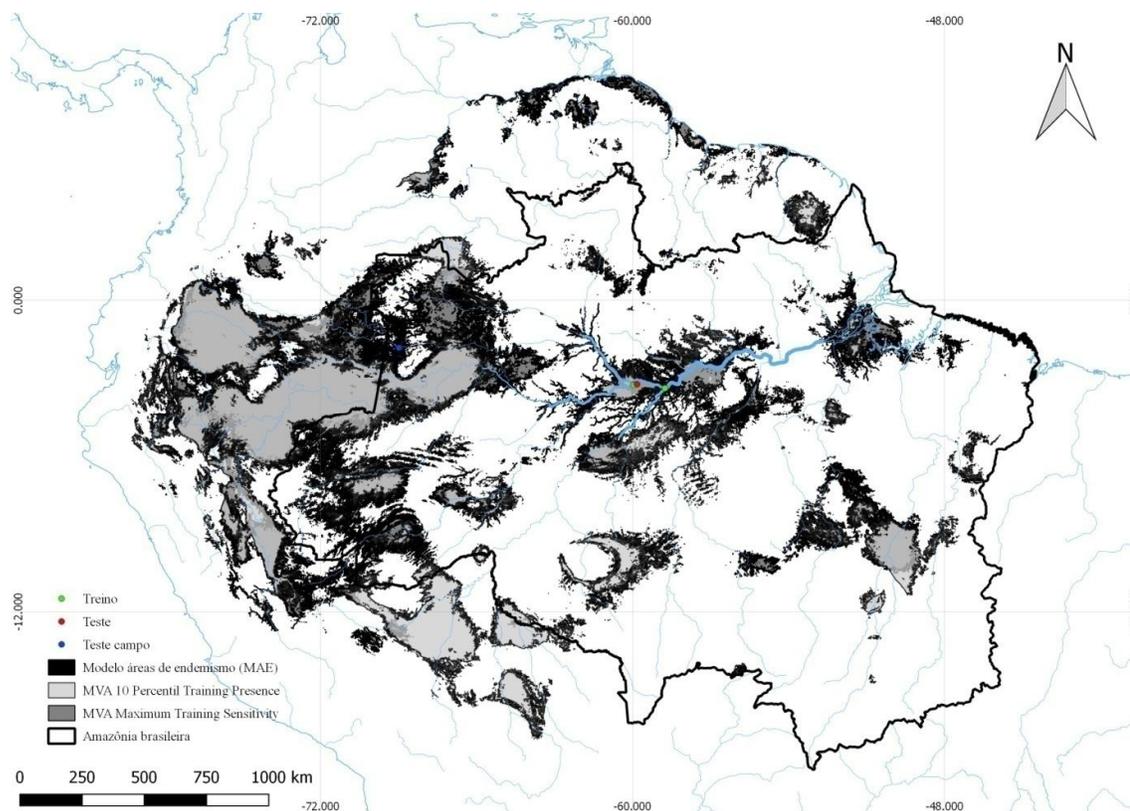


Figura 13. Distribuição de *Knipolegus orenocensis* predita com base nas duas abordagens (três modelos) (vj. texto). Em preto áreas preditas pelos MAE, em cinza escuro áreas preditas pelo MVA com o limiar Maximum Training Sensitivity, em cinza claro áreas preditas pelas duas abordagens, em Branco acinzado áreas preditas pelo MVA com o limiar 10 Percentil Training Presence, em branco áreas não preditas por nenhuma das duas abordagens. As linhas azuis referem-se aos rios e litoral.

8 DISCUSSÃO

As previsões mais confiáveis e robustas foram aquelas que conseguiram incluir a maior parte dos pontos de teste da seleção inicial ou coletados no campo numa área de previsão menor. Como padrão geral, nenhuma das previsões feitas com as duas abordagens conseguiu acertar mais pontos de teste do que a outra. No entanto as previsões dos modelos com áreas de endemismo (MAE) foram melhores que as previsões feitas com os modelos de variáveis abióticas (MVA) especialmente para duas *Topaza pyra* e *Rhegmatorhuna gymnops*. Suas previsões sempre atingiram áreas menores se diminuindo as probabilidades de erros de comissão e sobre extrapolação.

Usando apenas os pontos de teste da seleção original, encontramos que com *Topaza pyra* e *Rhegmatorhuna gymnops*, as previsões do modelo de áreas de endemismo (MAE) acertaram com maior frequência do que as previsões com modelos de variáveis abióticas (MVA) feitas com o limiar *10 Percentil Training Presence* (Figuras 7 e 11, Anexo F). As previsões do modelo com variáveis abióticas (MVA) de *Touit huetti* pelo contrario tiveram mais sucesso com o limiar de “*Maximum Training Sensitivity*”. As previsões dos modelos com áreas de endemismo (MAE) para *Topaza pyra*, não inseriram a bacia do rio Juruá e para *R. gymnops* o baixo rio Tapajós (Figuras 7 e 11). Para *Lophotriccus galeatus* pelo outro lado, as previsões com o modelo de distribuição com variáveis abióticas (MVA) foram mais acertadas do que as previsões do modelo de áreas de endemismo (MAE), sendo que um dos pontos de teste não foi conferido na área de previsão no baixo rio Negro (Figuras 7 e 11).

Empregando os pontos coletados em campo para testar as previsões das duas abordagens, encontramos que com *Rhegmatorhuna melanosticta* e *Knipolegus orenocensis*, as previsões mais acertadas foram feitas com modelos de variáveis abióticas (MVA) (Figuras 6 e 13, Anexo G). As previsões conseguiram ser testadas pelos pontos de teste coletados no campo no interflúvio Japurá – Amazonas. Para outras duas espécies no interflúvio dos rios Japurá – Amazonas (*Heliodoxa schreibersii* e *Synallaxis propinqua*) as previsões não foram validadas pelos pontos de teste coletados em campo pelo que nenhuma das duas abordagens foi melhor do que a outra (Figuras 8 e 12, Anexo F).

As áreas de previsão diferentes e sobrepostas que não foram conferidas pelos pontos de teste em nenhuma das duas abordagens, podem ser testadas num futuro com coletas em campo (Pearson, 2010; Giannini *et al.*,2012), avaliando com maior certeza os erros de

omissão e comissão das previsões. Além disso, podem fornecer ferramentas para gerar novas hipóteses alternativas que expliquem melhor as previsões desenvolvidas pelas duas abordagens.

As previsões feitas pela abordagem de variáveis abióticas (MVA) para *Monasa morphoeus* e *Topaza pyra* ao norte da Amazônia além do rio Branco (Figuras 2 e 7), podem ser consequência da substituição gradual das duas espécies em resposta às mudanças regionais do clima, o começo da substituição da vegetação amazônica pela vegetação de savana no norte do rio Branco ou o surgimento de espécies com hábitos semelhantes como *M. atra* ou *T. pella* (Naka *et al.* 2007; Naka, 2011). Mesmo assim as previsões para *M. atra* no oeste do rio Branco geradas pelos modelos de variáveis abióticas (MVA) (Figura 10), poderiam estar relacionadas com a sua substituição gradual por *M. morphoeus*, a mudança de ambientes mais secos típicos das guianas por ambientes mais úmidos, ou o acréscimo na diversidade de ambientes entre os rios Negro e Branco que pode se refletir na alta heterogeneidade de previsões da região (Sombroek, 2001; Naka, 2011; Borges and Da Silva, 2012; Alvares *et al.*, 2014; Wang and Bradburd, 2014). Em geral acredita-se que o interflúvio dos rios Branco e Negro é uma área de transição com alta sobreposição de distribuições de espécies e alta diversidade de ecossistemas onde existe substituição gradual de espécies (Borges, 2007; Borges and Da Silva, 2012). O uso de espécies relacionadas filogeneticamente como *M. morphoeus* e *M. atra* ou *T. pyra* e *T. pella*, para a construção de modelos de distribuição de espécies, pode fornecer evidência para o teste de hipóteses relacionadas com processos biogeográficos e ecológicos que determinam a distribuição de espécies. Os processos limitantes numa região determinada podem ter agido não só para uma espécie, mas também para um conjunto de espécies.

As previsões de *T. huetii* com a abordagem de áreas de endemismo (MAE) que não inserem áreas no leste e oeste da Amazônia (Figura 3) podem ser explicadas pela sazonalidade dos recursos, seu padrão de distribuição agregado e a movimentação da espécie. *T. huetii*, e em geral todos os PSITTACIDAE podem se dispersar longas distâncias procurando alimento ou áreas para ninho ou de dormir, o que pode ter um efeito na sua detectabilidade dependendo da época do ano, a espécie pode ser detectada numa região ou não (Rodriguez - Mahecha y Hernandez - Camacho, 2002).

O modelo com áreas de endemismo (MAE) para *T. huetii* e *Lophotriccus galeatus*, não prevê áreas no sudoeste do rio Negro provavelmente pela sua preferência pelos ambientes de campina e campinarana que se acrescentam no norte de rionegro. Por outro lado, os modelos

feitos com variáveis abióticas (MVA) não conseguem prever para as duas espécies múltiplas áreas no sul da Amazônia, refletindo as mudanças na cobertura e o clima, e a mistura de ambientes entre o cerrado e a Amazônia e indicando que possivelmente as duas espécies não são freqüentes em ambientes mais secos (IGBE, 2004). Em geral as condições climáticas na Amazônia seguem o padrão de menor precipitação no sudeste e maior precipitação no noroeste (Sombroek, 2001; Alvares *et al.*, 2014).

O surgimento e acréscimo de ambientes de campinarana e campina no norte do rios Amazonas e Japurá também poderiam estar determinando as previsões dos modelos feitos com variáveis abióticas (MVA) para *Rhegmatorhina cristata*, *Heliodoxa scheibersii* e *Topaza pyra* (Figuras 5, 7 e 8). O modelo com variáveis abióticas (MVA) para *R. cristata* prevê áreas no norte do rio Negro e sul do rio Japurá que podem estar disponíveis mas não são ocupadas no sul pela presença de *R. melanosticta*, ou pelo acréscimo de ambientes de campina, campinarana e montanha que podem restringir a distribuição da espécie (IGBE, 2004) (Figuras 5 e 6). Para *T. pyra* as previsões da distribuição com a abordagem de variáveis abióticas (MVA) não inserem áreas no norte do rio Negro e o leste do rio Branco (Figura 7) possivelmente pelo incremento de áreas secas e associadas com ambientes de savanas abertas em especial no norte de rio Branco, que não são da preferência da espécie, mais habituada com os ambientes úmidos (Naka *et al.*, 2007; Naka, 2011). Algumas áreas que não prevêem nenhum dos dois modelos perto da divisa da Colômbia, na cabeça de cachorro, podem também estar explicadas pelo acrescentamento das coberturas de campina e campinarana (IGBE, 2004).

Com *H. scheibersii*, o modelo de área de endemismo (MAE) não previu áreas no norte do rio Amazonas (Figura 8), pelo que parece que o rio poderia ser uma barreira importante de dispersão. No entanto, a previsão do modelo de variáveis abióticas (MVA) previu a presença da espécie em áreas até perto da divisa com a Colômbia onde tem sido registrada a espécie do lado Colombiano (Figura 8), sendo o modelo de variáveis múltiplas (MDE) o mais provável para explicar a distribuição da espécie e se enfraquecendo a hipóteses do que os grandes rios são uma barreira para a dispersão das espécies.

Thamnomanes saturninus e *Rhegmatorhina gymnops* são um exemplo de como a heterogeneidade dos ambientes em especial nos interflúvios podem determinar a distribuição das espécies (Fernandes, 2013). No noroeste e leste da Amazônia os modelos com variáveis múltiplas (MDE) não conseguiram prever a distribuição das duas espécies (Figuras 9 e 11) refletindo possivelmente uma alta heterogeneidade climática e topográfica consequência da

atividade passada das placas tectônicas no leste entre os rios Tocantins e Madeira e da maior instabilidade histórica das bacias hidrográficas perto do Andes (Ribas *et al.*, 2005; Fernandes *et al.*, 2012; Ribas *et al.*, 2012). Alguns estudos mostram como a dinâmica nessas regiões tem influenciado a distribuição atual das espécies e como as variações mínimas na topografia ou o ambiente local podem se refletir na especiação e na distribuição restrita de algumas espécies e na formação de diversidade críptica nos interflúvios ao sul da Amazônia (Ribas *et al.*, 2005; Fernandes, 2007; Ribas *et al.*, 2012; Fernandes, 2013).

As áreas previstas pelos modelos com variáveis abióticas (MVA) podem ser uma sobre extrapolação das áreas de ocupação disponíveis tanto para *Synallaxis propinqua* como para *Knipolegus orenocensis* (Figuras 12 e 13). Os modelos de variáveis abióticas (MVA) podem não ser muito sensíveis para prever a distribuição das duas espécies em especial para prever a distribuição de *S. propinqua*, pelo que são recomendadas outras variáveis mais relacionadas com ambientes alagados como por exemplo a sazonalidade hidrográfica, a dinâmica da vegetação alagada o mesmo a variação do curso do rio poderiam prever melhor a distribuição das duas espécies (Hayes and Sewlal, 2004; Naka, 2007). Para *K. orenocensis* foram previstas áreas pelos modelos de variáveis abióticas (MVA) associadas com os percursos de rios menores não previstas pelo modelo de áreas de endemismo (MAE) (Figura 13). É possível que existam áreas alagadas de menor resolução que a camada original pode não ter detectado. Mesmo assim é possível que aqueles ambientes estejam ocupados por outras espécies com hábitos semelhantes como *K. poecilocercus*, se restringindo a presença de *K. orenocensis* naquelas áreas (Ridgely and Tudor, 2009).

Nosso estudo tem algumas limitações que poderiam afetar a interpretação dos resultados. Inseri dados originados em métodos de coleta desconhecidos ou não estandardizados que podem ter influência na robustez e confiança das previsões. Além disso, nos temos apenas dados de pseudo-ausências e validamos os modelos com apenas uma localidade o que limita nossas avaliações dos valores de erro de comissão e desempenho estatístico dos modelos. Então não sabemos com certeza se nas áreas previstas para cada espécie não conferidas pelos pontos de teste a espécie está presente ou ausente em realidade.

Entre as implicações que tem nossa pesquisa estão consideradas sua aplicabilidade nos âmbitos da biologia da conservação e da biogeografia histórica. Propor uma ferramenta prática e simples para a identificação e priorização de áreas protegidas e hotspot de biodiversidade, utilizando ampla informação filogenética, histórica e ecológica das espécies de aves amazônicas. Também nossa pesquisa permite inserir informações biogeográficas

históricas bem suportadas, pouco consideradas em geral nos estudos com modelagem de distribuição de espécies, e que poderiam explicar com maior exatidão e precisão a distribuição atual das espécies.

Para conseguir detectar diferenças sutis que possam determinar a distribuição das espécies, é recomendável incluir na modelagem de distribuição clássica, informação relacionada com as áreas de endemismo e a distribuição ou características dos habitats amazônicos. Assim, aparentemente os modelos poderiam ser mais confiáveis e robustos. No entanto, as novas previsões podem não garantir a inclusão de áreas de ocorrência, pelo que teríamos que testar em campo os modelos para conferir a sua eficácia, e saber se é mais barato, fácil ou rápido tentar com outros modelos.

9 CONCLUSÕES

No final podemos dizer que não existiram diferenças significativas entre o desempenho dos modelos gerados pelas duas abordagens, mas sim nas áreas na extensão das áreas preditas. Pelo geral as áreas preditas dos modelos com variáveis abióticas (MVA) foram maiores que as áreas dos modelos feitos com áreas de endemismo (MAE), o que sugere uma possível sobre extrapolação nos modelos com variáveis abióticas (MVA). Igualmente, concordando com os testes de sinal, não existiu um padrão claro para explicar em geral qual das duas abordagens foi o melhor. A abordagem com variáveis abióticas (MVA) comete erros grosseiros por não levar em consideração as áreas de endemismo e seus limites. Mas podem ser reparados incorporando áreas de endemismo na modelagem. Também, Os modelos com variáveis abióticas (MVA) detectam heterogeneidade de hábitat dentro das áreas de endemismo, mas se essa heterogeneidade é relevante ou não, tem que ser testado no campo.

O modelo de área de endemismo e habitat (E&H) para *Topaza pyra* e *Rhegmatorhina gymnops*, foi mais acertado na previsão dos pontos de testes do que o modelo de variáveis múltiplas usando o limiar de “10 Percentil Training Presence”. Pelo contrario para *Lophotriccus galeatus*, *Rhegmatorhina melanosticta* e *Knipolegus orenocencis* o modelo com variáveis múltiplas usando os dois limiares foi o mais provável.

As áreas de previsão que não conseguiram ser validadas pelos pontos de teste, são propostas como áreas de teste no futuro especialmente aquelas áreas de previsão diferentes entre as duas abordagens. As novas áreas de previsão podem ser úteis para gerar novas hipóteses alternas que possam nos explicar melhor a distribuição das espécies.

É sugerido incluir na modelagem tradicional as áreas de endemismo e a distribuição de habitat para detectar diferenças entre as duas abordagens e fazer mais confiáveis e robustos os modelos de distribuição de espécies. No entanto, seria preciso testar as áreas preditas pelos modelos para conhecer a sua eficácia.

10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alvares, C. A., J. L. Stape, P. C. Sentelhas, J. L. de Moraes Gonçalves and G. Sparovek. 2014. Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, Vol. 22, No. 6, 711–728.

Anderson, B. J., B. E. Arroyo, Y. C. Collingham, B. Etheridge, J. Fernandez-De-Simon, S. Gillings, R. D. Gregory, F. M. Leckie, I. M.W. Simi, Ch. D. Thomas, J. Travis and S. M. Redpathb, 2009. Using distribution models to test alternative hypotheses about a species' environmental limits and recovery prospects. *Biological Conservation* 142: 488-499.

Anderson, R.P. 2012. Harnessing the world's biodiversity data: promise and peril in ecological niche modeling of species distributions. *Ann. N.Y. Acad. Sci.*, 1260: 66–80.

Anderson, R. P., D. Lewc, A. Townsend Peterson Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162: 211–232

Anderson, R.P., Peterson, A.T., Gómez-Laverde, M., 2002. Using niche-based GIS modeling to test geographic predictions of competitive exclusion and competitive release in South American pocket mice. *Oikos*, 98, 3–16.

Araújo, M. B. and A. Guisan. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33:1677–1688.

Araújo, M. B. and A. T. Peterson. 2012. Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology*, 93(7):1527–1539.

Austin, M. 2007. Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, 200:1–19

Beale, C. M., N. E. Baker, M. J. Brewer and J. J. Lennon. 2013. Protected area networks and savannah bird biodiversity in the face of climate change and land degradation. *Ecology Letters*, 16:1061–1068

Borges, S. H and J. M. C. da Silva. 2012. A New Area of Endemism for Amazonian Birds in the Rio Negro Basin. *The Wilson Journal of Ornithology*, 124(1):15-23.

Brotons, L., M. D. Cáceres, A. Fall and Marie-José Fortin. 2012. Modeling bird species distribution change in fire prone Mediterranean landscapes: incorporating species dispersal and landscape dynamics. *Ecography*, 35: 458–467.

Brotons, L., S. Herrando and M. Pla. 2007. Updating bird species distribution at large spatial scales: applications of habitat modelling to data from long-term monitoring programs. *Diversity and Distributions*, 13: 276–288.

Bueno, B. A. 2012. *Modelagem de Nicho Ecológico Aplicada a Conservação do Paro Mergulhao (Mergus octosetaceus, VIEILLOT, 1817) no Brasil*. Dissertação de Mestrado em Ecología e Conservação de Recursos Naturais. Universidade Federal de Uberlândia. 102 pp.

Buermann, W., S. Saatchi, T. B. Smith, B. R. Zutta, J. A. Chaves, B. Mila and C. H. Graham. 2008. Predicting species distributions across the Amazonian and Andean regions using remote sensing data. *Journal of Biogeography*, 35 (7): 1160-1176.

Carnaval A. N. and C. Moritz. 2008. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Biogeography*, 35: 1187–1201

Cerqueira, M. C., Mario Cohn-Haft, C. F. Vargas, C. E. Nader, C. B. Andretti, T.V. V. Costa, M. Sberze, J. E. Hines and G. Ferraz. 2013. Rare or elusive? A test of expert knowledge about rarity of Amazon forest birds. *Diversity and Distributions*, 19, 710–721

Cracraft, J. 1985. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South American avifauna: areas of endemism. *Ornithological Monographs*, 36: 49 – 84

Cohn-Haft, M., Whittaker, A. & Stouffer, P.C. 1997 A new look at the “species-poor” central Amazon: the avifauna North of Manaus, Brazil. *Ornithological Monographs*, 48: 205–236.

Cohn Haft, M. 2010. Areas of Endemism for Brazilian Amazonian Birds. Scientific Collections Program and Department of Ecology Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA).

Del Rio, G., M.A.Rêgo.,L. F. Silveira. 2015. A Multiscale Approach Indicates a Severe Reduction in Atlantic Forest Wetland and Highlights that São Paulo Marsh Antwren Is on the Brink of Extinction. *PLoS ONE* 10(3):e0121315.doi:10.1371/journal.pone.0121315

Distler, T., J. G. Schuetz, J. Velásquez-Tibatá and G. M. Langham. 2015. Stacked species distribution models and macroecological models provide congruent projections of avian species richness under climate change. *Journal of Biogeography*, 42(5): 976-988

Dormann, C. F., S. J. Schymanski, J. Cabral, I. Chuine, C. Graham, F. Hartig, M. Kearney, X. Morin, Ch. Römermann, Boris Schröder and Alexander Singer. 2011. Correlation and process in species distribution models: bridging a dichotomy. *Journal of Biogeography*, 39(12): 2119-2131.

Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. McC. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. S. Wisz and N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species’ distributions from occurrence data. *Ecography*, 29: 129-151.

Elith, J. and J. R. Leathwick. 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 40:677–97.

Elith, J., Steven J. Phillips, Trevor Hastie, Miroslav Dudík, Yung En Chee, Colin J. Yates. 2010. A Statistical Explanation of MaxEnt for Ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1):43-57

Elith, J., S. J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y. E. Chee and C. J. Yates. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17:43-57.

Ersts, P. J. 2016. Geographic Distance Matrix Generator (version 1.2.3). American Museum of Natural History, Center for Biodiversity and Conservation. Available from http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/gdmg.

Fernandes, A M. 2013. Fine-scale endemism of Amazonian birds in a threatened landscape. *Biodivers. Conserv.*, 22: 2683–2694.

Fearnside, P. M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. *Conservation Biology*, 19:3, 680–688

Fernandes, A. M., M. Wink and A. Aleixo. 2012. Phylogeography of the chestnut-tailed antbird (*Myrmeciza hemimelaena*) clarifies the role of rivers in Amazonian biogeography. *Journal of Biogeography* 39, 1524–1535

Ferraz, G., James D. Nichols, James E. Hines, Philip C. Stouffer, R. O. Bierregaard Jr., T. E. Lovejoy 2007. A Large-Scale Deforestation Experiment: Effects of Patch Area and Isolation on Amazon Birds. *SCIENCE* Vol 315.

Fortin, M.-J., T.H. Keitt, B.A. Maurer, M.L. Taper, D.M. Kaufman and T.M. Blackburn. 2005. Species ranges and distributional limits: pattern analysis and statistical issues. *Oikos*, 108: 7-17.

Fotheringham, A. S., Brunson, C., and Charlton, M. E. 2002. *Geographically Weighted Regression: The Analysis of Spatially Varying Relationships*. Wiley, Chichester. 284 pp.

Giannini, T. C.; M. F. Siqueira; A. L. Acosta; F.C.C. Barreto; A. M. Saraiva & I. Alves-dos-Santos. 2013. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies, Current challenges of species distribution predictive modelling. *Rodriguésia*, 63(3): 733-749.

Giovanelli, J. G. R., M. F. de Siqueira, C.F.B. Haddad, J. Alexandrino. 2010. Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics: How the size of calibration area affects the performance of five presence-only methods. *Ecological Modelling*, 221: 215–224

Gomes, L. 2009. *Modelagem de Distribuicao de Especies como Ferramenta para a Conservacao de Especie Raras do Cerrado*. Dissertacao de mestrado. Univesidade Federal de Goiás, Goiânia. 115 pp.

Guisan, A. and W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8: 993–1009.

Hayes, F. E. and Jo-Anne N. Sewlal. 2004. The Amazon River as a dispersal barrier to passerine birds: effects of river width, habitat and taxonomy. *Journal of Biogeography* 31, 1809–181

Hess, L.L., J.M. Melack, A.G. Affonso, C.C.F. Barbosa, M. Gastil-Buhl, and E.M.L.M. Novo. 2015. LBA-ECO LC-07 Wetland Extent, Vegetation, and Inundation: Lowland Amazon Basin. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. <http://dx.doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1284>

Hilty, S. & W. Brown. 1986. *A guide to the birds of Colombia*. Princeton University Press. New Jersey. 836 pp.

Hirzel, A. & A. Guisan. 2002. Which is the Optimal Sampling Strategy for Habitat Suitability Modelling. *Ecological Modelling*, 157: 331-341.

Jiguet, F., M. Barbet-Massin. and P. Henry. 2010. Predicting potential distributions of two rare allopatric sister species, the globally threatened *Doliornis* cotingas in the Andes. *J. Field Ornithol.*, 81(4):325–3

Laranjeiras, T. O. 2008. *Distribuição Geografica, Historia Natural e Conservacao da Ararajuba (Guarouba guarouba) – Psittacidae*. Dissertacao de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas Amazonicas – Universidade Federal da Amazonia, Manaus, Amazonas. 114 pp.

Laurance, S. G., P. C. Stouffer and W. F. Laurence. 2004. Effects of Roads Clearings on Movement Patterns of Understory Rainforest Birds in Central Amazonian. *Conservation Biology*, 18(4): 1099-1109.

Laurance, W. F., José L.C. Camargo, Regina C.C. Luizão, Susan G. Laurance, Stuart L. Pimm, Emilio M. Bruna, Philip C. Stouffer, G. Bruce Williamson, Julieta Benítez-Malvido, Heraldo L. Vasconcelos, Kyle S. Van Houtan, Charles E. Zartman, Sarah A. Boyle, Raphael K. Didham, Ana Andrade, Thomas E. Lovejoy. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation*, 144: 56–67.

Laranjeiras, T. O. and M. Cohn-Haft. 2009. Where is the symbol of Brazilian Ornithology? The geographic distribution of the Golden Parakeet (*Guarouba guarouba* – Psittacidae) *Revista Brasileira de Ornitologia*, 17(1):1-19.

Loiselle, B. A., C. A. Howell, C. Graham, J. M. Goerck, T. Brooks, K. Smith, and P. H. Williams. 2003. Identifying conservation priorities: sensitivities to model selection. *Conservation Biology*, 17:1591-1600.

Loiselle, B., C. H. Graham, J. M. Goerck, and M. Ribeiro. 2010. Assessing the impact of forest loss and climate change on the spatial and environmental distribution of Neotropical birds of the Atlantic forests, Brazil. *Journal of Biogeography*, 37:1288-1301.

Machado, A. F. 2015. *Biogeografia de Hylaeamys megacephalus (Rodentia; Sigmodontinae): integração entre modelos de nicho ecológico e filogeografia*. Dissertação de Mestrado em Biologia (Ecologia). Instituto Nacional de Pesquisas Amazonicas, Manaus, Amazonas. 35 pp.

Manel, S., Williams, H. C. and Ormerod, S. J. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *J. Appl. Ecol.*, 38: 921-931.

Marini, M. A., M. Barbet-Massin, L. E. Lopes and F. Jiguet. 2010. Predicting the occurrence of rare Brazilian birds with species distribution models. *Journal of Ornithology*, 151:857–866.

Marmion M., M. Parviainen, M. Luoto, R. K. 2009 Heikkinen and Wilfried Thuiller. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modeling. *Diversity and Distributions*, 15 , 59–69

Merow, C., A. M. Latimer, A. M. Wilson, S. M. McMahon, A. G. Rebelo and J. A. Silander Jr. 2014. On using integral projection models to generate demographically driven predictions of species' distributions: development and validation using sparse data. *Ecography*, 37: 1167–1183.

Naka, L. N., M. Cohn-Haft, A. Whittaker, J. M. Barnett and M. de Fátima Torres. 2007. Avian Biogeography of Amazonian Flooded Forests in the Rio Branco Basin, Brazil. *The Wilson Journal of Ornithology*, 119(3):439-449.

Naka, L. 2011. Avian distribution patterns in the Guiana Shield: implications for the delimitation of Amazonian areas of endemism. *Journal of Biogeography*, 38, 681–696.

Naoki, K., M. Isabel Gómez, Ramiro P. López, Rosa I. Meneses & Julieta Vargas. 2006. Comparación de modelos de distribución de especies para predecir la distribución potencial de vida silvestre en Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 41(1): 65-78.

Nelson, T. A and B. Boots. 2008. Detecting spatial hot spots in landscape ecology. *Ecography*, 31(5): 556-566.

Ocampo-Peñuela, N. and S. L. Pimm. 2014. Setting Practical Conservation Priorities for Birds in the Western Andes of Colombia. *Conservation Biology*, 28 (5):1260-1270.

Pearson, R.G., C.J. Raxworthy, M. Nakamura and A.T. Peterson. 2007. Predicting species' distributions from small numbers of occurrence records: A test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34: 102-117.

Pearson, R. G.. 2010. Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners *In: Lessons in Conservation. Issue No 3. Network of Conservation Educators and Practitioners Center for Biodiversity and Conservation. American Museum of Natural History.* 135 pp.

Peterson, A.T. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *The Condor*, 103: 599–605.

Peterson, A. T., L. G. Ball and Kevin P. Cohoon. 2002. Predicting distributions of Mexican birds using ecological niche modelling methods. *Ibis*, 144: E27–E32.

Peterson, A.T., Papes, M., Eaton, M., 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography*, 30, 550–560

Peterson, A. T., J. Soberón, R. G. Pearson, R. P. Anderson, E. Martínez-Meyer, M. Nakamura & M. B. Araújo. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions (MPB-49)*. Princeton: Princeton University Press. 323 pp.

Polasky, S & A. R Solow. 2001. The BValue of Information in Reserve Site Selection. *Biodiversity and Conservation*: 10: 1051-1038

Phillips, S. J., Robert P. Anderson e Robert E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 231–25.

Porto, T. J., A. C. Carnaval and P. L. Bernardo da Rocha. 2013. Evaluating forest refugial models using species distribution models, model filling and inclusion: a case study with 14 Brazilian species. *Diversity and Distributions*, 19: 330–340.

Renjifo, L. M., Gómez, M. F., Velásquez-Tibatá, J., Amaya-Villarreal, A. M., Kattan, G. H., Amaya-Espinel, J. D., y BurbanoGirón, J., 2013. *Libro rojo de aves de Colombia, Volumen I: bosques húmedos de los Andes y la costa Pacífica*. Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia. 494 pp.

Ribas, C. C., A. Aleixo, A. C. R. Nogueira, C. Y. Miyaki and J. Cracraft. 2012. A Palaeobiogeographic Model for Biotic Diversification Within Amazonian Over the past Three Millions Years. *Proc. R. Soc. B*. 279: 681-689.

Ribas, C., R. Gaban-Lima, C. Y. Miyaki and J Cracraft. 2005. Historical biogeography and diversification within the Neotropical parrot genus *Pionopsitta* (Aves: Psittacidae). *Journal of Biogeography*, 32: 1409–1427.

Ridgely, R. and G. Tudor. 2009. Field guide to the Songbirds of South America. The passerines. University of Texas press. Austin, Texas, USA. 750 pp.

Rissler, L. J.; Apodaca, J. J. 2007. Adding More Ecology into Species Delimitation: Ecological Niche Models and Phylogeography Help Define Cryptic Species in the Black Salamander (*Aneides flavipunctatus*). *Systematic Biology*, 56(6): 924-942.

Rodríguez, J., F. Erize y M. Rumboll. 2008. *Aves de sudamérica. Guía de campo Collins. No passeriformes. Desde Ñandúes hasta carpinteros*. Letemendia, Casa editorial. Buenos Aires, Argentina. 383 pp.

Rodríguez–Mahecha, J.V. & Hernández–Camacho, J.I. (2002) *Loros de Colombia*. Conservación Internacional. Bogotá. 478 pp.

Rondinini, C., M. Di Marco, F. Chiozza, G. Santulli, D. Baisero, P. Visconti, M. Hoffmann, J. Schipper, S. N. Stuart, M. F. Tognelli, G. Amori, A. Falcucci, L. Maiorano and L. Boitani. 2011. Global habitat suitability models of terrestrial mammals. *Phil. Trans. R. Soc. B.*, 366: 2633–2641.

Sexton, J. P. Patrick J. McIntyre, A. L. Angert, and K. J. Rice. 2009. Evolution and Ecology of Species Range Limits. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 40:415–36

Stiles, F. G. 2010. La avifauna de la parte media del río Apaporis, departamentos de Vaupés y Amazonas, Colombia. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 34 (132): 381-390.

Sokal, R. R. and F. J. Rohlf. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research, 3rd ed.* Freeman: New York. 887 pp.

Sombroek, W. 2001. Spatial and Temporal Patterns of Amazon Rainfall Consequences for the Planning of Agricultural Occupation and the Protection of Primary Forests. *Ambio* Vol. 30 No. 7.

Stotz, D.F. & Bierregaard, R.O. Jr. 1989. The birds of the fazendas Porto Alegre, Esteio and Dimona north of Manaus, Amazonas, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 49: 861–872.

Thorn, J. S., V. Nijman, D. Smith and K. A. I. Nekaris. 2009. Ecological niche modelling as a technique for assessing threats and setting conservation priorities for Asian slow lorises (Primates: *Nycticebus*). *Diversity and Distributions*, 15 : 289–298.

Vale, M. M., Mario Cohn-Haft, Scott Bergen and Stuart L. Pimm. 2008. Effects of Future Infrastructure Development on Threat Status and Occurrence of Amazonian Birds.. *Conservation Biology*, 22(4): 1006–1015.

Wang, I. J. and G. S. Bradburd. 2014. Isolation by environment. *Molecular Ecology* 23, 5649–5662

Warren, D. L. R. E. Glor and M. Turelli. 2010. ENMTools: a toolbox for comparative studies of environmental niche models. *Ecography*, 33: 607-611.

Willson, S. K. 2004. Obligate Army-ant Following Birds: A Study of Ecology, Spatial Movements Patterns, and Behavior in Amazonian Peru. *Ornithological Monographs* No 55.

Liu, C., P. M. Berry, T. P. Dawson and R. G. Pearson. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 28: 385-393.

Wisz, M. S, R. J. Hijmans, J. Li, A. T. Peterson, C. H. Graham, A. Guisan and NCEAS, Predicting Species Distributions Working Group. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models *Diversity and Distributions*, 14: 763–773.

.

ANEXO A. Características das espécies selecionadas para a construção dos modelos de distribuição geográfica.

Espécie	Distribuição	Habitat	Ocorrências	Informação em fontes secundárias	Correspondência área de endemismo	Detectabilidade	Presença no rio Japurá
<i>Touit huetii</i>	Ampla distribuição na Amazônia, disjunta	Várzea, Igapó, Ilhas, floresta primária e secundária	Registros abundantes	Deficiente	Não	Baixa	Não
<i>Heliodoxa schreii</i>	Oeste da Amazônia	Terra firme, Várzea, Igapó, Campinarana, floresta primária	Poucos registros	Deficiente	Sim	Intermediária	Não
<i>Topaza pyra</i>	Oeste da Amazônia	Terra firme, Várzea, floresta primária e secundária	Poucos registros	Deficiente	Não	Alta	Sim
<i>Monasa atra</i>	Restrita no norleste da Amazônia	Terra firme, Várzea, floresta primária e secundária	Registros abundantes	Relativamente bem conhecida	Sim	Alta	Não
<i>Monasa morphoeus</i>	Ampla distribuição	Terra firme, Várzea, Igapó, floresta primária e secundária	Registros abundantes	Relativamente bem conhecida	Não	Alta	Sim

<i>Synallais propinqua</i>	Restrita em ambientes alagados	Várzea, Igapó, Ilhas	Poucos registros	Relativamente bem conhecida	Sim	Alta	Não
<i>Rhegmatorrhina cristata</i>	Oeste da Amazônia	Terra firme, floresta primaria	Poucos registros	Relativamente bem conhecida	Sim	Intermediaria	Não
Espécie	Distribuição	Habitat	Ocorrências	Informação em fontes secundarias	Correspondência a área de endemismo	Detectabilidade	Presença no rio Japurá
<i>Rhegmatorrhina gymnops</i>	Endêmica da Amazônia Brasileira	Terra firme, floresta primaria	Poucos registros	Relativamente bem conhecida	Sim	Intermediaria	Não
<i>Rhegmatorrhina melanosticta</i>	Oeste da Amazônia	Terra firme, floresta primaria	Poucos registros	Relativamente bem conhecida	Sim	Intermediaria	Não
<i>Thammomanes saturninus</i>	Restrita no sul da Amazônia	Terra firme, floresta primaria	Registros abundantes	Relativamente bem conhecida	Não	Baja	Não
<i>Lophotriccus galeatus</i>	Ampla distribuição, disjunta	Terra firme, Várzea, floresta primaria e secundaria	Registros abundantes	Relativamente bem conhecida	Não	Intermediaria	Sim
<i>Knipolegus orenocensis</i>	Restrita em ambientes alagados	Várzea e Igapó, Ilhas	Poucos registros	Relativamente bem conhecida	Sim	Alta	Não

ANEXO B. Ocorrências utilizadas nos modelos com variáveis múltiplas (MDE) e os modelos de áreas de endemismo e habitat (E&H). Helio achrei (*Heliodoxa schreibersii*), Topa py (*Topaza pyra*), Tou hue (*Touit huetii*), Mona morpho (*Monasa morphoeus*), Mona atra (*Monasa atra*), Syna propin (*Synallaxis propinqua*), Thamno satur (*Thamnomanes saturninus*), Rhegma mela (*Rhegmatorhina melanosticta*), Rhegma gym (*Rhegmatorhina gymnops*), Rhegma Cris (*Rhegmatorhina cristata*), Lopho gálea (*Lophotriccus galeatus*) e Knipo orino (*Knipolegus orenocensis*).

Ocorrencias	Especie	<i>Helio schrei</i>	<i>Topa py</i>	<i>Tou hue</i>	<i>Mona morpho</i>	<i>Mona atra</i>	<i>Syna propin</i>	<i>Thamno satur</i>	<i>Rhegma mela</i>	<i>Rhegma gym</i>	<i>Rhegma cris</i>	<i>Lopho galea</i>	<i>Knipo orino</i>
Total pontos ocorrências		388	182	326	2757	795	278	495	486	164	49	1285	126
Total pontos excluídos		363	102	192	2178	648	200	318	388	114	19	1002	88
Ocorrências usadas MDE		24	36	87	467	102	64	104	80	26	21	199	34
Ocorrências usadas E&H		1	16	47	112	45	14	73	18	24	9	84	4
Ocorrencias usadas CEMAVE MDE		1	12	21	105	29	10	36	9	8	7	35	6
Ocorrencias usadas GBIF MDE		12	13	43	323	68	40	43	51	10	7	106	28
Ocorrencias usadas ICN MDE		5	2	3	3	4	0	0	1	0	6	8	0
Ocorrencias usadas Xenocanto MDE		6	2	12	26	0	12	17	15	6	1	40	0
Ocorrencias usadas MPEM		0	0	1	7	0	0	2	0	1	0	2	0
Ocorrencias usadas INPA MDE		0	7	7	3	1	2	6	4	1	0	8	0
Ocorrencias usadas CEMAVE E&H		1	12	20	77	29	8	34	9	6	7	35	1
Ocorrencias usadas GBIF E&H		0	2	11	24	13	3	29	2	10	2	23	3
Ocorrencias usadas ICN E&H		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ocorrencias usadas Xenocanto E&H		0	0	9	5	2	2	2	3	6	0	16	0
Ocorrencias usadas MPEG E&H		0	0	1	4	0	0	2	0	1	0	2	0

Ocorrências usadas INPA E&H	0	2	6	2	1	1	6	4	1	0	8	0	
Ocorrências outras fontes	24	40	52	298	88	53	109	65	63	25	232	12	
Ocorrências	Especie	<i>Helio schrei</i>	<i>Topa py</i>	<i>Tou huc</i>	<i>Mona morpho</i>	<i>Mona atra</i>	<i>Syna propin</i>	<i>Thamno satur</i>	<i>Rhegma mela</i>	<i>Rhegma gym</i>	<i>Rhegma cris</i>	<i>Lopho galea</i>	<i>Knipo orino</i>
Ocorrências GBIF		364	142	274	2459	707	225	386	421	101	29	1053	114
Excluídas sim coordenadas (GBIF)		132	52	57	593	321	52	177	166	51	7	405	42
Excluídas com coordenadas repetidas (GBIF)		175	57	99	1221	188	108	100	154	29	13	402	27
Ocorrências excluídas (GBIF)		307	109	156	1814	509	160	277	320	80	20	807	69
Excluídas do EBIRD com coordenadas repetidas (GBIF)		152	46	96	1070	165	69	87	51	29	3	289	25
Excluídas do EBIRD sim coordenadas repetidas (GBIF)		3	0	0	1	9	0	0	0	0	0	0	0
Ocorrências na area urbana ou corpos de agua (GBIF)		0	0	0	16	1	0	1	0	0	0	10	0
Ocorrências Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)		0	2	1	6	6	2	13	15	2	2	9	0
Excluídas do INPA com coordenadas repetidas		0	0	0	1	0	0	3	0	1	1	0	0
Excluídas do INPA sem coordenadas		0	0	0	3	3	0	4	1	0	0	1	0
Ocorrências CEMAVE		2	12	25	172	52	13	43	10	33	8	94	12
Ocorrências Wikiaves (CEMAVE)		0	3	4	66	18	10	20	5	11	1	24	9
Ocorrências relatórios (CEMAVE)		2	9	21	106	34	3	23	5	22	7	70	3
Excluídas do CEMAVE com coordenadas repetidas		1	0	1	10	6	1	2	0	5	1	25	1
Ocorrências na area urbana ou corpos de agua (CEMAVE)		0	0	0	33	8	2	6	1	0	0	14	5
Ocorrências ICN		7	4	6	39	0	0	0	1	0	9	15	0
Ocorrências excluídas do ICN com coordenadas repetidas		2	0	2	10	0	0	0	0	0	2	7	0

Ocorrências MPEG	0	0	3	29	1	0	13	0	3	0	23	0
Ocorrências excluídas do MPEG com coordenadas repetidas	0	0	1	14	0	0	8	0	1	0	9	0
Ocorrências na área urbana ou corpos de água (MPEG)	0	0	0	17	1	0	2	0	0	0	8	0
Ocorrências Xenocanto	12	22	17	52	29	38	40	39	25	6	91	0
Excluídas do Xenocanto com coordenadas repetidas	5	11	1	16	3	10	17	16	14	5	37	0

Ocorrências	Especie											
	<i>Helio schrei</i>	<i>Topa py</i>	<i>Tou hie</i>	<i>Mona morpho</i>	<i>Mona atra</i>	<i>Syna propin</i>	<i>Thamno satur</i>	<i>Rhegma mela</i>	<i>Rhegma gym</i>	<i>Rhegma cris</i>	<i>Lopho galea</i>	<i>Knipo orino</i>
Excluídas do Xenocanto sem coordenadas	1	0	0	3	5	1	1	3	0	0	0	0
Ocorrências na área urbana ou corpos de água (Xenocanto)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Excluídas pelo conhecimento especializado	5	0	0	4	4	0	1	0	15	0	4	0
Ocorrências sem coordenadas achados no filtro	4	5	1	17	40	2	17	34	2	0	13	6
Ocorrências sem coordenadas não achados no filtro	130	47	56	577	286	52	163	135	49	7	405	36
Ocorrências com localidades não achadas no filtro	11	7	12	72	35	3	12	26	0	0	28	0
Ocorrências com coordenadas erradas	1	0	0	1	0	4	1	0	0	2	0	0
Ocorrências com nomes errados	0	0	0	3	2	1	0	1	3	0	16	0
Ocorrências sem informação da localidade	1	0	2	23	7	1	0	3	0	0	4	2
Ocorrências com informação da altitude	41	34	29	191	26	32	64	56	25	23	106	3
Ocorrências nos modelos com informação da altitude	10	8	12	26	6	12	16	17	6	1	35	0
Excluídas antes de 1970	7	2	0	54	23	0	5	2	1	1	27	0
Excluídas pela distância geográfica	23	12	66	344	88	25	22	16	9	1	43	8
Excluídas pela sobreposição com áreas desmatadas (2005-2015)	2	0	1	4	4	1	1	0	0	0	4	1

Excluídas fora do Brasil	26	20	44	140	61	28	18	62	0	12	127	28
Excluídas com coordenadas da coleção onde fica a pele	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Excluídas no brasil fora da Amazônia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Ocorrências dentro da Amazônia mas não inseridos pelas areas de endemismo	0	0	1	14	0	0	2	0	3	0	3	5

E&H: modelo com áreas de endemismo, MDE: modelo com variáveis múltiplas, CEMAVE: Centro de Monitoramento de Aves, INPA: Instituto de Pesquisas Amazônicas, ICN: Instituto de Ciencias Naturales, MPEG: Museu Paraense Emilio Goeldii, GBIF: Global Biodiversity Information Facility.

ANEXO C. Variáveis climáticas e Topográfica usadas na modelagem com o algoritmo de máxima entropia (MAXENT).

-
-
- BIO1 = Annual Mean Temperature
 BIO2 = Mean Diurnal Range (Mean of monthly (max temp - min temp))
 BIO3 = Isothermality (BIO2/BIO7) (* 100)
 BIO4 = Temperature Seasonality (standard deviation *100)
 BIO5 = Max Temperature of Warmest Month
 BIO6 = Min Temperature of Coldest Month
 BIO7 = Temperature Annual Range (BIO5-BIO6)
 BIO8 = Mean Temperature of Wettest Quarter
 BIO9 = Mean Temperature of Driest Quarter
 BIO10 = Mean Temperature of Warmest Quarter
 BIO11 = Mean Temperature of Coldest Quarter
 BIO12 = Annual Precipitation
 BIO13 = Precipitation of Wettest Month
 BIO14 = Precipitation of Driest Month
 BIO15 = Precipitation Seasonality (Coefficient of Variation)

BIO16 = Precipitation of Wettest Quarter
 BIO17 = Precipitation of Driest Quarter
 BIO18 = Precipitation of Warmest Quarter
 BIO19 = Precipitation of Coldest Quarter
 B20= altitude

ANEXO D. Variáveis com maior contribuição para cada espécie na modelagem com variáveis múltiplas (MDE) usando os limiares *10 percentil Training presence* e *Maximum Training Sensivity*.

Especie	10 percentile training presence	Maximum training sensitivity
<i>Heliodoxa schreibersii</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Temperature Seasonality • Max Temperature of Warmest Month • Min Temperature of Coldest Month • Temperature Annual Range • Mean Temperature of Wettest Quarter • Mean Temperature of Driest Quarter • Mean Temperature of Warmest Quarter • Mean Temperature of Coldest Quarter • Annual Precipitation • Precipitation of Wettest Month • Precipitation of Driest Month 	<ul style="list-style-type: none"> • Temperature Seasonality • Max Temperature of Warmest Month • Annual Precipitation • Precipitation of Driest Month • Precipitation Seasonality • Precipitation of Warmest Quarter • Precipitation of Coldest Quarter • Altitude

Topaza pyra

-
- Precipitation Seasonality
 - Precipitation of Wettest Quarter
 - Precipitation of Driest Quarter
 - Precipitation of Warmest Quarter
 - Precipitation of Coldest Quarter
 - Mean Temperature of Coldest Quarter
-
- | | |
|---|---|
| <ul style="list-style-type: none"> • Mean Diurnal Range • Isothermality • Temperature Seasonality • Max Temperature of Warmest Month • Min Temperature of Coldest Month • Temperature Annual Range • Precipitation of Wettest Month • Precipitation of Driest Month • Precipitation Seasonality • Precipitation of Wettest Quarter • Precipitation of Driest Quarter • Precipitation of Warmest Quarter • Precipitation of Coldest Quarter • Altitude | <ul style="list-style-type: none"> • Mean Diurnal Range • Isothermality • Max Temperature of Warmest Month • Min Temperature of Coldest Month • Annual Precipitation • Precipitation of Wettest Month • Precipitation of Driest Month • Precipitation Seasonality • Altitude |
|---|---|

Touit huetii

- Mean Diurnal Range
- Temperature Seasonality
- Max Temperature of Warmest Month
- Temperature Annual Range
- Precipitation of Wettest Month
- Precipitation of Driest Month
- Precipitation Seasonality
- Precipitation of Wettest Quarter
- Precipitation of Driest Quarter
- Precipitation of Warmest Quarter
- Precipitation of Coldest Quarter

Monasa morphoeus

- Mean Diurnal Range
- Temperature Seasonality
- Min Temperature of Coldest Month
- Temperature Annual Range
- Precipitation of Wettest Month
- Precipitation of Driest Month
- Precipitation Seasonality
- Precipitation of Warmest Quarter
- Precipitation of Coldest Quarter
- Altitude

- Mean Diurnal Range
- Temperature Seasonality
- Max Temperature of Warmest Month
- Mean Temperature of Coldest Quarter
- Precipitation of Wettest Month
- Precipitation Seasonality
- Precipitation of Warmest Quarter
- Precipitation of Coldest Quarter
- Altitude
- Annual Mean Temperature
- Mean Diurnal Range
- Isothermality
- Temperature Seasonality
- Temperature Annual Range
- Precipitation of Driest Month
- Precipitation Seasonality
- Precipitation of Wettest Quarter
- Precipitation of Warmest Quarter
- Altitude

<i>Monasa atra</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Annual Mean Temperature • Mean Diurnal Range • Temperature Seasonality • Max Temperature of Warmest Month • Min Temperature of Coldest Month • Temperature Annual Range • Annual Precipitation • Precipitation of Wettest Month • Precipitation of Driest Month • Precipitation Seasonality • Precipitation of Wettest Quarter • Precipitation of Driest Quarter • Precipitation of Warmest Quarter 	<ul style="list-style-type: none"> • Isothermality • Min Temperature of Coldest Month • Temperature Annual Range • Annual Precipitation • Precipitation of Wettest Month • Precipitation of Driest Month • Precipitation Seasonality • Precipitation of Wettest Quarter • Precipitation of Warmest Quarter
<i>Synallaxis propinqua</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Mean Diurnal Range • Isothermality • Temperature Seasonality • Min Temperature of Coldest Month • Temperature Annual Range • Annual Precipitation • Precipitation of Driest Month • Precipitation Seasonality 	<ul style="list-style-type: none"> • Mean Diurnal Range • Temperature Seasonality • Max Temperature of Warmest Month • Precipitation of Wettest Month • Precipitation of Driest Month • Precipitation Seasonality • Precipitation of Wettest Quarter

	<ul style="list-style-type: none"> • Precipitation of Driest Quarter • Precipitation of Warmest Quarter • Altitude 	<ul style="list-style-type: none"> • Precipitation of Warmest Quarter • Precipitation of Coldest Quarter • Altitude
	<ul style="list-style-type: none"> • Mean Diurnal Range • Isothermality • Max Temperature of Warmest Month • Annual Precipitation • Precipitation of Driest Month • Precipitation Seasonality • Precipitation of Wettest Quarter • Precipitation of Coldest Quarter • Altitude 	<ul style="list-style-type: none"> • Annual Mean Temperature • Mean Diurnal Range • Isothermality • Temperature Seasonality • Max Temperature of Warmest Month • Min Temperature of Coldest Month • Temperature Annual Range • Mean Temperature of Wettest Quarter • Mean Temperature of Driest Quarter
<i>Thamnomanes saturninus</i>		
	<ul style="list-style-type: none"> • Mean Diurnal Range • Isothermality • Temperature Seasonality • Min Temperature of Coldest Month • Temperature Annual Range • Precipitation Seasonality 	<ul style="list-style-type: none"> • Mean Diurnal Range • Max Temperature of Warmest Month • Temperature Annual Range • Precipitation of Wettest Month • Precipitation of Driest Month • Precipitation of Warmest Quarter
<i>Rhegmatorhina melanosticta</i>		

	<ul style="list-style-type: none"> • Precipitation of Driest Quarter • Precipitation of Warmest Quarter • Precipitation of Coldest Quarter • Altitude 	<ul style="list-style-type: none"> • Precipitation of Coldest Quarter • Altitude
<i>Rhegmatorhina gymnops</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Mean Diurnal Range • Isothermality • Temperature Seasonality • Min Temperature of Coldest Month • Temperature Annual Range • Mean Temperature of Warmest Quarter • Precipitation Seasonality • Precipitation of Wettest Quarter • Precipitation of Warmest Quarter • Altitude • Mean Diurnal Range 	<ul style="list-style-type: none"> • Mean Diurnal Range • Isothermality • Max Temperature of Warmest Month • Mean Temperature of Wettest Quarter • Precipitation of Wettest Month • Precipitation of Driest Quarter • Precipitation of Warmest Quarter • Precipitation of Coldest Quarter • Altitude • Annual Mean Temperature
<i>Rhegmatorhina cristata</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Temperature Seasonality • Min Temperature of Coldest Month • Temperature Annual Range • Mean Temperature of Driest 	<ul style="list-style-type: none"> • Mean Diurnal Range • Temperature Seasonality • Max Temperature of Warmest Month

*Lophotriccus
galeatus*

- Quarter
 - Mean Temperature of Warmest Quarter
 - Precipitation of Driest Month
 - Precipitation Seasonality
 - Precipitation of Wettest Quarter
 - Precipitation of Warmest Quarter
 - Precipitation of Coldest Quarter
 - Altitude
- Mean Diurnal Range
 - Isothermality
 - Temperature Seasonality
 - Min Temperature of Coldest Month
 - Annual Precipitation
 - Precipitation Seasonality
 - Precipitation of Wettest Quarter
 - Precipitation of Warmest Quarter
 - Altitude
- Temperature Annual Range
 - Mean Temperature of Wettest Quarter
 - Mean Temperature of Warmest Quarter
 - Mean Temperature of Coldest Quarter
 - Precipitation of Driest Month
 - Precipitation Seasonality
 - Precipitation of Coldest Quarter
 - Altitude
 - Isothermality
 - Temperature Seasonality
 - Max Temperature of Warmest Month
 - Temperature Annual Range
 - Precipitation of Wettest Month
 - Precipitation of Driest Month
 - Precipitation Seasonality
 - Precipitation of Driest Quarter
 - Precipitation of Coldest Quarter

*Knipolegus
orenocensis*

- Mean Diurnal Range
- Isothermality
- Temperature Seasonality
- Min Temperature of Coldest Month
- Temperature Annual Range
- Mean Temperature of Wettest Quarter
- Mean Temperature of Driest Quarter
- Precipitation of Wettest Month
- Precipitation of Driest Month
- Precipitation Seasonality
- Precipitation of Wettest Quarter
- Altitude
- Mean Diurnal Range
- Isothermality
- Temperature Seasonality
- Max Temperature of Warmest Month
- Precipitation of Wettest Month
- Precipitation of Driest Month
- Precipitation Seasonality (Coefficient of Variation)
- Precipitation of Coldest Quarter
- Altitude

ANEXO E. Valores (AUC) para os modelos com variáveis múltiplas (MDE).

Especie	AUC (10 percentile training presence)	AUC (Maximum training sensitivity)
----------------	--	---

<i>Heliodoxa schreibersii</i>	0.999	0.999
<i>Topaza pyra</i>	0.998	0.992
<i>Tuit huetti</i>	0.762	0.75
<i>Monasa morphoeus</i>	0.792	0.782
<i>Monasa atra</i>	0.874	0.863
<i>Synallaxis propinqua</i>	0.964	0.966
<i>Thamnomanes saturninus</i>	0.886	0.865
<i>Rhegmatorhina melanosticta</i>	0.904	0.905
<i>Rhegmatorhina gymnops</i>	0.998	0.999
<i>Rhegmatorhina cristata</i>	0.999	0.999
<i>Lophotriccus galeatus</i>	0.795	0.815
<i>Knipolegus orenocensis</i>	0.998	0.998

ANEXO F. Teste de Sinais para cada especie nos tres modelos. A. Modelo áreas de endemismo e hábitat (E&H), B. Modelo variáveis múltiplas “10 Percentile Training Presence”, C. Modelo variáveis múltiplas “Maximum Training Sensitivity”.

Especie	A	B	C	Diferenca A-B	Diferenca A-C	Sinal A-B	Sinal A-C
<i>Heliodoxa schreibersii</i>							
<i>Topaza pyra</i>	4	3	4	+1	0	+	0
<i>Touit huetii</i>	11	11	10	0	+1	0	+
<i>Monasa atra</i>	11	11	11	0	0	0	0
<i>Monasa morphoeus</i>	28	28	28	0	0	0	0
<i>Synallaxis propinqua</i>	3	3	3	0	0	0	0
<i>Rhegmatorhina cristata</i>	2	2	2	0	0	0	0
<i>Rhegmatorhina gymnops</i>	6	5	6	+1	0	+	0
<i>Rhegmatorhina melanosticta</i>	4	4	4	0	0	0	0
<i>Thammomanes saturninus</i>	18	18	18	0	0	0	0
<i>Knipolegus orinocencis</i>	1	1	1	0	0	0	0
<i>Lophitriccus galeatus</i>	20	21	21	-1	-1	-	-

ANEXO G. Teste de Sinais para cada especie nos tres modelos usando os pontos de teste de campo. A. Modelo áreas de endemismo e habitat (E&H), B. Modelo variáveis abióticas “10 Percentile Training Presence”, C. Modelos variáveis abióticas “Maximum Training Sensitivity”.

Especie	A	B	C	Diferença A-B	Diferença A-C	Sinal A-B	Sinal A-C
<i>Heliodoxa schreibersii</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Synallaxis propinqua</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhegmatorhina melanosticta</i>	0	1	1	-1	-1	-	-
<i>Knipolegus orinocencis</i>	0	1	1	-1	-1	-	-