



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**  
**INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM**  
**ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS**

**DANIEL FERNANDES MAMEDE TEIXEIRA LOPES**

**O método de Pesos de Evidências apresenta-se como alternativa para  
modelagem de adequabilidade do habitat?**

**BELO HORIZONTE**

**2015**

**DANIEL FERNANDES MAMEDE TEIXEIRA LOPES**

**O método de Pesos de Evidências apresenta-se como alternativa para modelagem de adequabilidade do habitat?**

**Dissertação apresentada à banca examinadora como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais do Programa de Pós-Graduação da Universidade Federal de Minas Gerais.**

**Linha de Pesquisa: Distribuição Potencial**

**Orientadora: Dra. Úrsula Ruchkys de Azevedo**

**Coorientador: Dr. Adriano Pereira Paglia**

**BELO HORIZONTE**

**2015**

L864m  
2015

Lopes, Daniel Fernandes Mamede Teixeira.

O método de Pesos de Evidências apresenta-se como alternativa para modelagem de adequabilidade do habitat? [manuscrito] / Daniel Fernandes Mamede Teixeira Lopes. – 2015.

vi, 36 f., enc.: il. (principalmente color.)

Orientadora: Úrsula Ruchkys de Azevedo.

Coorientador: Adriano Pereira Paglia.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, 2015.

Linha de pesquisa: Distribuição Potencial.

Bibliografia: f. 23-24.

Inclui anexos.

1. Modelagem de dados – Aspectos ambientais – Teses. 2. Habitat (Ecologia) – Teses. 3. Método de entropia máxima – Teses. 4. Conservação biológica – Teses. I. Ruchkys, Úrsula de Azevedo. II. Paglia, Adriano Pereira. III. Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências. IV. Título.

CDU: 911.2:519.6



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**  
**INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM**  
**ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS**

**Aprovada pela banca examinadora em cumprimento ao requisito para a obtenção do título de Mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais**

---

**Dra. Úrsula Ruchkys de Azevedo**

**Orientadora**

---

**Dr. Adriano Pereira Paglia**

**Coorientador**

---

**Dr. Márcia Machado**

**Membro da banca examinadora, convidado**

---

**Dra. Luciana Kamino**

**Membro da banca examinadora, convidada**

## **Agradecimentos**

---

Agradeço à todos que me apoiaram ao longo destes dois últimos anos na figura especial de minha família, amigos e amor. Sou eternamente grato por tudo de ontem, hoje e sempre.

Agradeço à Úrsula pelos conselhos, boas conversas e revisões atentas; ao Adriano pelos bate papos, dicas, recepção às minhas constantes ideias e pelos dados de ocorrência da Cotinga, sem os quais não seria possível ter feito este trabalho.

Agradeço ao Britaldo pelo aprendizado que me proporcionou nas disciplinas de modelagem que lecionou e cursei, numa das quais nasceu a modelagem aqui desenvolvida. Agradeço aos membros da banca pela disposição e considerações.

Agradeço a todos colegas de mestrado, com quem passei momentos divertidos e produtivos, em especial ao André pela valiosa ajuda e companheirismo na construção dos modelos aqui utilizados.

Agradeço à Pâmela da Secretaria da Modelagem pela disposição em ajudar sempre e por fim à CAPES pelo apoio financeiro.

## **Agradecimentos**

---

Esclareço que a alteração de título da presente dissertação, notada na diferença entre a folha de aprovação e as demais deve-se ao atendimento de sugestões realizadas pela banca examinadora.

## Resumo

---

A constante redução dos habitats naturais é a grande responsável pela perda crescente de diversidade biológica. Sendo assim, entender a relação espacial entre uma espécie e seu habitat pode ser uma importante ferramenta de conservação. Esta pesquisa avaliou a acurácia e a similaridade de predições do habitat para quatro espécies da Mata Atlântica usando o método bayesiano Pesos de Evidências (WoE) e a Máxima Entropia (MaxEnt). As análises para WoE obtiveram um valor superior a 0.7 no teste TSS (True Skill Statistics) para três das quatro espécies modeladas, enquanto MaxEnt obteve valor superior a 0.7 para todas as quatro. As avaliações de duplo sentido, Similaridade Recíproca entre as classificações de WoE e MaxEnt, ficaram no limite de 33-38 % para a menor similaridade e 73-86% para a maior. Os resultados sugerem que o método de Pesos de Evidências como possível método alternativo para modelagem de adequabilidade do habitat, com vantagens claras na exploração das dimensões do nicho ecológico de espécies modeladas. Contudo, mais pesquisas são necessárias para melhor entender suas limitações e para identificar eventuais melhorias de desempenho do modelo.

**Palavras-chave:** *Adequabilidade do habitat; Pesos de Evidência; Máxima Entropia; TSS (True Skill Statistics); Similaridade Recíproca.*

## Abstract

---

The constant reduction of natural habitats is the greatest responsible for increasing loss of biological diversity. Therefore, to understand the spatial relationship between a specie and its habitat can be an important conservation tool. This research evaluated the accuracy and similarity of predictive habitat models of four species of the Atlantic Forest using the Bayesian Weights of Evidence (WoE), and Maximum Entropy (MaxEnt). Analyses showed that WoE had a True Skill Statistics (TSS) value over 0.70 for three species and MaxEnt for all four species. The two-way evaluation, Reciprocal Similarity, between WoE and MaxEnt classifications, ranged from 33-38% for the lowest similarity and 73-86% for the highest. The results suggests WoE as a possible alternative method to model habitat suitability, with several advantages on exploration of the ecological niche for the modelled species. Therefore, more researches are needed to understand more about its limitations and to identify key model aspects to improve, aiming overall performance gain.

**Key Words:** *Habitat suitability; Weights of Evidence; Maximum Entropy; True Skill Statistics; Reciprocal Similarity.*

# Índice

---

<b>Considerações Iniciais</b>	<b>1</b>
<b>Modelagem Preditiva</b>	<b>2</b>
<b>Mata Atlântica</b>	<b>2</b>
Figura 1: : Fisionomias originais da Mata Atlântica	<b>2</b>
<b>Introdução</b>	
Figura 2: Matriz de Confusão	<b>5</b>
Figura 3: Cálculo do TSS	<b>5</b>
Figura 4: <i>Brachyteles hypoxanthus</i>	<b>7</b>
Figura 5: <i>Bradypus torquatus</i>	<b>8</b>
Figura 6: <i>Callithrix kuhlii</i>	<b>8</b>
Figura 7: <i>Cotinga maculata</i>	<b>8</b>
<b>Material e Métodos</b>	<b>9</b>
<b>Preparação da Base de dados</b>	<b>9</b>
<b>Modelagem de adequabilidade do habitat</b>	<b>9</b>
Tabela 1: Pacote de variáveis BioClim	<b>10</b>
Figura 8: Faixa geográfica modelada	<b>10</b>
<b>Modelagem de Pesos de Evidências no Dinamica EGO</b>	<b>11</b>
<b>Validação dos modelos</b>	<b>11</b>
<b>Resultados</b>	<b>13</b>
<b>Adequabilidade</b>	<b>13</b>
<b>TSS (True Skill Statistics)</b>	<b>13</b>
<b>Similaridade recíproca</b>	<b>13</b>
Tabela 2: Matriz de Confusão e Resultados do teste TSS	<b>14</b>
Tabela 3: Similaridade recíproca	<b>14</b>
Figura 9: Predição do habitat para <i>Brachyteles hypoxanthus</i>	<b>15</b>
Figura 10: Predição do habitat para <i>Bradypus torquatus</i>	<b>16</b>
Figura 11: Predição do habitat para <i>Callithrix kuhlii</i>	<b>17</b>
Figura 12: Predição do habitat para <i>Cotinga maculata</i>	<b>18</b>
<b>Discussão</b>	<b>19</b>
<b>Considerações Finais</b>	<b>22</b>
<b>Referências Bibliográficas</b>	<b>23</b>
<b>Anexo 1: Mapas de Similaridade Recíproca entre os mapas de adequabilidade</b>	<b>25</b>
<b>Anexo 2: Artigo submetido à revista Natureza e Conservação</b>	<b>26</b>



### Modelagem preditiva

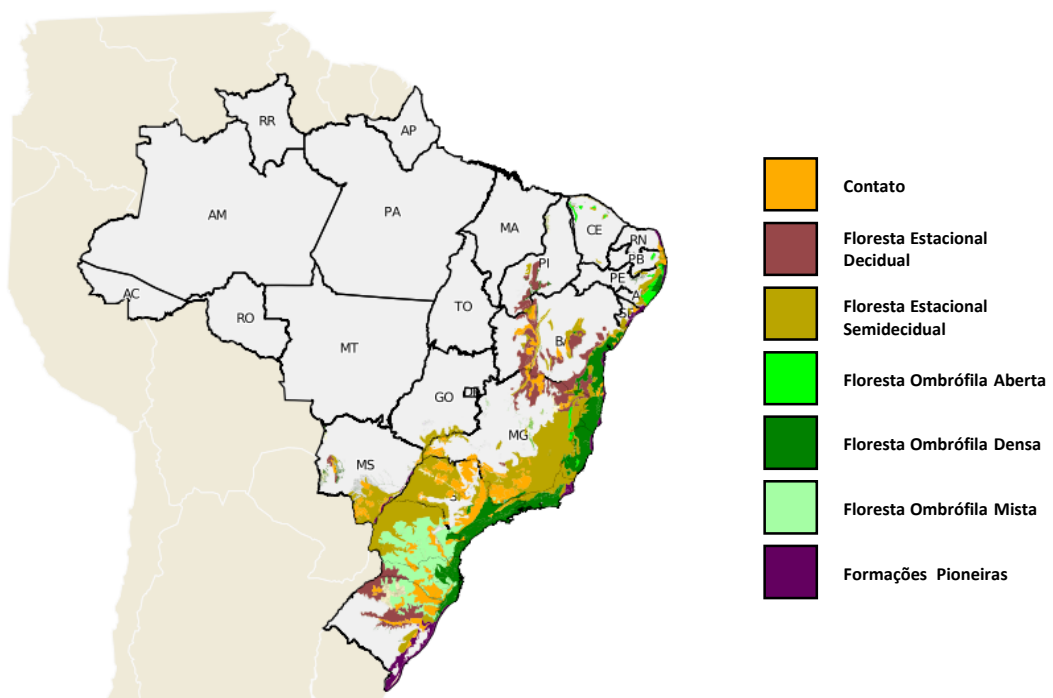
Os chamados modelos preditivos do habitat ou modelos de adequabilidade do habitat, são modelos baseados nas dimensões espaciais do nicho ecológico de uma espécie. A evolução de conceitos de nicho ecológico na Ecologia agregou elementos que permitem prever a extensão do nicho em si sobre um determinado espaço geográfico (Franklin, 2011). A partir do conceito de nicho de função de Grinnell que diz: “O nicho ecológico de uma espécie é o seu papel/local em uma comunidade ecológica” fica a possibilidade de existirem “nichos vazios” ou áreas potenciais. Já o conceito de nicho ecológico de Hutchinson que diz que “o nicho ecológico é a descrição quantitativa da amplitude das variações ambientais que permitem as populações persistirem com taxa de crescimento maior ou igual a zero” estabelece a prerrogativa de existência de um gradiente de variáveis ambientais que pode ser quantificado (Levin, 2013). A combinação dos pressupostos de ambos os conceitos permite, portanto, estabelecer que: Diante de registros conhecidos de presença de uma determinada espécie, é possível extrair a amplitude tolerada para cada variável ambiental conhecida para os mesmos pontos e a partir de tais amplitudes buscar regiões similares, ou de habitat potencial. A determinação dos limites geográficos mais abrangentes para seleção de áreas deverá levar em conta o contexto ecológico de cada espécie e os objetivos dos estudos. No presente trabalho, foram utilizadas quatro espécies da Mata Atlântica Brasileira, sendo esta a principal referência para delimitação a abrangência geográfica dos modelos.

### A Mata Atlântica

O domínio morfoclimático da Mata Atlântica se estende por 17 estados brasileiros, com algumas áreas na Argentina e no Paraguai. Em sua estruturação espacial original primária, as florestas atlânticas abrangiam aproximadamente 1,3 milhões de quilômetros quadrados do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul (Ab' Saber, 1977). Atualmente a mata atlântica está restrita a aproximadamente 98.000Km<sup>2</sup> remanescentes, ou 7,6% de sua extensão original (Morellato e Haddad, 2000).

A Mata Atlântica é formada por um conjunto de formações florestais (Florestas: Ombrófila Densa, Ombrófila Mista, Estacional Semidecidual, Estacional Decidual e Ombrófila Aberta) e ecossistemas associados como as restingas, manguezais e campos de altitude. A elevação vai do nível do mar até 2.900m, com mudanças abruptas no tipo e profundidade dos solos e na temperatura média do ar. Variações longitudinais são igualmente marcantes. Quanto mais interioranas, mais sazonais tornam-se as florestas, com índices de pluviosidade caindo de 4000 mm a 1000 mm em algumas áreas da Serra do Mar (Oliveira-Filho & Fontes, 2000).

De acordo com o nível atual de conhecimento, este bioma complexo contém maior diversidade de espécies que a maioria das formações florestais amazônicas, bem como níveis elevados de endemismos (Morellato e Haddad, 2000). Mesmo bastante fragmentada, estima-se que na Mata Atlântica existam cerca de 20.000 espécies vegetais (cerca de 35% das espécies existentes no Brasil), incluindo diversas espécies endêmicas e ameaçadas de extinção. É considerada um dos 25 hotspots mundiais de biodiversidade, sendo abrigo para mais de 8.000 espécies endêmicas de plantas vasculares, anfíbios, répteis, aves e mamíferos (Myers et al., 2000).



**Figura 1:** Fisionomias originais da Mata Atlântica

**Fonte:** Adaptado do Atlas dos Remanescentes Florestais SOS Mata Atlântica, 2015.

## Introdução

---

A Mata Atlântica, assim como outros biomas brasileiros, tem sido exposta a severa degradação ambiental, derivada da fragmentação dos habitats naturais, introdução de espécies exóticas e da ação de diversos agentes poluentes, cujo resultado direto é a perda significativa de biodiversidade. Destes fatores, a perda e fragmentação de habitats parece ser o principal responsável alta taxa atual de extinções (Dirzo & Raven, 2003). Na tentativa de contribuir para o entendimento de como as atividades humanas afetam o meio ambiente, bem como para o conhecimento das condições básicas à sobrevivência das espécies, ferramentas computacionais têm sido utilizadas para mapear a adequabilidade, ou aptidão à sobrevivência, que os habitats oferecem (Guisan & Zimmermann, 2000). De forma que, a adequabilidade do habitat pode ser entendida como um modelo espacialmente explícito de um sistema ambiental (Wu & David, 2002), baseado na representação espacial do nicho ecológico de uma dada espécie (Franklin, 2011). Portanto, modelos preditivos do habitat são ferramentas importantes para conservação e manejo no contexto de tomada de decisão. (Franklin, 2011). Modelos preditivos do habitat são compostos de algoritmos que propõem uma relação entre variáveis ambientais, tais quais precipitação anual média e altitude, para com os registros de presença e ausência de determinada espécie (Hirzel et al., 2006). Vários métodos são usados com este fim, a saber: Modelo Linear Generalizado (GLM), Modelo Aditivo Generalizado (GAM), Árvore de Classificação, Envelope ambiental do BioClim, Redes Neurais, modelos bayesianos, Análise de Correspondência Canônica (Guisan & Zimmermann, 2000), Algoritmo Genético para produção de conjuntos de regras (GARP) (Meynard and Quinn, 2007), Máxima Entropia (MaxEnt) (Phillips et al., 2006; Paglia et al., 2012), ou mesmo combinações destes modelos. Cada qual com certo grau de incerteza sobre a precisão e eficácia de sua predição (Franklin, 2011).

O Método de Pesos de Evidências, de caráter bayesiano, calcula a influência de variáveis explicatórias na predição espacial de uma variável resposta (Soares-Filho et al., 2004). O método utiliza-se de variáveis explicatórias categóricas e binárias para propor o quão atrativas ou repulsivas estas variáveis são à variável resposta, ou por exemplo à ocorrência de uma dada espécie. As variáveis contínuas têm que ser categorizadas de

forma que, cada intervalo desta variável seja avaliado em termos de sua associação ou dissociação com a variável resposta.

O Método de Máxima Entropia infere de um conhecimento incompleto a função de distribuição probabilística que inclui todas as restrições conhecidas de certo conjunto de dados, com objetivo de manter a máxima entropia. O método assume que as restrições são obtidas pela sobreposição das variáveis ambientais com os registros de ocorrência da espécie. Entropia representa a medida de “quantidade interna de escolha”, sendo, portanto, maximizada estocásticamente de forma a englobar o maior número possível de restrições. Como resultado o método evita qualquer suposição desconhecida (Philips et al., 2006). Para ambos os modelos, WoE e MaxEnt, o produto final é um raster classificado que indica o grau de adequabilidade, pixel-por-pixel, para ocorrência de certa espécie.

A seleção de um modelo, não deve, contudo, apoiar-se unicamente em considerações de natureza estatística, sendo os objetivos do estudo primariamente importantes para tal seleção (Guisan & Zimmermann, 2000). Logo, a avaliação quantitativa do desempenho de dado modelo ajuda a verificar se a aplicação proposta é, de fato, correta para aquele modelo (Barry & Elith, 2006). Avaliações de ordem quantitativa, podem também, fornecer uma boa base de comparação entre diferentes modelos sob o mesmo contexto de modelagem (Pearson et al., 2006). Modelos construídos a partir dos registros de presença e ausência de uma determinada espécie, costumam ser avaliados pela comparação entre suas predições. Tal comparação é feita por meio de uma “Matriz de Confusão” que aponta o número de verdadeiros positivos, falsos positivos, verdadeiros negativos e falsos negativos da predição do modelo (Figura 2). Nos modelos gerados a partir dos registros de presença apenas, não dicotômicos, a transformação em modelo dicotômico ocorre pela segregação dos dados a partir de um limiar, permitindo assim que possam ser avaliados pela Matriz de Confusão (Allouche et al., 2006). Uma das medidas simples derivadas de uma Matriz de Confusão são os verdadeiros positivos, ou o número de registros de presença conhecidos que estão dentro da área classificada como adequada. Contudo, para casos de poucos registros, esta abordagem é criticada por sua

tendência de apresentar altos valores de acurácia (Dias & Ormerod, 1999).

	Presença registrada	Ausência registrada
Presença predita	A (verdadeiro positivo)	B (falso positivo)
Ausência predita	C (falso negativo)	D (verdadeiro negativo)

**Figura 2:** Matriz de confusão.

**Fonte:** Elaborado pelo autor, 2015.

Dois outros métodos, também derivados da Matriz de Confusão, e que podem ser usados para avaliar um modelo são Sensibilidade e Especificidade. Sensibilidade é a proporção observada de presenças preditas como tal (erros de omissão), e Especificidade é a proporção de ausências observadas preditas como tal (erros de comissão). As duas são independentes entre si e da Prevalência (proporção de locais com registro de presença). Portanto, o TSS (True Skill Statistics) [Sensibilidade + Especificidade -1] (Figura 3), altamente imune à Prevalência apresenta-se como uma boa opção para avaliações quantitativas de acurácia de modelos preditivos do habitat (Allouche et al., 2006).

Medidas	Cálculo
Acurácia	$\frac{A + D}{N}$
Sensibilidade	$\frac{A}{(A + C)}$
Especificidade	$\frac{D}{(B + D)}$
<b>True Skill Statistic (TSS)</b>	<b>(Sensibilidade + Especificidade) - 1</b>

**Figura 3:** Cálculo do TSS.

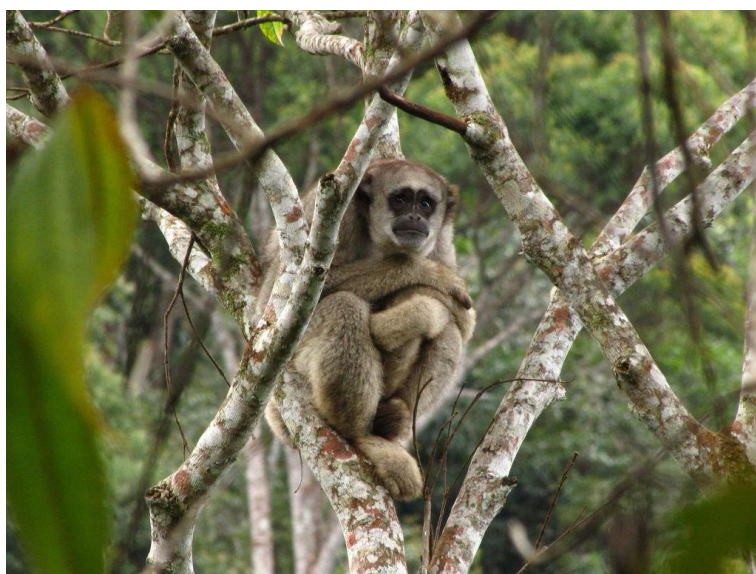
**Fonte:** Adaptado de Allouche et al., 2006 .

Modelos de Adequabilidade do Habitat, por serem uma representação espacial do nicho ecológico de uma determinada espécie, possuem forte correlação espacial entre células vizinhas. Logo, a representação de uma célula é influenciada pela célula em si, e em um grau menor, pelas células da vizinhança. É esperado que uma classificação que se segrega em dois grupos, adequado e não adequado, possua certa imprecisão na fronteira entre as duas categorias. No contexto da modelagem de adequabilidade de habitat a pesquisa teve como principais objetivos:

[1] Comparar, para a modelagem preditiva do habitat, as classificações de adequabilidade geradas pelo método bayesiano Pesos de Evidências com as geradas pelo método de Máxima Entropia, via TSS (True Skill Statistics) e Similaridade Recíproca ; [2] Verificar se o método bayesiano de Pesos de Evidências apresenta-se como uma alternativa para a modelagem de adequabilidade do habitat.

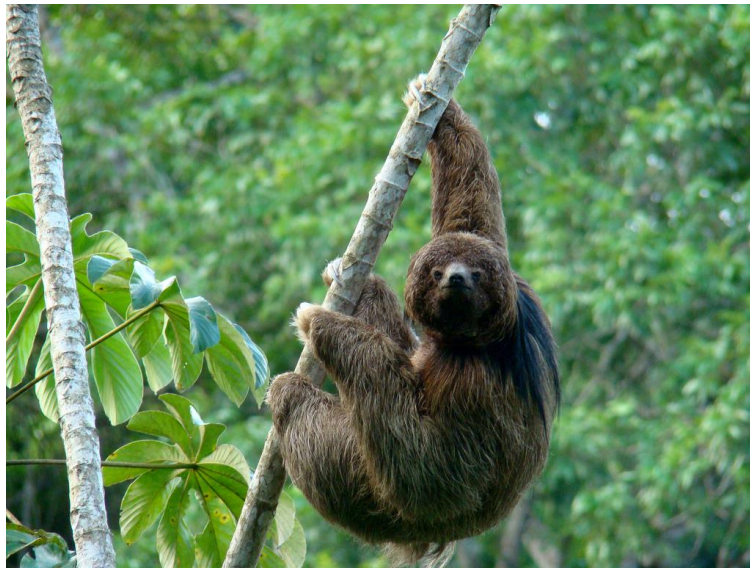
Para modelagem de habitat preditivo foram utilizadas quatro espécies da Mata Atlântica, três mamíferos e uma ave. As quatro espécies foram selecionadas por apresentarem distribuição distinta entre si e ecologia conhecida. *Brachyteles hypoxanthus* (Figura 4) é uma espécie da Ordem Primatas, família Atelidae. Habita as florestas costeiras húmidas da Serra do Mar até florestas semidecíduas do interior dos estados de Minas Gerais e São Paulo. A espécie sobrevive em populações muito reduzidas e isoladas, sendo a população de Caratinga, Minas Gerais (em torno de 230 indivíduos) a maior que se tem registro. As principais ameaças à espécie têm sido, historicamente, a caça por alimento e esporte acompanhada da redução indiscriminada de seu habitat nativo (Mendez et al., 2008). *Bradypus torquatus* (Figura 5) é uma espécie da Ordem Pilosa, família Bradypodidae. Habita florestas tropicais húmidas costeiras, mais tipicamente regiões cuja precipitação anual ultrapassa os 1200 mm sem a presença de uma estação. As principais populações são encontradas nas florestas com tal perfil da região sudeste do Estado da Bahia. As maiores ameaças à espécie são a continua degradação da Mata Atlântica, e a consequente fragmentação de seu habitat nativo (Chiarello & Moraes-Barros, 2014). *Callithrix kuhlii* (Figura 6) é uma espécie da Ordem Primatas, família Callitrichidae. Habita a região entre o Rio de Contas e o Rio Jequitinhonha no sudeste da Bahia, avançando brevemente sobre a porção mais oriental do Estado de Minas Gerais, em florestas submontanas, estacionais, restinga e floresta de Piaçava.

É uma espécie adaptável capaz de viver em regiões degradadas e florestas secundárias. As maiores ameaças à espécie são o desmatamento contínuo da Mata Atlântica, a consequente fragmentação de seu habitat nativo, bem como a captura e comércio ilegal como animal de estimação (Rylands & Kierullf, 2008). *Cotinga maculata* (Figura 7) é uma espécie da Ordem Passariforme, família Cotingidae. É endêmica dos pequenos remanescentes de Mata Atlântica que ocorrem entre o sul do Estado da Bahia e o Estado do Rio de Janeiro. Ocorre em florestas de baixa altitude, até 200 m acima do nível do mar, em vegetações primárias ou vegetações em estado avançado de regeneração. Costuma visitar ocasionalmente, pequenos fragmentos de floresta em busca de frutos, base de sua dieta. Os poucos registros conhecidos estão localizados em Unidades de Conservação do sul do Estado da Bahia e norte do Estado do Espírito Santo. As principais ameaças à espécie são a degradação contínua da Mata Atlântica, a consequente fragmentação de seu habitat nativo, bem como a captura e comércio ilegal (BirdLife, 2013).



**Figura 4:** *Brachyteles hypoxanthus* (Muriqui-do-norte).  
**Fonte:** National Geographic, 2014.





**Figura 5:** *Bradypus torquatus* (Preguiça de Coleira).  
**Fonte:** Henrique Nogueira, 2007.



**Figura 6:** *Callithrix kuhlii* (Sagui-de-wied).  
**Fonte:** Kenny Ross, 2010.



**Figura 7:** *Cotinga maculata* (Crejoá).  
**Fonte:** Ciro Albano, 2013.



### Preparação da base de dados

Todos os registros de ocorrência utilizados para construir os modelos foram obtidos do estudo de identificação de áreas prioritárias para conservação da Mata Atlântica realizado pela Conservação Internacional (Paese et al, 2010). Foram utilizados 27 registros de *Brachyteles hypoxanthus*, 25 de *Bradypus torquatus*, 97 de *Callithrix kuhlii* e 17 de *Cotinga maculata*.

As variáveis ambientais utilizadas foram Altitude mais 19 variáveis bioclimáticas do pacote BioClim (Tabela 1). Todas as variáveis, altitude e as derivadas de medidas de temperatura e precipitação, estão disponíveis na base de dados gratuita WorldClim em uma resolução espacial de aproximadamente 900 km<sup>2</sup> (Hijmans et al. 2005).

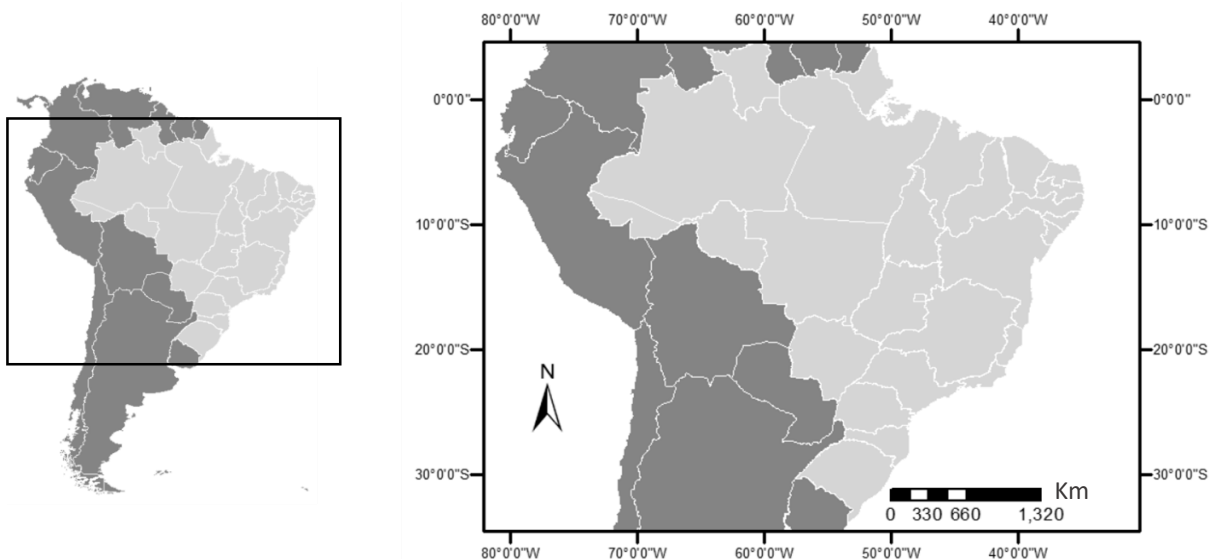
Todos os dados foram reamostradas para rasters cuja extensão geográfica cobre a faixa latitudinal da América do sul suficiente para englobar o Brasil (Figura 8), que por sua vez engloba toda extensão da Mata Atlântica brasileira, bioma de ocorrência das espécies selecionadas. O conjunto de variáveis apresenta-se consistente com a escala regional (200-2000 km) (Pearson & Dawson, 2003). Todos os procedimentos de reamostragem de raster e conversão para raster foram feitos no programa ArcGis, versão 10.2.1.

### Modelagem de adequabilidade do habitat

Os modelos de Máxima Entropia foram executados no programa MaxEnt, versão 3.3.3.k, em suas configurações padrão. Os modelos de Pesos de Evidências foram construídos na plataforma de modelagem Dinamica EGO, versão 2.4.1 (64 bits), a partir dos modelos de exemplo de estudo das Mudanças no Uso e Ocupação do Solo com o método de Pesos de Evidências, disponíveis na biblioteca padrão do Dinamica EGO. Ambos os métodos possuem como resultado um raster probabilístico. Para permitir as comparações de Similaridade Recíproca os rasters tiveram seus histogramas normalizados (escala de 0-100 tons de cinza) na plataforma Dinamica EGO. Foram considerados adequados aqueles pixels, que em cada modelo, atingiram valores iguais ou superiores à mínima

### Tabela 1: Pacote de variáveis BioClim

- bio1:** Temperatura média anual
- bio2:** Variação diurna média de temperatura (Média mensal (Tmax-Tmin))
- bio3:** Isotermalidade ( (bio2/bio7) (\* 100))
- bio4:** Sazonalidade da temperatura (desvio padrão \* 100)
- bio5:** Temperatura máxima do mês mais quente
- bio6:** Temperatura mínima do mês mais frio
- bio7:** Amplitude térmica anual (bio5-bio6)
- bio8:** Temperatura média do trimestre mais úmido
- bio9:** Temperatura média do trimestre mais seco
- bio10:** Temperatura média do trimestre mais quente
- bio11:** Temperatura média do trimestre mais frio
- bio12:** Precipitação anual
- bio13:** Precipitação do mês mais chuvoso
- bio14:** Precipitação do mês mais seco
- bio15:** Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação)
- bio16:** Precipitação do trimestre mais chuvoso
- bio17:** Precipitação do trimestre mais seco
- bio18:** Precipitação do trimestre mais quente
- bio19:** Precipitação do trimestre mais frio



**Figura 8:** Faixa de latitude que engloba o Brasil, utilizada como máscara para as variáveis BioClim.  
**Fonte:** Elaborado pelo autor, 2015.

adequabilidade atribuída aos pontos de ocorrência conhecidos, sendo o resultado, portanto, o mapa binário adequado-não adequado para cada espécie.

### **Modelagem de Pesos de Evidências no Dinamica EGO**

Para usar WoE na modelagem de adequabilidade do habitat no Dinamica EGO, considerou-se como transição para captura dos pesos, a mudança no mesmo pixel de pseudo-ausência para presença. Como WoE opera com variáveis categóricas, todas as variáveis tiveram que ser categorizadas a partir de intervalos pré-definidos. A Altitude foi dividida em categorias de 10 metros, as variáveis do BioClim derivadas da temperatura (grau Celsius \*10) usaram categorias de 10 graus ou apenas “10” para as variáveis adimensionais. As variáveis do BioClim derivadas da precipitação foram divididas em categorias de 50 milímetros.

A fase de calibração do modelo foi conduzida com cautela, tendo sido adotados apenas dois procedimentos. O primeiro objetivou diminuir a amplitude dos pesos, considerados não significativos para a transição, nos quais não houve registro de nenhuma transição. O efeito gerado foi a redução do alcance geográfico dos valores dos pixels de probabilidade de transição nulos, uma vez que WoE possui um fator forte de agregação espacial. O segundo procedimento objetivou suavizar o raster de probabilidade de transição ao substituir valores nulos isolados, pela mediana do valor de probabilidade da vizinhança 7x7 do pixel nulo. Tratou-se o raster de probabilidade de transição como análogo à adequabilidade do habitat uma vez que, a transição avaliada foi de pseudo-ausência para presença.

### **Validação dos modelos**

O teste TSS foi implementado na plataforma de modelagem Dinamica EGO, versão 2.4.1 (64 bits) para obter os componentes da Matriz de Confusão. O limiar utilizado para construir uma classificação dicotômica (adequado; não adequado) foi o menor valor de adequabilidade atribuído a um ponto de presença conhecido para cada modelo,

sendo que todos os pixels cujo valor foi maior o igual a este limiar foram considerados adequados.

O teste TSS em si foi calculado no programa Microsoft Excel 2013. Já a similaridade recíproca foi calculada pelo functor homônimo, disponível na plataforma de modelagem Dinamica EGO, que retorna a partir de dois mapas categóricos de entrada, a similaridade recíproca entre estes, com aceitação de certo grau de incerteza nos limites de cada um, representada por um valor mínimo e máximo de similaridade.

### Adequabilidade

Todos os modelos sugeriram como adequada (valores maiores ou iguais ao limiar mínimo de adequabilidade) áreas superiores às descritas na distribuição original das espécies. Ocorreu uma concentração maior de pixels na região da Mata Atlântica, mas com manchas de adequabilidade aparecendo isoladas em toda a extensão modelada, inclusive em regiões distantes da Mata Atlântica, até mesmo fora do Brasil. Para *Brachyteles hypoxanthus* WoE classificou como adequado um número maior de manchas interiores do que MaxEnt. Já para as demais espécies, as áreas preditas como habitat acompanham regiões litorâneas com pouca interiorização na seleção. Ou seja, o comportamento inverso de seleção de áreas interiores pode ser observado na classificação dos modelos, sendo mais facilmente percebido na maior interiorização do MaxEnt na seleção feita para *Cotinga maculata* (Figuras 6, 7, 8 e 9).

### TSS (True Skill Statistics)

Os modelos de adequabilidade do habitat gerados pelo MaxEnt para as quatro espécies obtiveram o TSS acima de 0.9 (Tabela 2). Já os modelos gerados pelo Pesos de Evidências obtiveram o TSS acima de 0.8 para *Bradypus torquatus*, *Callithrix kuhlii* e *Cotinga maculata*. *Brachyteles hypoxanthus* obteve TSS de 0.61.

### Similaridade Recíproca

A similaridade recíproca entre as classificações WoE e MaxEnt, ficou entre 34-66% para a menor similaridade e entre 73-87% para a maior (Tabela 2). A similaridade recíproca mostrou espacialmente o mesmo padrão para *Bradypus torquatus*, *Callithrix kuhlii* e *Cotinga maculata*, com mais pixels classificados como adequados por MaxEnt presentes na classificação de WoE do que o inverso. Para *Brachyteles hypoxanthus* mais pixels classificados como adequados por WoE, estavam presentes na classificação de adequabilidade de MaxEnt.

A aplicação do raster de remanescentes florestais sobre a adequabilidade como máscara, promoveu, de forma geral, um ganho de similaridade, com exceção para *Brachyteles hypoxanthus*, em que ocorreu a redução.

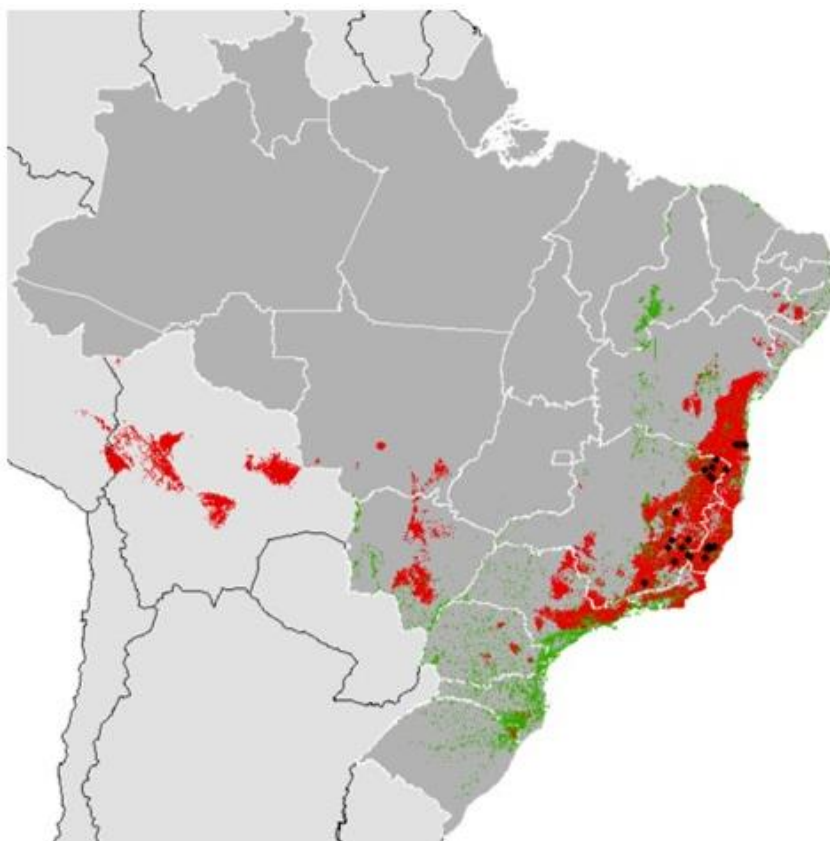
**Tabela 2: Matriz de Confusão, acurácia, sensibilidade, especificidade e Resultados do teste TSS**

	<i>Brachyteles hypoxanthus</i>		<i>Bradypus torquatus</i>		<i>Callithrix kuhlii</i>		<i>Cotinga maculata</i>	
	MaxEnt	WoE	MaxEnt	WoE	MaxEnt	WoE	MaxEnt	WoE
<b>Positivo [V]</b>	27	27	25	25	97	97	17	17
<b>Positivo [F]</b>	658784	1560880	199650	124449	288796	280703	730544	246421
<b>Negativo [F]</b>	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Negativo [V]</b>	13949596	2447344	14348012	1828255	16049651	1554041	15287324	2030980
<b>Total</b>	14608407	4008251	14547687	1952729	16338544	1834841	16017885	2277418
<b>Acurácia</b>	0.9549	0.6106	0.9863	0.9363	0.9823	0.8470	0.9544	0.8918
<b>Sensibilidade</b>	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000
<b>Especificidade</b>	0.9549	0.6106	0.9863	0.9363	0.9823	0.8470	0.9544	0.8918
<b>TSS</b>	<b>0.9549</b>	<b>0.6106</b>	<b>0.9863</b>	<b>0.9363</b>	<b>0.9823</b>	<b>0.8470</b>	<b>0.9544</b>	<b>0.8918</b>

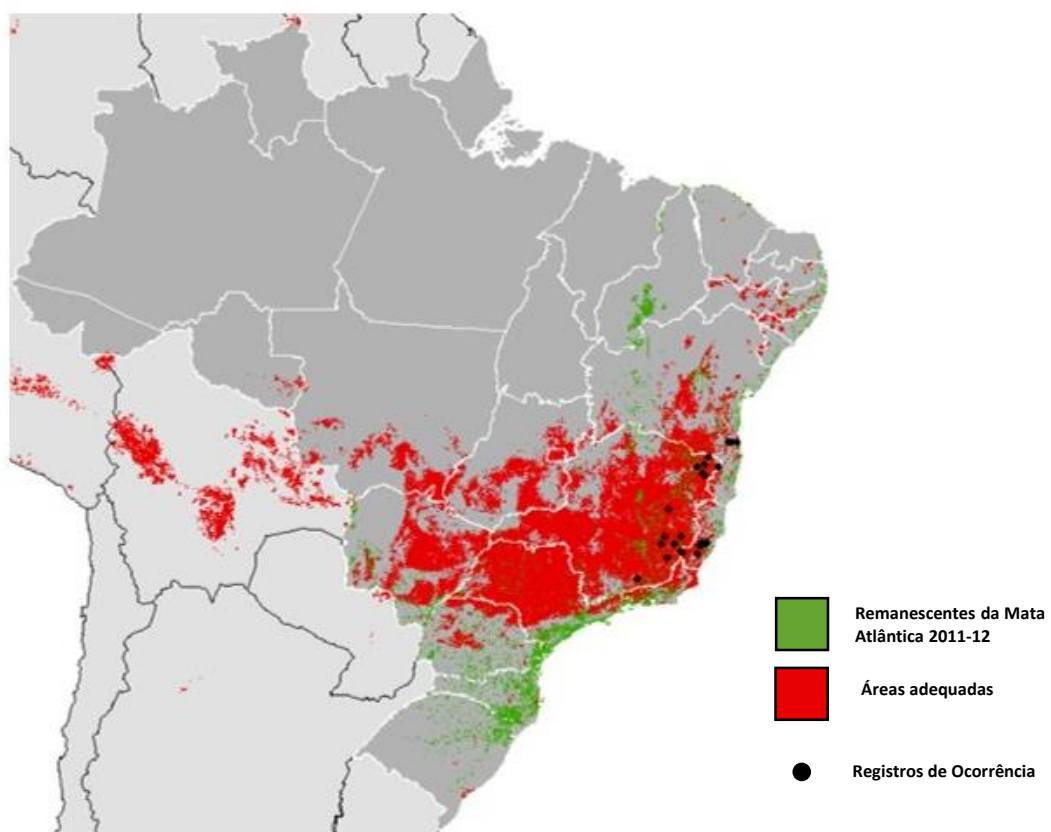
**Tabela 3: Similaridade Recíproca**

	Adequabilidade do habitat para os remanescentes da Mata Atlântica			
	Adequabilidade do habitat		Adequabilidade do habitat para os remanescentes da Mata Atlântica	
	Maior [%]	Menor [%]	Maior [%]	Menor [%]
<i>Brachyteles hypoxanthus</i>	73	34	68	58
<i>Bradypus torquatus</i>	82	63	92	59
<i>Callithrix kuhlii</i>	87	66	95	70
<i>Cotinga maculata</i>	84	38	96	28

**A**

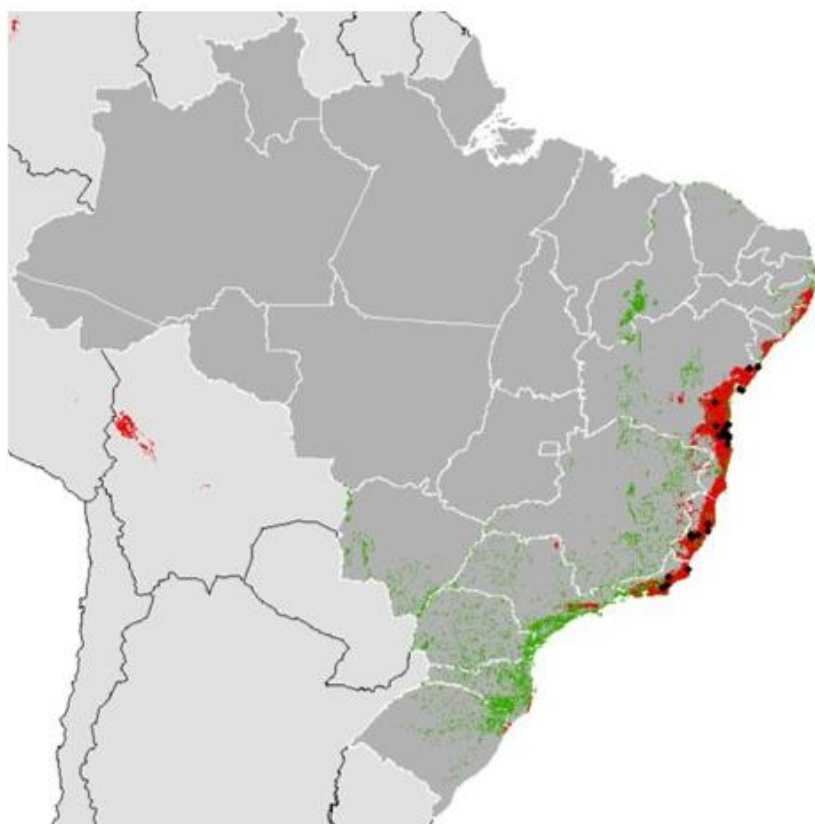


**B**

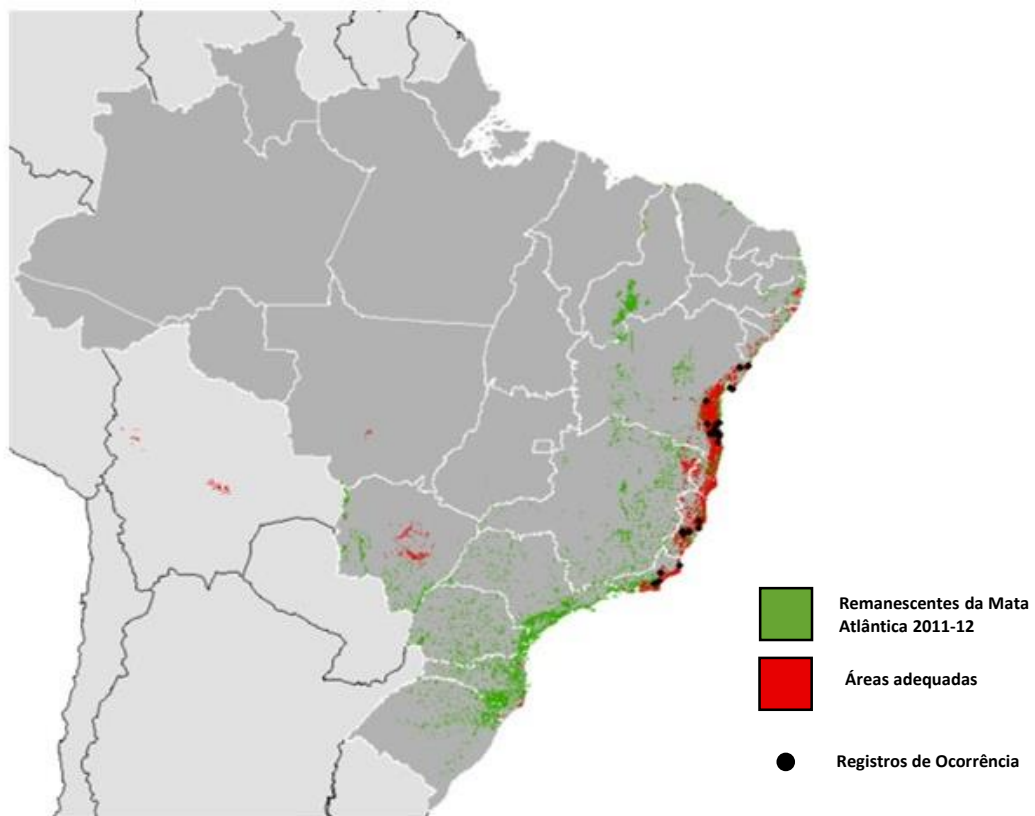


**Figura 9:** Predição do habitat para *Brachyteles hypoxanthus*. [A] Máxima Entropia; [B] Pesos de Evidências  
**Fonte:** Elaborado pelo autor, 2015.

**A**



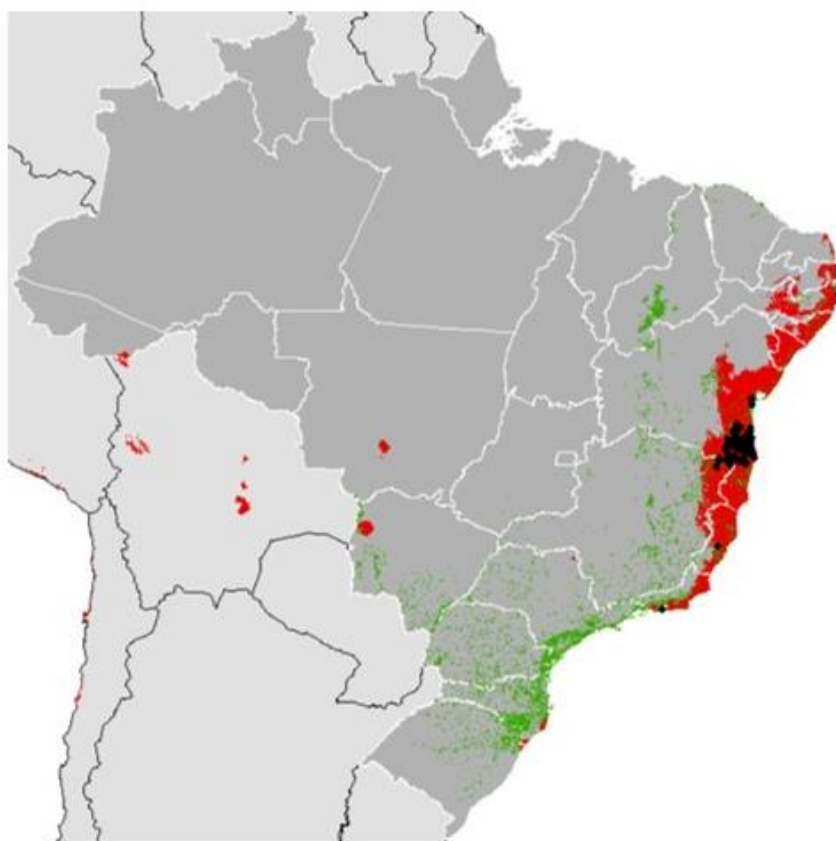
**B**



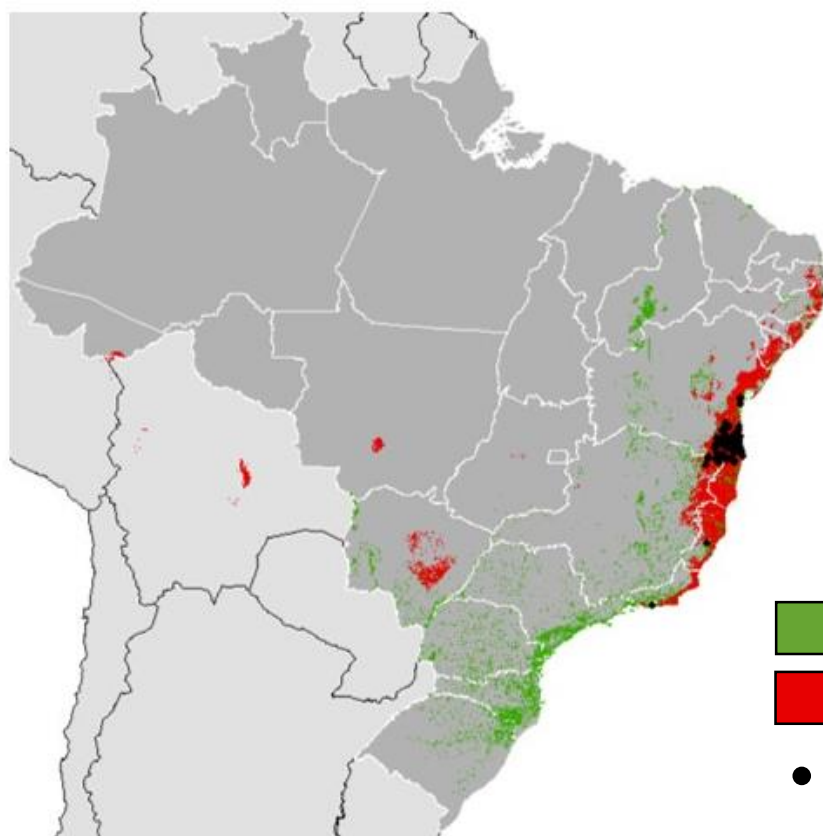
**Figura 10:** Predição do habitat para *Bradypus torquatus*. [A] Máxima Entropia; [B] Pesos de Evidências  
**Fonte:** Elaborado pelo autor, 2015.



**A**

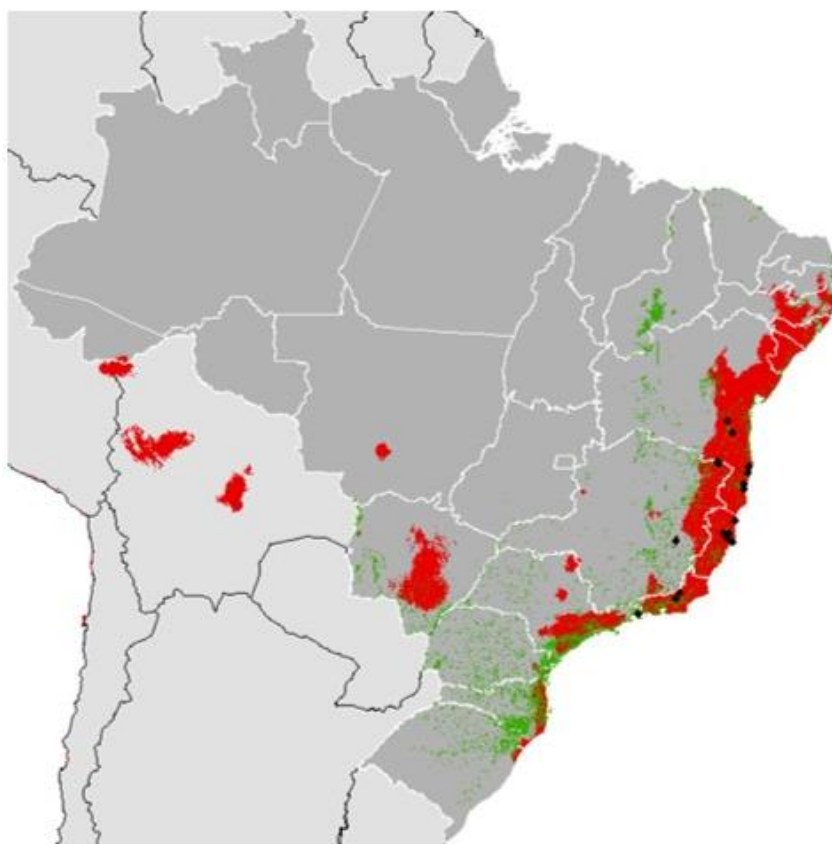


**B**

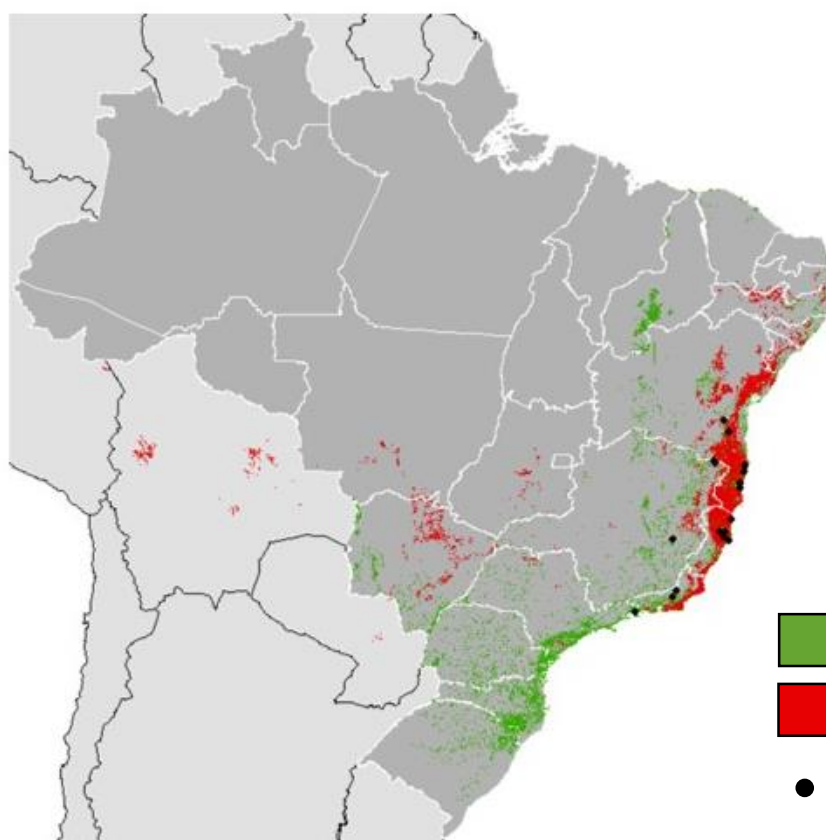


**Figura 11:** Predição do habitat para *Callithrix kuhlii*. [A] Máxima Entropia; [B] Pesos de Evidências  
**Fonte:** Elaborado pelo autor, 2015.

**A**



**B**



**Figura 12:** Predição do habitat para *Cotinga maculata*. [A] Máxima Entropia; [B] Pesos de Evidências  
**Fonte:** Elaborado pelo autor, 2015.

Os resultados demonstram que o método de pesos de evidências é adequado para a modelagem de habitat preditivo. WoE obteve resultados tão bons quanto os dos resultados do MaxEnt no teste TSS, que não possui *a priori* indicações fortes sobre qual o valor de aceitação adequado. WoE, assim como MaxEnt indica um maior número de áreas de adequabilidade dentro da distribuição descrita para todas as espécies. O padrão espacial de adequabilidade em ambos os métodos para as quatro espécies, deve-se possivelmente ao processo de amostragem, derivado do número de registros de ocorrência e sua posição geográfica. É possível perceber que ambos os métodos superestimam a predição do habitat para as quatro espécies, classificando como adequadas áreas muito interiorizadas e distantes dos pontos de ocorrência. Quando comparadas com as distribuições previstas para as espécies é esperado que as predições sejam superestimadas, uma vez que estas não levam em considerações barreiras geográficas, fatores evolutivos e relações ecológicas. Este padrão de superestimação fica bem claro na classificação de WoE para *Brachyteles hypoxanthus*, no MaxEnt para *Cotinga maculata* e em ambos para *Callithrix kuhlii*. Todavia, este tipo de abordagem, pode deixar uma margem de dúvida na interpretação. Deve-se, portanto, ter cuidado, já que fatores ecológicos determinantes, como os acima citados, não são modelados em modelos de habitat preditivo, e o poder predição possivelmente esta relacionado ao número de registros disponíveis para a modelagem, bem como, quando possível, à existência de registros verdadeiros de ausência.

No que tange a calibração de ambos os métodos, Pesos de Evidências parece ter vantagem sobre MaxEnt. Isso se deve ao maior número de parâmetros que podem ser estabelecidos, e acima de tudo, por que pode-se analisar o comportamento dos pesos por intervalo de cada variável [atratividade, repulsividade, magnitude, significância]. Este tipo de análise de comportamento auxilia na exploração do entendimento do nicho ecológico da espécie, bem como no olhar mais direto às questões relacionadas ao habitat da espécie, como por exemplo a presença de margens de intervalo(s) mais importantes dentro de cada variável, o que por si só pode auxiliar no entendimento de questões de conservação do habitat da espécie.

A título de exemplo, pode-se citar, o intervalo de altitude de 0 a 220 m [significativo para as transições e de peso positivo] como importante para a *Cotinga maculata*. Este intervalo, segundo a ecologia da espécie, limita os remanescentes florestais ocupados e disponíveis quando considera-se apenas o gradiente de elevação. Modelos implementados por rotinas “prontas” como o MaxEnt, muitas vezes possuem mecanismos próprios que permitem, também, a análise do comportamento de elementos do nicho ecológico da espécie. O MaxEnt, caso seja escolhido pelo usuário, irá interpolar curvas baseadas no comportamento das variáveis resposta, mas cuja interpretação pode ser difícil, segundo os próprios construtores do modelo, devido à alta correlação [já esperada] entre uma série de variáveis geradas por álgebra de mapas a partir de superfícies altamente interpoladas de precipitação e temperatura. Fenômenos como atratividade e repulsividade não serão facilmente perceptíveis através das curvas de variável resposta geradas pelo MaxEnt, ao ponto que no Peso de Evidências isto é bastante claro ao observar-se o sinal de pesos de intervalos significativos de variáveis, que quando positivos sugerem atração e quando negativos sugerem repulsão.

Contudo, deve-se ter cautela ao explorar mais profundamente a estrutura do nicho de uma espécie através de modelos de habitat preditivo. Tais modelos são comumente implementados a partir de poucos registros de ocorrência apenas. Além do fato de o processo amostral, ser muitas vezes a responsável pelo resultado da predição e não o nicho ecológico em si. Todavia a exploração de questões pertinentes ao habitat, parecem ser mais viáveis, o que em suma, confere ao método de Pesos de Evidências uma vantagem diante de métodos mais rígidos no caráter implementação como o MaxEnt.

Usualmente, a comparação de performance costuma a ocorrer entre mais métodos. Contudo, não é usual espacializar as diferenças entre diferentes classificações, o mais comum é chegar à uma solução combinada entre diversos algoritmos quando o objetivo é modelar o habitat preditivo de determinada espécie. Mas, espacializar a diferença e aceitar certa difusão na fronteira de uma classificação binária é uma abordagem que permite interpretar, aceitando a incerteza natural à este tipo de modelagem, a maneira pela qual diferentes algoritmos constroem suas superfícies de classificação.

A Similaridade recíproca permite quantificar e espacializar as semelhanças e diferenças entre duas classificações. No presente estudo observou-se bons índices de similaridade entre as classificações de MaxEnt e WoE em especial para a maior similaridade, com valores próximos e acima de 80% para três das quatro espécies. É sabido que as espécies modeladas são típicas de florestas e aplicar uma máscara dos remanescentes florestais da Mata Atlântica sobre a adequabilidade ajuda a entender quais os fragmentos, de fato, são considerados habitats potenciais para as espécies em questão. Ao aplicar-se a máscara de remanescentes florestais da Mata Atlântica sobre as classificações binárias, a maior similaridade tende a aumentar, mas este efeito não se confirma para *Brachyteles hypoxanthus*, que permanece com valores mais baixos que as demais espécies no contexto da similaridade. Para este em caso particular é possível que tais diferenças se devam ao fato de que em WoE ocorre uma forte interiorização da classificação. Todavia, interpretar, especialmente a similaridade recíproca pode ser complexo já que o resultado das classificações neste tipo de modelagem, pela própria natureza dos métodos que buscam o gradiente das variáveis ambientais em pontos conhecidos, esta fortemente relacionado aos registros em si. Os mapas de similaridade recíproca, entre os mapas de adequabilidade sem a máscara de remanescentes, estão disponíveis no Anexo 1 do presente trabalho. A espacialização da similaridade recíproca permitiu identificar que, para ambos os modelos, a similaridade tende a concentrar-se em torno das áreas relativamente próximas aos registros de ocorrência, enquanto as maiores diferenças estão nas áreas mais distantes. Fator esse possivelmente associado à forte agregação espacial característica a esse tipo de modelagem bem como à maneira pela qual cada método classifica os pixels geograficamente distantes dos registros utilizados para construir o gradiente de adequabilidade.

## Considerações Finais

---

A adição dos Pesos de Evidências à paleta de modelos de habitat preditivo, além de incluir mais uma opção de modelo para construção de soluções combinadas de seleção de habitat adequado, adiciona também a possibilidade de explorar mais profundamente questões, inclusive de conservação, relacionadas ao habitat. Desta maneira além de um modelo de habitat preditivo, o método de Pesos de Evidências pode ser utilizado como ferramenta de conservação. Contudo, a resolução espacial de aproximadamente 900 km<sup>2</sup> para as variáveis ambientais, deixa escapar manchas de habitat que em uma escala de paisagem podem ser frequentados por estas espécies e logo são importantes na descrição do seu habitat e no manejo do habitat visando a conservação. De forma que, caso implementados em escala de paisagem é possível que o uso de WoE enquanto ferramenta de conservação possa ser ampliado. No entanto, mais estudos sobre WoE são recomendados, em especial aqueles em que seja possível explorar mais profundamente questões relacionadas à sua performance, como por exemplo na implementação de melhores rotinas de refinamento na calibração e na exploração de questões relacionadas ao habitat através da estrutura e comportamento dos pesos de evidências.

## Referências Bibliográficas

---

- Ab´ Saber, A, 1977. **Os domínios morfoclimáticos na América do sul**. Geomorfologia, São Paulo, 52:1-21
- Almeida CM, 2008. **Using neural networks and cellular automata for modelling intra-urban land-use dynamics**. Journal of Geographical Information Science, 22: 943-963.
- Allouche O, Tsoar A, Kadmon R, 2006. **Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS)**. Journal of Applied Ecology, 43: 1223–1232.
- Barry S, Elith J, 2006. **Error and uncertainty in habitat models**. Journal of Applied Ecology, 43: 413-423.
- Bird Life International, 2013. Cotinga maculata. < <http://www.birdlife.org/datazone/species/factsheet/22700886>>.
- Chiarello A, Moraes-Barros N, 2014. **Bradypus torquatus**. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>
- Dirzo R, Raven PH, 2003. **Global State of Biodiversity and Loss**. Annual Review of Environment and Resources, 281: 137-167.
- Franklin J, 2011. **Mapping Species Distribution: Spatial Inference and Prediction**. Cambridge: Cambridge University Press.
- Guisan A, Zimmerman NE, 2000. **Predictive habitat distribution models in ecology**. Ecological Modelling, 135: 147-186.
- Hijmans RJ et al., 2005. **Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas**. International Journal of Climatology, 25: 1965-1978.
- Hirzel AH et al., 2006. **Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences**. Ecological Modelling, 199: 142-152.
- Levin S, 2012. **The Princeton guide to Ecology**. Princeton: Princeton University Press.
- Mantovani W, 2003. A degradação dos biomas brasileiros. In: W.C. Ribeiro (ed.). Patrimônio ambiental brasileiro. pp. 367- 439. Editora Universidade de São Paulo, São Paulo.

Mendes S et al., 2008. *Brachyteles hypoxanthus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>.

Meynard C, Quinn J, 2007. **Predicting species distributions: a critical comparison of the most common statistical models using artificial species**. Journal of Biogeography, 34: 1455-1469.

Morellato L, Haddad C, 2000. **The Brazilian Atlantic Forest**. Biotropica, 32: 786-792.

Myers N, et al., 2000. **Biodiversity hotspots for conservation priorities**. Nature, 403: 853-845.

Oliveira-Filho A, Fontes M. 2000. **Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate**. Biotropica 32: 793-810.

Paese A et al., 2010. **Fine-scale sites of global conservation importance in the Atlantic forest of Brazil**. Biodiversity and Conservation, 19: 3445-3458.

Paglia A et al., 2012. **Species Distribution Models (SDM) in Biodiversity Conservation Strategies and Climate Change Ecosystem Based Adaptation**. Natureza & Conservação, 10(2): 231-234.

Pearson RG, Dawson TP, 2003. **Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimatic envelope models useful?** Global Ecology & Biogeography, 12: 361-371.

Pearson RG et al., 2006. **Model-based uncertainty in species range prediction**. Journal of Biogeography, 33: 1704-1711.

Philips SJ, Anderson RP, Schapire RE, 2006. **Maximum entropy modelling of species geographic distributions**. Ecological Modelling, 190: 231-259.

Rylands AB, Kierullf MCM, 2008. *Callithrix kuhlii*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>.

Soares-Filho B, 2004. **Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém-Cuiabá corridor**. Global Change Biology, 10: 745-764.

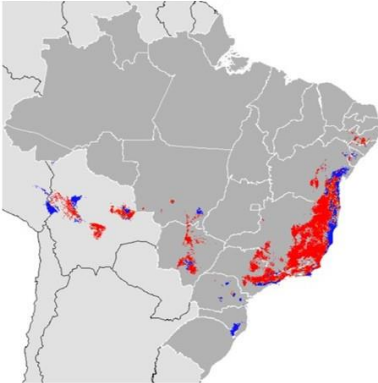
Wu J, David JL, 2002. **Spatially explicit hierarchical approach to modeling complex ecological systems: theory and applications**. Ecological Modelling, 153: 7-26.



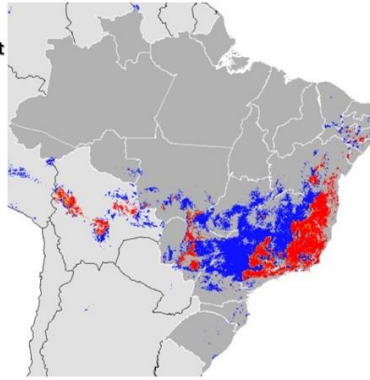
## Anexo 1 – Mapas de Similaridade Recíproca entre os mapas de adequabilidade

### *Brachyteles hypoxanthus*

Maxent  
- WoE  
[73%]



WoE -  
MaxEnt  
[33%]



### *Bradyptes torquatus*

Maxent  
- WoE  
[62%]

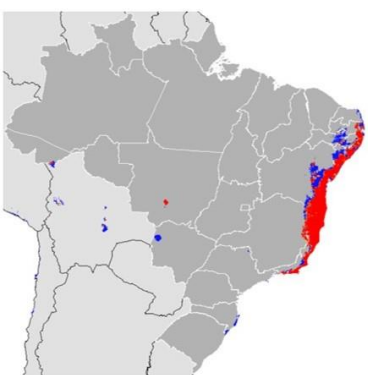


WoE -  
MaxEnt  
[82%]

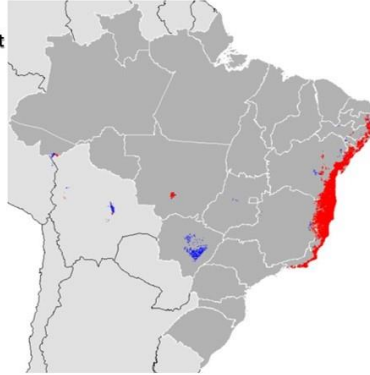


### *Callithrix kuhlii*

Maxent  
- WoE  
[65%]

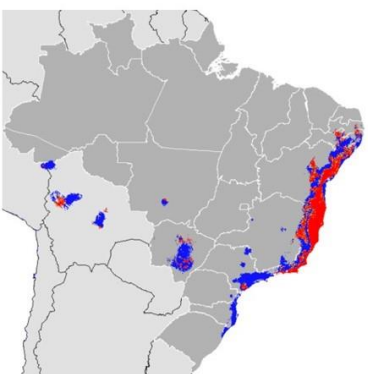


WoE -  
MaxEnt  
[86%]

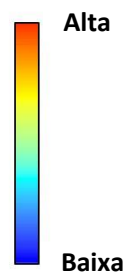
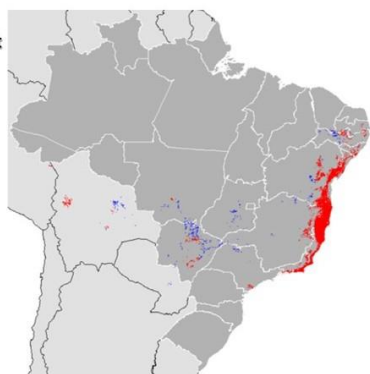


### *Cotinga maculata*

Maxent  
- WoE  
[38%]



WoE -  
MaxEnt  
[83%]



### Research letter

#### **A Bayesian approach to evaluate habitat suitability on species distribution modeling**

Daniel Fernandes Mamede Teixeira Lopes<sup>1</sup>, Úrsula Ruchkys de Azevedo<sup>1</sup>, Adriano Pereira Paglia<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Cartografia, Instituto de Geociências – IGC, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Belo Horizonte, MG, Brasil

<sup>2</sup> Laboratório de Ecologia e Conservação, Departamento de Biologia Geral, Instituto de Ciências Biológicas – ICB, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Belo Horizonte, MG, Brasil

Corresponding Author: Daniel Fernandes Mamede Teixeira Lopes. Departamento de Cartografia, Instituto de Geociências – IGC, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Av. Antônio Carlos, 6627, Pampulha, CEP 31270-901, Belo Horizonte, MG, Brasil.

#### **Abstract**

The constant reduction of natural habitats is the greatest responsible for increasing loss of biological diversity. Therefore, to understand the spatial relationship between a species and its habitat can be an important conservation tool. This research evaluated the accuracy and similarity of predictive habitat models of four species of the Atlantic Forest using the Bayesian Weights of Evidence (WoE), and Maximum Entropy (MaxEnt). Analyses showed that WoE had a True Skill Statistics (TSS) value over 0.70 for three species and MaxEnt for all four species. The two-way evaluation, Reciprocal Similarity, between WoE and MaxEnt classifications, ranged from 33-38% for the lowest similarity and 73-86% for the highest. The results suggests WoE as a possible alternative method to model habitat suitability, but more researches are needed to understand deeply its limitations and to identify model aspects who need improvement to model predictive habitat.

**Key Words:** Habitat suitability; Weights of Evidence; Maximum Entropy; True Skill Statistics; Reciprocal Similarity.

## INTRODUCTION

The loss and fragmentation of habitats seem to be primarily responsible for the high current extinction rates (Dirzo et al., 2014). The relatively recent development of computational modelling tools had contributed to the understanding of how human activities affect the environment and the habitat quality for the threatened species (Guisan & Zimmerman, 2000). The suitability of the habitat can be understood as a spatially explicit model of an environmental system (Wu & David, 2002), based on the spatial representation of the ecological niche of a given species (Franklin, 2011). Therefore, predictive models are important tools for conservation and management in decision-taking context. The habitat suitability shows a propensity degree to a specie occurrence, thus being also important for many aspects of ecological research, management and conservation planning (Franklin, 2011). Habitat prediction models are composed of algorithms that will propose a relationship between the environmental variables and the records of the presence/absence of a given species (Hirzel et al., 2006). A variety of methods are used with this goal, like Generalized Linear Model (GLM), Generalized Additive Model (GAM), Classification Tree, Environmental Envelope of BIOCLIM, Neural Networks, Bayesian models, Canonical Correspondence Analysis (CCA) (Guisan & Zimmermann, 2000). Also, the Genetic Algorithm for Rule Set Production (GARP) (Meynard and Quinn, 2007), Maximum Entropy (MaxEnt) (Phillips et al., 2006; Paglia et al., 2012) or even combinations of these models, each one with a degree of uncertainty in their precision and efficiency (Franklin, 2011).

The Weights of Evidence method consists of a Bayesian approach that calculates the influence of explanatory variables on the spatial prediction of a response variable (Bohan-Carter, 1994). It was adapted from his original use on Geology to model and simulate changes on land-cover by the selection of the most important variables needed for the land-cover change analysis as well as to quantify their influences to each type of land use transition (Soares-Filho et al., 2004). The method employs categorical and binary explanatory variables to assess how attractive or repulsive these variables are to a species occurrence (response variable). Continuous variables must be categorized and each variable category is evaluated in terms of its association/disassociation to the species occurrence. For WoE model the final product is a classified raster that indicates the suitability degree, pixel by pixel, for a species occurrence.

Model selection, however, should not depend solely on statistical considerations, being the study objectives primarily important for it (Guisan & Zimmermann, 2000). Thus, a quantitative assessment of a model's performance helps to verify if the current application is correct for that model (Barry & Elith, 2006). This type of assessment can also provide a good basis for different models comparison over the same modelling context (Pearson et al., 2006).

Models built from presence–absence predictions are usually evaluated by comparing the predictions with real data through a confusion matrix that records the number of true positive, false positive, false negative and true negative predictions made by the model. Models generated by presence records only, non-dichotomous, by applying a threshold to transform the data into a dichotomous dataset, so it can be evaluated by a confusion matrix (Allouche et al., 2006). One simple measure derived from the confusion matrix is the true positive, or the number of known presence records classified inside the “suitable area”. Two other ways, derived from the confusion matrix, that can be used to evaluate a model are sensitivity and specificity. Sensitivity is the proportion of observed presences that are predicted as such (omission errors), and Specificity is the proportion of observed absences that are predicted as such (commission errors). They are independent of each other and of prevalence (ratio of sites with presence records). Thus, True Skill Statistics (TSS) [Sensitivity + Specificity – 1], largely immune to prevalence, presents itself as a good option to make a quantitative assessment of predictive habitat model’s accuracy (Allouche et al., 2006).

Habitat suitability models, as a spatial representation of a portion a specie ecological niche, have a strong spatial correlation between neighbor cells. Thus, a representation of a cell is influenced by the cell itself and, to a lesser extent, by the neighbor cells. On that context, a classification who gives two groups, suitable and not suitable, it expected to have some fuzziness between the two categories. Our aim is to evaluate WoE as a method to predict habitat suitability of four threatened or endemic Atlantic Forest vertebrate species and compare the results with the well established MaxEnt (Philips et al., 2006). a complementary validation method who softens the strictness of the pixel-by-pixel agreement can be useful to know, spatially and quantitatively, the amount of concordance between both methods (Almeida et al., 2008).

## **MATERIALS AND METHODS**

### **ATLANTIC FOREST SPECIES AND DATABASE**

The Northern Muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*) is a primate species listed as Critically Endangered by IUCN (2015). It survives in much reduced and isolated populations in humid forests of the Serra do Mar and semi deciduous forests inland in the states of São Paulo and Minas Gerais (Mendes et al., 2008). The Maned Three-toed Sloth (*Bradypus torquatus*) is an arboreal edentate found in wet tropical forest at Atlantic coastal of eastern Brazil (Chiarello & Moraes-Barros, 2014) and listed as Vulnerable by IUCN. The Wied's Marmoset (*Callithrix kuhlii*) is a primate species listed as Near Threatened by IUCN. It occurs in lowland and sub-montane humid forest, seasonal rain forest, restinga and white sand *piçava* forest, mostly in southern Bahia (Rylands & Kierulff, 2008). The Banded Cotinga (*Cotinga maculate*) is a Cotingidae bird endemic to small remnants of Atlantic Forest between southern Bahia and Rio de Janeiro. The species occurs in lowland rainforest, up to 200 meters, with primary vegetation or in advanced regrowth stage (BirdLife, 2013). The few existing records are concentrated in legally protected areas on the southern region of Bahia and the northern region of Espírito Santo. The Banded Cotinga is listed as Endangered by IUCN. The main threats to these endemic Atlantic Forest species are deforestation and habitat fragmentation, as well as hunting, capture and illegal trade (IUCN, 2014).

We obtained the occurrence records from the Key Biodiversity Areas of Atlantic Forest (KBAs) identified by Conservation International (Paese et al, 2010). We used 27 register of *Brachyteles hypoxanthus*, 25 of *Bradypus torquatus*, 97 of *Callithrix kuhlii* and 17 for *Cotinga maculata*. We used Altitude plus the 19 bioclimatic variables from BioClim package, all available at WorldClim database (Hijmans et al. 2005). In ArcGis 10.2.1 we resampled all data to a raster grid of ~900 x900 m pixel, with a geographic extent that covers a latitude belt that englobes all Brazil. The set of variables was consistent with the regional scale (200 – 2000 km) (Pearson & Dawson, 2003).

### **HABITAT SUITABILITY MODELLING**

We used MaxEnt software (version 3.3.3 k standards) to build the Maximum Entropy models. We built the Weights of Evidence models in Dinamica EGO modelling platform (Soares-filho et al., 2015), version 64 2.4.1, using WoE adapted models from Land Use and Cover Changes (LUCC) example, available at Dinamica EGO model example set (Soares-filho et al., 2009). Both methods results in probability raster, and to allow further comparisons of reciprocal similarity all raster data were normalized (gray scale of 0 to 100 shades) at Dinamica EGO.

## **WEIGHTS OF EVIDENCE MODELLING AT DINAMICA EGO**

To use WoE to model habitat suitability in Dinamica EGO we considered a transition to capture the weights, the pixel change from pseudo-absence to presence. Since WoE operates with categorical variables, all environmental variables had to be categorized. Altitude used a 10 m category, BioClim variables derived from temperature (Celsius degree \*10) used a 10 °C or just “10” for the dimensionless ones. We divided the BioClim precipitation variables in 50 mm ranges. We conducted the model calibration stage carefully, with only two procedures adopted. The first was to shorten the amplitude of non-significant weights with no transition registered for all variables. The effect generated is to reduce the geographical range of null probability of transition, since WoE have a strong factor of spatial aggregation. The second procedure aimed to smooth the probability raster by eliminating single null pixels with the use of a moving window that returns the median of a 7x7 neighborhood to all null pixels inside the classified area. We considered the probability of transition raster as analogous to the habitat suitability due the transition evaluated (Figure 1).

## **MODEL VALIDATION**

We implemented TSS at Dinamica EGO modelling platform to obtain the components of the confusion matrix. The threshold used to build the dichotomous classification (suitable-not suitable) was the minimum suitability value obtained from the presence records, being all pixels major or equal classified as suitable.

The Reciprocal Similarity is a functor, available at Dinamica EGO modelling platform, which given two maps as entrance returns the two-way reciprocal similarity between them. For habitat suitability itself, we made the comparison between a pair of predicted data generated by WoE and MaxEnt. The result should give the “amount” of pixels classified as suitable in one model present on the another, but with the acceptance of boundary fuzziness.

## RESULTS

Every model result, for both methods, suggest as suitable (all pixels with values equal or above que minimum suitability threshold, given by the least value for each know occurrence) an area higher than the original specie distribution. There is a pixel concentration for all model results around the extent of the Atlantic Forest, but with patches along all the processed extent (Figure 2). For *Brachyteles hypoxanthus*, WoE classified as suitable a lot more pixels inside the continent than MaxEnt, with the reverse pattern showed for *Cotinga maculata*. The MaxEnt models for the four species obtained a TSS greater than 0.90 (Table 1). The WoE models returned a TSS above 0.80 for *Bradypus torquatus*, *Callithrix kuhlii* and *Cotinga maculata*. The WoE for *Brachyteles hypoxanthus* was 0.61 (Table 1). The reciprocal similarity between WoE and MaxEnt classifications, ranged from 33-38% for the lowest similarity and 73-86% for the highest (Table 2). The similarity showed the same pattern for *Bradypus torquatus*, *Callithrix kuhlii* and *Cotinga maculata* with more pixels classified as suitable by MaxEnt inside WoE raster, than pixels classified as suitable by WoE inside MaxEnt raster (Table 2). For *Brachyteles hypoxanthus*, more pixels classified as suitable by WoE were found inside MaxEnt Raster. When the Atlantic Forest Remnants mask is applied, there is a gain on the amount of similarity between WoE and Maxent (Table 2).

## DISCUSSION

The results shows that Weights of Evidence could be an alternative method to model habitat suitability. The model performed well as Maxent, indicating suitable areas within the species distribution. The spatial pattern of suitable areas given by both methods is probably related to the sampling process, since WoE clearly presents an overestimation of the suitable area for *Brachyteles hypoxanthus* and MaxEnt for *Cotinga maculata*. However, this approach can be tricky, once geographical constraints, evolutionary history and inter/intra specific ecological process like competition are not directly measured by predictive models. WoE seems to have a modelling advantage on the model calibration stage, due to more parameters available to set, and above all, because the modeler can analyze the behavior of each variable interval weight. This type of analysis aid to explore the species niche as well to look into more specific conservation issues related to the habitat. For example, the importance of a specific altitude range revealed by the weights structure, like the one observed for *Cotinga maculata* were the majority of significant weights are concentrated on ranges up to 220 m above the sea level as described on the species ecology. Thus, more studies exploring the calibration stage are welcome.

If absence data is available, it is also possible to model the absence probability, and with both transitions, the WoE result should be closer to the species distribution range. To model habitat suitability with WoE ads, hence, plus another model to make a combined solution, the possibility of explore deeply the habitat. Thus, WoE presents itself as conservation tool as well an alternate habitat suitability modelling.

## REFERENCES

- Almeida CM, 2008. Using neural networks and cellular automata for modelling intra-urban land-use dynamics. *Journal of Geographical Information Science*, 22: 943-963.
- Allouche O, Tsoar A, Kadmon R, 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43: 1223–1232.
- Barry S, Elith J, 2006. Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology*, 43: 413-423.
- Bird Life International, 2013. *Cotinga maculata*. < <http://www.birdlife.org/datazone/species/factsheet/22700886>>.
- Bonham-Carter G, 1994. *Geographic information systems for geoscientists: modelling with GIS*. Pergamon, Oxford, UK.
- Chiarello A, Moraes-Barros N, 2014. *Bradypus torquatus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>
- Dirzo R et al., 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345: 401-406.
- Franklin J, 2011. *Mapping Species Distribution: Spatial Inference and Prediction*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Guisan A, Zimmerman NE, 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147-186.
- Hijmans RJ et al., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25: 1965-1978.
- Hirzel AH et al., 2006. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling*, 199: 142-152.
- Mendes S et al., 2008. *Brachyteles hypoxanthus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>.
- Meynard C, Quinn J, 2007. Predicting species distributions: a critical comparison of the most common statistical models using artificial species. *Journal of Biogeography*, 34: 1455-1469.
- Paese A et al., 2010. Fine-scale sites of global conservation importance in the Atlantic forest of Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 19: 3445-3458.



Paglia A et al., 2012. Species Distribution Models (SDM) in Biodiversity Conservation Strategies and Climate Change Ecosystem Based Adaptation. *Natureza & Conservação*, 10(2): 231-234.

16. Pearson RG, Dawson TP, 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimatic envelope models useful? *Global Ecology & Biogeography*, 12: 361-371.

17. Pearson RG et al., 2006. Model-based uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography*, 33: 1704-1711.

18. Philips SJ, Anderson RP, Schapire RE, 2006. Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231-259.

19. Rylands AB, Kierullf MCM, 2008. *Callithrix kuhlii*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>.

20. Soares-Filho B et al., 2004. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém-Cuiabá corridor. *Global Change Biology*, 10: 745-764.

21. Soares-Filho B, Rodrigues H, Costa W, 2009. Modeling Environmental Dynamics with Dinamica EGO. Centro de Sensoriamento Remoto/Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, Brazil. <[www.csr.ufmg.br/dinamica/tutorial/Dinamica\\_EGO\\_guidebook.pdf](http://www.csr.ufmg.br/dinamica/tutorial/Dinamica_EGO_guidebook.pdf)>

22. Soares-Filho B et al., 2015. DINAMICA project. <[www.csr.ufmg.br/dinamica/](http://www.csr.ufmg.br/dinamica/)>.

23. SOS Mata Atlântica, 2015. Atlas dos Remanescentes florestais da Mata Atlântica 2011-2012. <[mapas.sosma.org.br/dados/](http://mapas.sosma.org.br/dados/)>

24. Wu J, David JL, 2002. Spatially explicit hierarchical approach to modeling complex ecological systems: theory and applications. *Ecological Modelling*, 153: 7-26.

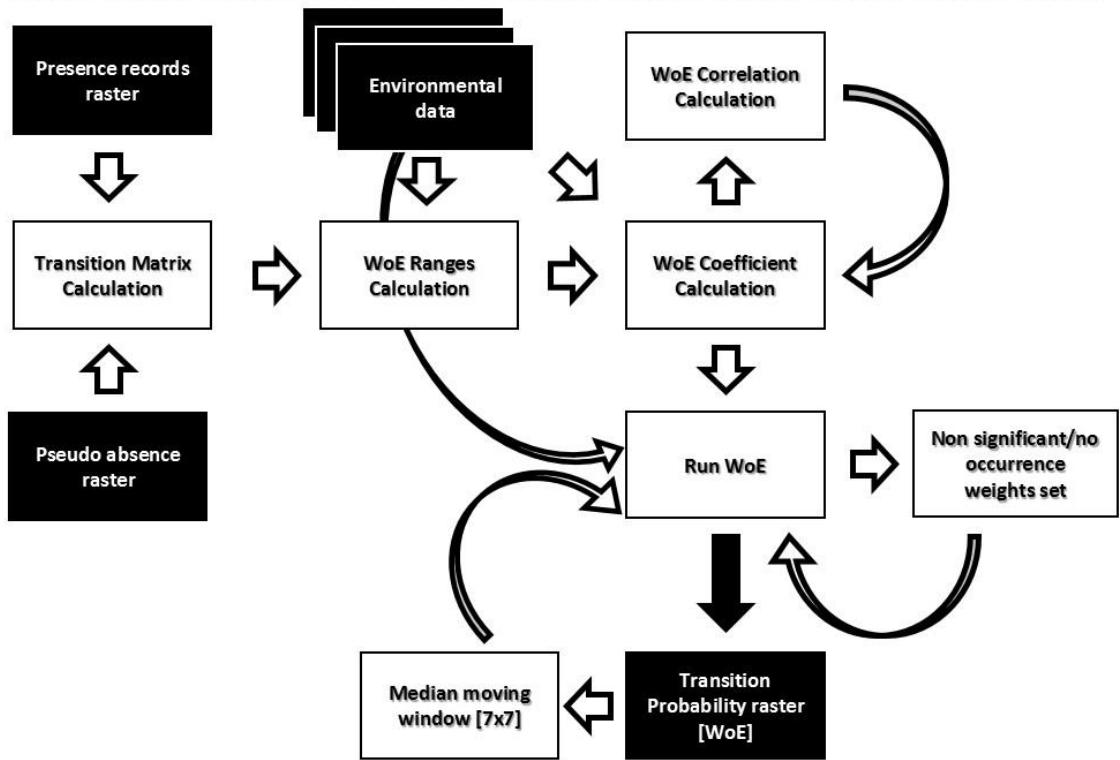
**Table 1: TSS results and confusion matrix for WoE and MaxEnt**

	<i>Brachyteles hypoxanthus</i>		<i>Bradypus torquatus</i>		<i>Callithrix kuhlii</i>		<i>Cotinga maculata</i>	
	MaxEnt	WoE	MaxEnt	WoE	MaxEnt	WoE	MaxEnt	WoE
[+] True	27	27	25	25	97	97	17	17
[+] False	658784	1560880	199650	124449	288796	280703	730544	246421
[-] False	0	0	0	0	0	0	0	0
[-] True	13949596	2447344	14348012	1828255	16049651	1554041	15287324	2030980
Sum [+][-]	14608407	4008251	14547687	1952729	16338544	1834841	16017885	2277418
Accuracy	0.9549	0.6106	0.9863	0.9363	0.9823	0.8470	0.9544	0.8918
Sensibility	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000
Specificity	0.9549	0.6106	0.9863	0.9363	0.9823	0.8470	0.9544	0.8918
TSS	0.9549	0.6106	0.9863	0.9363	0.9823	0.8470	0.9544	0.8918

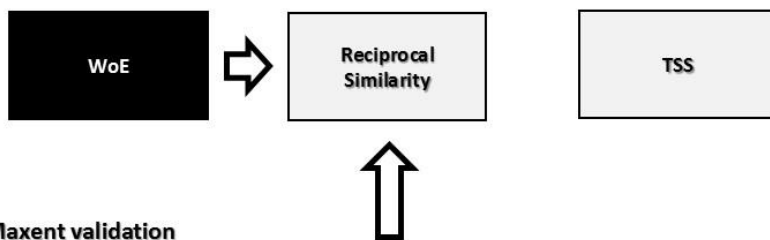
**Table 2: Reciprocal Similarity between WoE and Maxent**

	Habitat suitability		Atlantic Forest remnants Habitat suitability	
	Highest [%]	Lowest [%]	Highest [%]	Lowest [%]
<i>Brachyteles hypoxanthus</i>	0.7331	0.3366	0.6797	0.5848
<i>Bradypus torquatus</i>	0.8244	0.6262	0.9173	0.5887
<i>Callithrix kuhlii</i>	0.8678	0.6591	0.9539	0.7070
<i>Cotinga maculata</i>	0.8369	0.3823	0.9626	0.2825

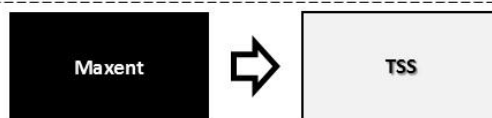
WoE calibration



WoE validation



Maxent validation



Maxent calibration

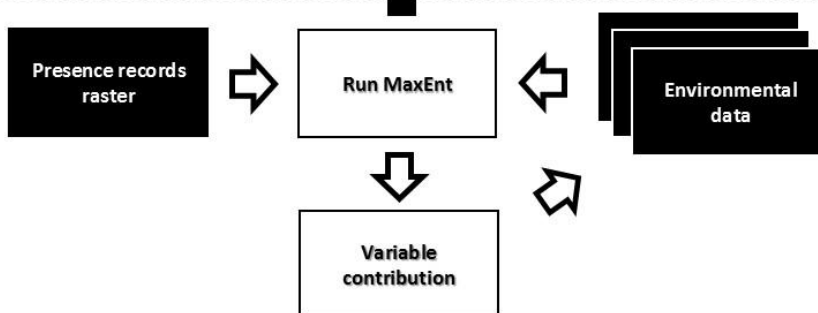
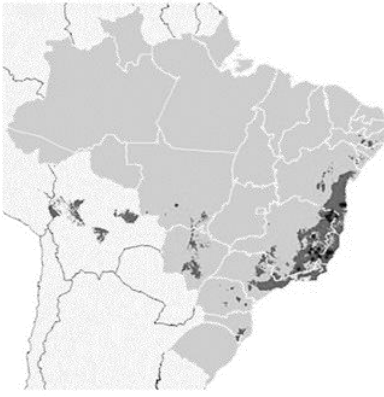


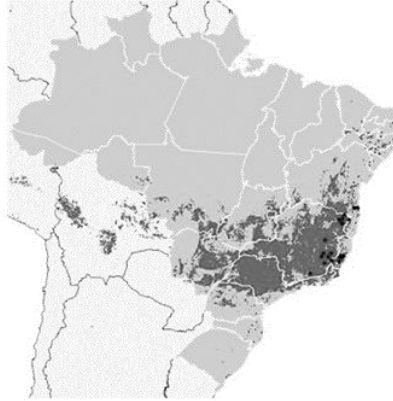
Figure 1: Weights of Evidence model

***Brachyteles hypoxanthus***

Maxent

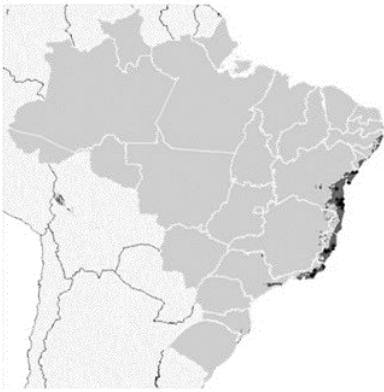


WoE

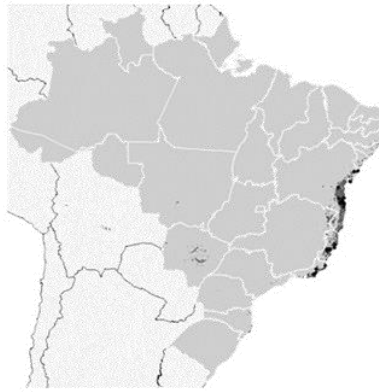


***Bradypus torquatus***

Maxent

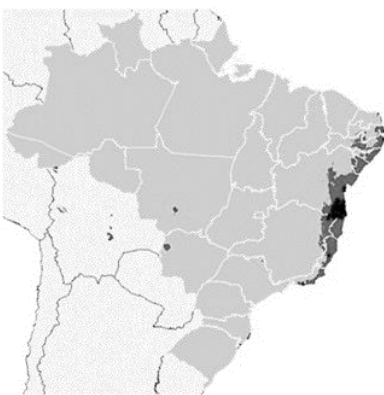


WoE

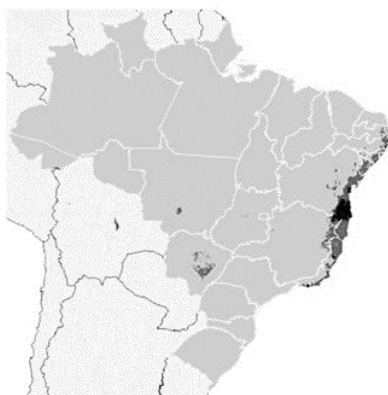


***Callithrix kuhlii***

Maxent

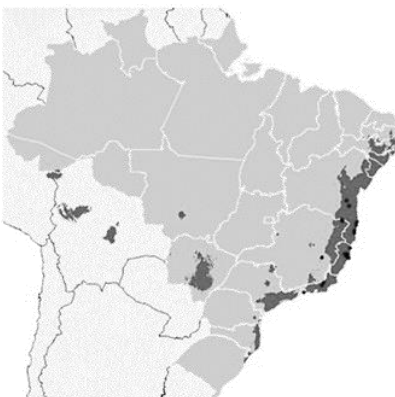


WoE



***Cotinga maculata***

Maxent



WoE



Figure 2: suitable areas selected after minimum threshold for all species and models.