

Universidade de Brasília  
Instituto de Ciências Biológicas  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

DISTRIBUIÇÃO DE AVES FLORESTAIS ENDÊMICAS DO CERRADO:  
OCORRÊNCIA E ABUNDÂNCIA NA ESCALA LOCAL E GEOGRÁFICA

Luane Reis dos Santos

Brasília – DF  
2014

**Universidade de Brasília**  
**Instituto de Ciências Biológicas**  
**Programa de Pós-Graduação em Ecologia**

DISTRIBUIÇÃO DE AVES FLORESTAIS ENDÊMICAS DO CERRADO:  
OCORRÊNCIA E ABUNDÂNCIA NA ESCALA LOCAL E GEOGRÁFICA

Luane Reis dos Santos

Tese apresentada ao Departamento de  
Ecologia da Universidade de Brasília como  
requisito parcial para obtenção do grau de  
Doutora em Ecologia.

**Orientador:** Miguel Ângelo Marini. Ph. D.

Brasília – DF  
2014

*“...Prezo insetos mais que aviões.  
Prezo a velocidade das tartarugas  
mais que a dos mísseis.  
Tenho em mim esse atraso de nascença.  
Eu fui aparelhado para gostar de passarinhos.  
Tenho abundância de ser feliz por isso.  
Meu quintal é maior do que o mundo...”*

Manoel de Barros

**Universidade de Brasília**  
**Instituto de Ciências Biológicas**  
**Programa de Pós-Graduação em Ecologia**

Tese de Doutorado

**LUANE REIS DOS SANTOS**

Título:

“Distribuição de aves florestais endêmicas do Cerrado: ocorrência e  
abundância na escala local e geográfica”

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Miguel Ângelo Marini  
Presidente / Orientador  
Zoo/UnB

Prof. Dr. Emerson Monteiro Vieira  
Membro Titular  
ECL / UnB

Prof. Dr. Paulo Cesar Motta  
Membro Titular  
Zoo/UnB

Profª. Dra. Isabel Belloni Schmidt  
Membro Titular  
ECL / UnB

Prof. Dr. Carlos Abs da Cruz Bianchi  
Membro Titular  
Centro Universitário de Brasília

Prof. Dr. Reginaldo Constantino  
Membro Suplente  
Zoo/UnB

Brasília, 14 dezembro de 2014.

## **Agradecimentos**

Gostaria de prestar meus agradecimentos primeiramente aos meus familiares, em especial aos meus pais, Shirley e Inácio, por todo o carinho e suporte e por sempre acreditarem nas minhas escolhas e apoiarem nas minhas decisões.

Ao Neander Heming, pelo companheirismo e apoio ao longo destes anos de doutorado. Além de toda ajuda em campo, com as análises e na revisão do manuscrito

Ao meu orientador, Miguel Ângelo Marini que tem sido uma grande referência ao longo de todos estes anos de trabalhos juntos. Agradeço a orientação e participação na minha formação profissional.

À amiga Marina Delgado Neves, por todo apoio no início da tese.

Também aos amigos Sandro Barata, Leonardo Gomes, Renata Oliveira e Dona Rita, que além da ajuda em campo, me deram abrigo em suas propriedades em Goiás e Minas Gerais.

Agradeço a todos os proprietários das fazendas, sítos e chácaras que permitiram a minha entrada em suas propriedades. Sem sua boa vontade e disponibilidade para ajudar este trabalho não teria sido possível.

Agradeço também aos amigos Lilian Manica, Renata Alquezar, Mariana Eloy, Juliana Ribeiro, Louisse, Guilherme Santoro, Marina Motta, João Vitor Caetano, Fábio (da policia federal) e Iubatã de Paula que se disponibilizaram a me acompanhar a campo.

Um agradecimento especial a Paulla Jezuino, Tayná Araujo e Mariangela, amigas e estagiárias sempre empolgadas para aprender tudo sobre aves no campo.

Aos amigos André Guaraldo, Thiago Filadelfo e Daniel Gressler que me acompanharam a campo e as colegas , Zélia Pereira, Gabriela Correa, Nicole Dubois, do Laboratório de Conservação de Aves.

Ao pessoal do Laboratório de Ecologia de Paisagens, em especial as amigas Bárbara Zimbres e Renata Françoso, que deram contribuições significativas para este trabalho.

Aos amigos do laboratório de mastozoologia da UnB, em especial à Clarisse Rocha, por todo apoio com as análises.

Agradeço ao Dr Paul Doherty, à Dra. Kate Hyuart, à Dra. Viviana Ruiz-Gutierrez e à Dra. Larissa Bailey, por terem me recebido e orientado durante o estágio sanduiche na Colorado State University.

Agradeço também aos amigos do Superpop Lab. Phillip Street, Jeremy Dertien e Mark Peterson que me ajudaram com as análises e com a adaptação nos Estados Unidos, bem como aos amigos do Departamento Fish, and Wildlife Conservation Biology Brittany Mosher, Emily, Franny e Jared Stabach por todo o suporte durante a estadia em Fort Collins.

Agradeço aos membros da Banca Examinadora, por terem se disponibilizado a contribuir com este trabalho.

Agradeço a Pós-Graduação em Ecologia, em especial aos coordenadores Dra. Ivone Diniz e Dr. Emerson Vieira e à secretária Vanessa, por todo suporte durante o período do Doutorado.

Por último, agradeço às agencias financiadoras deste projeto CAPES e CNPq, bem como a U.S Fish and Wildlife Service, pelo apoio financeiro à ida ao EURING meeting.

## Sumário

Agradecimentos .....	v
Resumo Geral .....	8
Introdução Geral.....	12
Objetivos.....	14
Referências Bibliográficas.....	15
Capítulo 1 - Importância relativa de variáveis locais e da paisagem sobre os padrões de ocupação de aves florestais endêmicas em uma savana tropical ....	17
Resumo.....	17
Abstract.....	19
Introdução.....	20
Métodos.....	24
Resultados.....	33
Discussão .....	36
Referências Bibliográficas.....	43
Capítulo 2 - Relação da abundância com a distribuição geográfica de espécies endêmicas florestais do Cerrado.....	49
Resumo.....	49
Abstract.....	51
Introdução.....	52
Métodos.....	54
Resultados.....	61
Discussão .....	63
Referencias Bibliográficas.....	65
Capítulo 3 - Modelos de distribuição de aves endêmicas do Cerrado: o efeito da detectabilidade.....	70
Resumo.....	70
Abstract.....	72
Introdução.....	74
Métodos.....	79
Resultados.....	84
Discussão .....	95
Referencias Bibliográficas.....	100

## Resumo Geral

A relação entre uma espécie com seu ambiente pode resultar em diferentes padrões de distribuição, dependendo da escala espacial. Variáveis ambientais e climáticas podem influenciar diferentemente a distribuição e ocorrência das espécies dependendo da escala considerada. Atualmente, pode-se encontrar uma grande quantidade de estudos buscam compreender a ocupação das espécies como função de características ambientais e climáticas, identificando variáveis-chave para as quais as espécies respondem. Na região do Cerrado, estudos que buscam compreender a relação da distribuição e ocorrência das espécies de aves com variáveis ambientais e climáticas ainda são escassos. O Cerrado é uma das maiores savanas tropicais do mundo e a segunda maior formação vegetal da América do Sul. Cerca de 72% das espécies de aves que ocorrem no bioma são total ou parcialmente dependentes de formações florestais e das 30 endêmicas, 13 são florestais. Tendo em vista a importância da relação entre as espécies e seu meio abiótico e de se avaliar como o padrão e a escala influenciam a distribuição e a abundância dos organismos, novos estudos são fundamentais para a compreensão destes processos no Cerrado.

O objetivo da tese foi compreender os padrões de distribuição geográfica de espécies de aves endêmicas de matas de galeria no Cerrado e quais fatores influenciam a ocorrência das espécies tanto na escala geográfica como na escala local. Buscamos também, avaliar e comparar métodos de estimativa da distribuição geográfica das espécies que levam em conta a probabilidade de detecção das espécies com métodos que não consideram este parâmetro.

No primeiro capítulo nosso objetivo foi estimar a probabilidade de ocupação e detectabilidade de cinco aves florestais endêmicas do Cerrado (*Antilophia galeata*, *Herpsilochmus longirostris*, *Syndactyla dimidiata*, *Hylocryptus rectirostris* e



*Basileuterus leucophrys*), por meio de uma modelagem de ocupação (single-season occupancy models). Avaliamos hipóteses relacionadas a cobertura vegetal (NDVI – Índice de Vegetação por Diferença Normalizada, e desvio-padrão do NDVI) e a composição do habitat ao redor dos pontos amostrados (proporção de vegetação nativa e não-nativa). Ao todo, realizamos 589 amostragens em 310 pontos distribuídos em diferentes fragmentos florestais. A probabilidade de ocupação média ( $\psi$ ) encontrada para as espécies variou de 0,33-0,75. A detectabilidade média ( $p$ ) variou de 0,29-0,71, sendo menor que um para todas as espécies. A cobertura vegetal (NDVI em um buffer de 100 m) foi importante para prever a detectabilidade de quatro das cinco espécies estudadas. Esta também foi uma importante variável preditiva da probabilidade de ocupação, que apresentou uma relação positiva com o NDVI para três espécies. As variáveis de composição de habitat apresentaram um fraco efeito sobre as probabilidades de ocupação das espécies. Logo, em uma escala local, o efeito da qualidade do habitat sobre a probabilidade de ocupação de aves florestais endêmicas do Cerrado pode ser mais importante do que a quantidade de habitat disponível.

No segundo capítulo nosso objetivo foi caracterizar a relação entre a abundância de espécies de aves florestais endêmicas do Cerrado com a sua distribuição geográfica, esperando-se encontrar uma relação negativa entre a abundância e a distância em relação ao centroide da distribuição e positiva da abundância com a adequabilidade ambiental. Além disso, testamos hipóteses relacionadas a variáveis locais (quantidade de habitat florestal e NDVI). Nós calculamos o índice de adequabilidade no programa MAXENT, considerando variáveis bioclimáticas. A abundância média encontrada para *Antilophia galeata*, *Basileuterus leucophrys* e *Herpsilochmus longirostris* foi  $5,22 \pm 0,72$ ,  $2,98 \pm 0,88$  e

4,62 ± 0,71, respectivamente. Nós encontramos relações significativas da distância em relação ao centroide, da adequabilidade de habitat e da quantidade de habitat somente para *Basileuterus leucophrys*. Contrariamente às nossas expectativas, a abundância diminuiu com o aumento da quantidade de floresta e aumentou com a distância em relação ao centróide da distribuição. Já em relação à adequabilidade ambiental a relação foi positiva. Logo, para pelo menos uma das espécies estudadas, a abundância provavelmente aumenta em relação a periferia da distribuição em áreas com maior adequabilidade de condições climáticas.

No terceiro capítulo, nosso objetivo foi compreender o efeito da detectabilidade na modelagem da distribuição de espécies de aves florestais endêmicas do Cerrado e comparar metodologias que não consideram a influencia da detectabilidade nas estimativas de ocorrência (BIOMOD e MAXENT) com aquelas que levam em conta a detecção imperfeita (modelos de ocupação single-season). Nós modelamos a distribuição geográfica de cinco aves florestais endêmicas do Cerrado (Capítulo 1), com diferentes probabilidades de detecção ( $p=0.51$  to  $0.74$ ) e ocupação ( $\psi=0.28$  to  $0.89$ ), utilizando as três abordagens citadas. Nós comparamos a performance preditiva entre os modelos de ocupação e os outros por meio do calculo da acurácia relativa de cada método considerando duas medidas: AUC (Area Under the Curve-ROC) e TSS (True Skill statistic). Contrariamente às nossas expectativas, os modelos de ocupação apresentaram a pior performance preditiva, sendo significativa a diferença entre estes e ou outros modelos considerados, tanto para AUC, quanto para TSS. Este resultado pode indicar a baixa qualidade dos dados de validação dos modelos e do método de acurácia utilizado para comparação entre as abordagens. O estudo demonstrou que as abordagens podem resultar em predições

distintas, sendo bem evidente quando comparados os modelos de presença e ausência com os modelos que utilizam somente dados de presença.

Palavras-chave: Probabilidade de ocupação, detectabilidade, aves endêmicas, floresta de galeria, abundância, modelagem de nicho.

## **Introdução Geral**

Os padrões de distribuição das espécies podem estar relacionados a fatores bióticos (ex. interações entre indivíduos e espécies), abióticos (ex. variáveis climáticas, características do habitat, etc.) e históricos (capacidade evolutiva das populações se adaptarem a novas condições) (Soberon and Peterson 2005, Peterson et al. 2011). A idéia de que cada espécie tem um conjunto de requerimentos único fornecido pelo ambiente, permitindo sua persistência em um local, envolve o conceito de nicho ecológico (Hutchinson 1957). Esta abordagem tem sido amplamente utilizada em estudos que buscam compreender a distribuição das espécies em relação aos requerimentos ecológicos através de diversas escalas de espaço e tempo (Peterson et al. 2011).

A relação entre uma espécie com seu ambiente pode resultar em diferentes padrões de distribuição, dependendo da escala espacial (Guisan and Thuiller 2005). Variáveis ambientais e climáticas podem influenciar diferentemente a distribuição e ocorrência das espécies dependendo da escala considerada (Pearson and Dawson 2003). Fatores que operam em grandes escalas, como variáveis climáticas, tendem a variar lentamente no espaço, logo são considerados em estudos que utilizem uma resolução mais grosseira (Franklin 2010). Entretanto, quando se considera uma resolução mais fina, preditores de macro-escala podem não apresentar nenhuma influencia sobre a distribuição e ocorrência das espécies. Neste caso, preditores que atuam em uma escala menor, como cobertura vegetal, podem ser mais informativos (Franklin 2010). A distribuição de uma espécie observada em uma grande extensão, por exemplo, é mais provavelmente influenciada por variáveis climáticas, considerando-se uma resolução mais grosseira (Guisan and Thuiller 2005). Já espécies distribuídas de maneira fragmentada, em áreas menores e considerando-se

uma resolução mais fina, podem sofrer mais influência de variáveis relacionadas com a variação micro-topográfica ou fragmentação do habitat, por exemplo (Guisan and Thuiller 2005). Neste contexto, muitos estudos buscam prever a ocupação das espécies como função de características ambientais e climáticas e identificar variáveis-chave para as quais as espécies respondem (MacKenzie et al. 2006). Em outras palavras: quais variáveis ambientais discriminam melhor entre locais que são e não são ocupados pelas espécies.

Na região do Cerrado, estudos que buscam compreender a relação da distribuição e ocorrência das espécies de aves com variáveis ambientais e climáticas ainda são escassos. O Cerrado é uma das maiores savanas tropicais do mundo e a segunda maior formação vegetal da América do Sul (Ratter et al. 1997). O bioma é um complexo mosaico de formações vegetais composto por campos (*campo limpo*, *campo sujo* e *campo rupestre*), savanas (*cerrado sensu stricto*, *parque cerrado*, *vereda* e *palmeiral*) e florestas (matas de galeria, mata seca e *cerradão*) (Eiten 1972, Ribeiro and Walter 1998). Cerca de 72% das espécies de aves que ocorrem no bioma são total ou parcialmente dependentes de formações florestais (Silva 1995) e das 30 endêmicas, 13 são florestais (Silva 1997). A maioria dos estudos sobre ocorrência de espécies de aves no Cerrado, reporta apenas dados descritivos, como presença da espécie em um local, sem avaliar a influência de variáveis ambientais ou climáticas sobre a probabilidade de ocupação ou sobre a distribuição (ex. Faria 2007, Lopes and Braz 2007, Faria et al. 2009, Manica et al. 2010, mas veja Marini 2001). Considerando-se uma macro-escala, também são poucos os estudos que tratam da influência de variáveis climáticas sobre a distribuição das espécies (ex. Anciães and Peterson 2006, Marini et al. 2009a, Marini et al 2009b). Tendo em vista a importância da relação entre as espécies e seu meio abiótico e de se avaliar como o padrão e a escala

influenciam a distribuição e a abundância dos organismos, novos estudos são fundamentais para a compreensão destes processos no Cerrado.

## **Objetivos**

O objetivo da tese foi compreender os padrões de distribuição geográfica de espécies de aves endêmicas de matas de galeria no Cerrado e quais fatores influenciam a ocorrência das espécies tanto na escala geográfica como na escala local. Buscamos também, avaliar e comparar métodos de estimativa da distribuição geográfica das espécies que levam em conta a probabilidade de detecção das espécies com métodos que não consideram este parâmetro.

A tese está dividida em 3 capítulos. No primeiro capítulo nosso objetivo foi estimar a probabilidade de ocupação e detectabilidade de aves florestais endêmicas do Cerrado. Avaliamos hipóteses relacionadas a cobertura vegetal (NDVI - Normalized Difference Vegetation Index, e desvio-padrão do NDVI) e a composição do habitat. No segundo capítulo nosso objetivo foi caracterizar a relação entre a abundância de espécies de aves florestais endêmicas do Cerrado com a sua distribuição geográfica, esperando-se encontrar uma relação negativa entre a abundância e a distância em relação ao centroide da distribuição. Além disso, testamos hipóteses relacionadas a variáveis locais (quantidade de habitat florestal e NDVI). No terceiro capítulo, nosso objetivo foi compreender o efeito da detectabilidade na modelagem da distribuição de espécies de aves florestais endêmicas do Cerrado e comparar metodologias que não consideram a influência da detectabilidade nas estimativas de ocorrência (BIOMOD e MAXENT) com aquelas que levam em conta a detecção imperfeita (modelos de ocupação). Para isto, utilizamos dados de presença e ausência coletados em campo para cinco aves florestais endêmicas.

## Referências Bibliográficas

- Anciães, M., and A. T. Peterson. 2006. Climate change effects on neotropical manakin diversity based on ecological niche modeling. *The Condor* **108**:778-791.
- Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review* **38**:201-341.
- Faria, I. P. 2007. Registros de aves globalmente ameaçadas, raras e endêmicas para a região de Vicente Pires, Distrito Federal, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* **15**:117-122.
- Faria, L. C. P., L. A. Carrara, F. Q. Amaral, M. F. Vasconcelos, M. G. Diniz, C. D. Encarnação, D. Hoffmann, H. B. Gomes, L. E. Lopes, and M. Rodrigues. 2009. The birds of Fazenda Brejão: a conservation priority area of Cerrado in northwestern Minas Gerais, Brazil. *Biota Neotropica* **9**:223-240.
- Franklin, J. 2010. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press.
- Guisan, A., and W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* **8**:993-1009.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* **22**:415-427.
- Lopes, L. E., and V. S. Braz. 2007. Aves da região de Pedro Afonso, Tocantins, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* **15**:530-537.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey, and J. E. Hines. 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Academic Press.
- Manica, L., M. Telles, and M. Dias. 2010. Bird richness and composition in a Cerrado fragment in the State of São Paulo. *Brazilian Journal of Biology* **70**:243-254.

- Marini, M. Â., M. Barbet-Massin, L. E. Lopes, and F. Jiguet. 2009a. Predicted Climate-Driven Bird Distribution Changes and Forecasted Conservation Conflicts in a Neotropical Savanna. *Conservation Biology* **23**:1558-1567.
- Marini, M. A. n., M. Barbet-Massin, L. E. Lopes, and F. d. r. Jiguet. 2009b. Major current and future gaps of Brazilian reserves to protect Neotropical savanna birds. *Biological Conservation* **142**:3039–3050.
- Pearson, R. G., and T. P. Dawson. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* **12**:361-371.
- Peterson, A. T., J. Soberón, R. G. Pearson, R. P. Anderson, E. Martínez-Meyer, M. Nakamura, and M. B. Araújo. 2011. *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Ratter, J. A., J. F. Ribeiro, and S. Bridgewater. 1997. The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity. *Annals of Botany* **80**:223-230.
- Ribeiro, J. F., and B. M. T. Walter. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. Pages 89-166 *in* S. Sano and S. d. Almeida, editors. *Cerrado: ambiente e flora*. EMBRAPA, Brasília.
- Silva, J. M. C. 1995. Birds of the cerrado region, South America. *Steenstrupia* **21**:69-92.
- Silva, J. M. C. 1997. Endemic bird species and conservation in the Cerrado Region, South America. *Biodiversity and Conservation* **6**:435-450.
- Soberon, J., and A. T. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* **2**:1-10.



# Capítulo 1 - Importância relativa de variáveis locais e da paisagem sobre os padrões de ocupação de aves florestais endêmicas em uma savana tropical

## Resumo

Em ambientes naturalmente heterogêneos, como o Cerrado, a estrutura da paisagem afeta tanto a riqueza como a probabilidade de ocupação das espécies de matas de galeria. Entretanto, são escassas as informações sobre os fatores que afetam a probabilidade de ocupação das espécies neste bioma. Nosso objetivo foi estimar a probabilidade de ocupação e detectabilidade de cinco aves florestais endêmicas do Cerrado, por meio de uma modelagem de ocupação (single-season occupancy models). Avaliamos hipóteses relacionadas a cobertura vegetal (NDVI – Índice de Vegetação por Diferença Normalizada, e desvio-padrão do NDVI) e a composição do habitat ao redor dos pontos amostrados (proporção de vegetação nativa e não-nativa). Coletamos os dados em 59 fragmentos distintos de mata de galeria na região central do Cerrado. Em cada área realizamos 3-5 censos pontuais de 10 min e cada ponto foi visitado 1-3 dias consecutivos, entre setembro e dezembro de 2011-2013. Ao todo, realizamos 589 amostragens em 310 pontos distribuídos nos diferentes fragmentos florestais. Considerando-se nossas espécies de interesse detectamos *Antilophia galeata* em 187 pontos, *Herpsilochmus longirostris* em 97, *Syndactyla dimidiata* em 64, *Hylocryptus rectirostris* em 34 e *Basileuterus leucophrys* em 58 pontos. A probabilidade de ocupação média ( $\psi$ ) encontrada para as espécies variou de 0,33-0,75. A detectabilidade média ( $p$ ) variou de 0,29-0,71, sendo menor que um para todas as espécies. A cobertura vegetal (NDVI em um buffer de 100 m) foi importante para prever a detectabilidade de quatro das cinco espécies estudadas. Esta também foi

uma importante variável preditiva da probabilidade de ocupação, que apresentou uma relação positiva com o NDVI para três espécies. As variáveis de composição de habitat apresentaram um fraco efeito sobre as probabilidades de ocupação das espécies. O NDVI é uma medida indireta da produção primária e locais com altos valores de NDVI devem ter mais recursos disponíveis para as aves. Logo, em uma escala local, o efeito da qualidade do habitat sobre a probabilidade de ocupação de aves florestais endêmicas do Cerrado pode ser mais importante do que a quantidade de habitat disponível.

Palavras-chave: modelos de ocupação, single-season, single species, aves florestais, Cerrado

## **Abstract**

Little is known about effects of habitat loss and fragmentation on birds' occupancy patterns in the Cerrado. This biome is one of the largest tropical savannas in the world composed of a mosaic of vegetation physiognomies including forests. Its landscape structure may affect both richness and occupancy probability of forest birds. Here we used a single-season occupancy model to estimate the occupancy and detection probability of five endemic forest bird species. We evaluated hypotheses related to forest cover (NDVI – Normalized Difference Vegetation Index, and NDVI Standard Deviation) and to the landscape composition (amount of forest, native and non-native surrounding vegetation). We conducted 589 point counts surveys at a total of 310 points in 59 sites within gallery forests during September to December from 2011 to 2013. Model-averaged occupancy estimates ( $\psi$ ) ranged from 0.33 to 0.75, and detection probability ( $p$ ) was less than one (0.29-0.71) for all species. Forest cover (NDVI in a 100-m buffer) was an important predictor variable and occupancy probability increased with NDVI values for three bird species. Landscape composition variables had a weak effect on occupancy probabilities. NDVI is an indirect measure of primary production and sites with higher NDVI values might have more resources available to birds. Considering this, in a local scale, the effect of habitat quality on birds' occupancy may be more important than the amount of available habitat.

Keywords: occupancy modeling, single-season, single species, forest birds, Cerrado

## **Introdução**

Uma questão central em ecologia é identificar variáveis do habitat que afetam as espécies e com isso muitos ecólogos buscam desenvolver modelos que possam ser úteis para prever a ocupação de uma espécie em relação as características de seu habitat (MacKenzie et al. 2006). Neste contexto, muitos estudos de ocupação têm focado na conservação dos habitats e na degradação resultante da ação antrópica (MacKenzie et al. 2006). Os efeitos do aumento da fragmentação e da perda de habitat na perda da diversidade terrestre tem motivado estudos sobre a resposta das espécies em relação às mudanças na quantidade e na configuração de habitats disponíveis (Fahrig 2003, Smith et al. 2011).

Sob o ponto de vista da teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur and Wilson 1967), muitos estudos sobre fragmentação tem indicado que ambos, área e isolamento do habitat possuem um impacto significativo sobre a riqueza, abundância e presença das espécies que habitam manchas de habitat nativo (Mazerolle and Villard 1999, Watling and Donnelly 2006). Entretanto, esta relação não é sempre consistente e tem se observado que o tamanho da área e o isolamento das manchas de habitat possuem pouco ou nenhum efeito sobre a ocupação das manchas em ambientes fragmentados (Debinski and Holt 2000, Prugh et al. 2008). Uma explicação possível para este padrão é que as manchas remanescentes de vegetação em ambientes terrestres fragmentados não são ilhas inseridas em um habitat inóspito e homogêneo (Haila 2002). Franklin and Lindenmayer (2009) ressaltaram que no modelo clássico de mancha-matriz, manchas de habitat e a matriz são definidas a partir de uma perspectiva antrópica, mas elementos diferentes da biota possuem percepções distintas da mesma paisagem.

Há um aumento crescente de evidências de que populações e comunidades são afetados pela matriz de habitat em paisagens fragmentadas (Stouffer and Bierregaard 1995, Ricketts 2001, Ruiz-Gutiérrez et al. 2010). De fato, a matriz que rodeia as manchas de habitat remanescente pode influenciar fortemente a ocorrência e a dinâmica espacial das espécies (Driscoll et al. 2013). Prugh et al. (2008), em seu estudo utilizando vários grupos taxonômicos e ecossistemas ao redor do planeta, mostrou que o tipo de matriz era o fator que mais afeta a sensibilidade das espécies à área e isolamento das manchas. Portanto, eles verificaram que a área e o isolamento da área são fatores importantes para a ocupação das espécies, mas não podem ser separados do efeito da matriz. Estes resultados têm sido apoiados por estudos empíricos em ecossistemas tropicais, onde a qualidade da matriz possui um efeito forte sobre a dinâmica de ocupação e a persistência das aves em manchas florestais (Antongiovanni and Metzger 2005, Kennedy et al. 2011). Além disso, em paisagens heterogêneas algumas espécies são capazes de ocupar, colonizar e persistir em ambos, matriz e habitats florestais, resultando em uma dinâmica de uso de habitats florestais e não florestais (Ruiz-Gutiérrez et al. 2010). Entretanto, estudos de ocupação na região tropical tem sido conduzidos em áreas florestais remanescentes inseridos em uma paisagem perturbada muito diferentes das florestas contínuas que as originaram. Pouco se sabe sobre a probabilidade de ocupação em habitats florestais inseridos em habitats naturalmente heterogêneos como o Cerrado.

O Cerrado é uma das maiores savanas tropicais do mundo e a segunda maior formação vegetal da América do Sul (Ratter et al. 1997). O bioma é considerado um *hotspot* de biodiversidade e um dos ecossistemas terrestres mais ameaçados do planeta (Myers et al. 2000), com alta riqueza de espécies, especialmente plantas vasculares (~ 10.000) e animais vertebrados (~1.260) (Myers et al. 2000, Ratter et al.

2003). O Cerrado é um mosaico de formações vegetais composto por campos (*campo limpo*, *campo sujo* e *campo rupestre*), savanas (*cerrado sensu stricto*, *parque cerrado*, *vereda* e *palmeiral*) e florestas (matas de galeria, mata seca e *cerradão*) (Eiten 1972, Ribeiro and Walter 1998). Mais de 50% de sua área original foi rapidamente convertida nos últimos 45 anos, principalmente pela agricultura e pastagens cultivadas com gramíneas africanas (Machado et al. 2004, Klink and Machado 2005). Em 2005, reportou-se que apenas 2,2% do Cerrado estava legalmente protegido e as áreas remanescentes convertidas em paisagens fragmentadas compostas por ilhas de vegetação nativa inseridas na matriz agrícola e áreas urbanas (Klink and Machado 2005).

Embora apenas 10% do bioma Cerrado seja composto por florestas, dentre elas as matas de galeria, cerca de 72% das espécies de aves são total ou parcialmente dependentes dessa formação vegetal (Silva 1995). De maneira geral, em paisagens naturais as matas de galeria são circundadas por formações vegetais abertas (e.g. *cerrado sensu stricto* e campos), com uma mudança abrupta na estrutura da vegetação nos limites das florestas (Ribeiro and Walter 1998). Em áreas fragmentadas a matriz nativa é geralmente convertida em pastos e áreas de cultivo. As florestas sofrem menos com a fragmentação, uma vez que são protegidas pelo Código Florestal Brasileiro e são consideradas Áreas de Proteção Permanente - APPs (Develey and Pongiluppi 2010). Entretanto, as áreas florestais podem sofrer impactos devido a contaminação da água por resíduos químicos, erosão e sedimentação, corte seletivo de madeira, pastejo, queimadas ou serem desmatadas em desrespeito as leis vigentes (Cabacinha and de Castro 2010).

A estrutura da paisagem pode ter um forte efeito sobre as aves de matas de galeria no Cerrado (Machado 2000). A riqueza de espécies de aves florestais, por

exemplo, pode ser positivamente correlacionada com a quantidade de vegetação savânica adjacente às matas de galeria e negativamente correlacionada com áreas urbanas (Machado 2000). Devido a configuração da vegetação do Cerrado, como um mosaico de formações distintas, muitas aves florestais utilizam fitofisionomias abertas adjacentes às matas de galeria para aumentar sua área de forrageamento (Bagno and Marinho-Filho 2001, Tubelis et al. 2004). Essa utilização de recursos disponíveis pelos organismos é chamada de suplementação de habitat (Dunning et al. 1992) e suspeitamos que este processo pode ser importante no processo de ocupação de aves florestais do Cerrado. A suplementação de habitat pode ser um mecanismo utilizado pelos organismos quando uma mancha é muito pequena para suportar a população apenas com os recursos da própria mancha (Dunning et al. 1992)(Dunning 1992). Embora estudos tem mostrado a importância da estrutura da paisagem para as aves florestais do Cerrado, estes efeitos na ocupação dessas aves nunca foram investigados.

Nosso objetivo foi avaliar o efeito de variáveis ambientais e de possíveis impactos causados pelo homem (pela fragmentação e conversão do habitat), sobre a probabilidade de ocupação e detecção de espécies de aves dependentes florestais, que ocorrem em matas de galeria do Cerrado. Estas probabilidades estimadas nos permitiram avaliar hipóteses relacionadas com a cobertura vegetal (NDVI – Índice de Vegetação por Diferença Normalizada – e Desvio-Padrão do NDVI) e composição da paisagem (quantidade de floresta e de vegetação nativa e exótica ao redor da floresta) em uma escala local (até 200m ao redor dos locais de amostragem). Mais especificamente, nós testamos a hipótese de que a probabilidade de detecção varia de acordo com a densidade da cobertura da vegetação. Esperamos uma diminuição na probabilidade de detecção das aves em resposta ao aumento nos valores de NDVI. Avaliamos a hipótese de que a probabilidade de ocupação diferem ao longo da

paisagem, dependendo da quantidade de floresta e da vegetação adjacente. Esperamos um efeito positivo da proporção de floresta e do cerrado (vegetação nativa) adjacente aos fragmentos e um efeito negativo da vegetação não-nativa (pastagens e plantações de soja) circundante na probabilidade de ocupação. Em relação aos efeitos da cobertura vegetal, testamos a hipótese de que a ocupação das aves deve estar associada com certos valores de NDVI e desvio-padrão do NDVI. Esperamos que a probabilidade de ocupação aumente com o aumento no NDVI e diminua com o aumento do desvio-padrão do NDVI. Os modelos que utilizamos para estimar as probabilidades de ocupação das aves endêmicas do Cerrado levam em consideração o efeito de falsas ausências através da incorporação da detectabilidade. Esta metodologia evita vieses na detecção, que podem levar a falsas inferências, e geram estimativas de ocupação mais precisas (MacKenzie et al. 2002).

## **Métodos**

### *Espécies estudadas*

Para este estudo selecionamos cinco espécies de aves dependentes florestais endêmicas do Cerrado, amplamente distribuídas pelo bioma. Para as quais tínhamos um tamanho amostral grande o suficiente para rodar a análise. Acreditamos que as espécies endêmicas, por serem restritas ao bioma, possam ser mais adequadas para compreender a relação da probabilidade de ocupação e detecção com variáveis da paisagem que são características do Cerrado. Além disso, podem ser o melhor grupo para compreender como os impactos causados pelo homem influenciam nos padrões de ocupação dentro do bioma.



*Antilophia galeata* (Pipridae) é uma ave de 20 g, dependente de floresta que defende pequenos territórios (0,60 - 0,96 ha) dentro de matas de galeria no bioma Cerrado (Marini and Cavalcanti 1992). É uma espécie amplamente distribuída, ocorrendo do Nordeste do Brasil (Maranhão e Piauí) ao Paraguai (Sick 1997). É muito diferente dos outros piprídeos em relação ao sistema de acasalamento (possivelmente monogâmico), a distribuição e o habitat (matas de galeria do Brasil Central) (Marini and Cavalcanti 1992). A espécie é altamente frugívora mas pode se alimentar de artrópodos (Marini 1992a). A reprodução ocorre entre julho e dezembro, durante a estação chuvosa na região do Cerrado (Marini 1992a, Marini 1992b).

*Herpsilochmus longirostris* (Thamnophilidae) possui cerca de 13,0 g (Marini et al. 1997b), é dependente de floresta e habita o estrato médio e o sub-bosque de matas semi-decíduas e de galeria, mas também habitats secundários. Ocorre entre o Piauí ao Paraná, no Brasil, e também na Bolívia (Straube et al. 1992, Sick 1997). É uma ave insetívora que pode seguir formigas de correição e procurar por artrópodos em folhas e galhos (Straube et al. 1992). Esta espécie provavelmente se reproduz entre setembro e dezembro, durante a estação chuvosa (Straube et al. 1992) mas também em abril ou maio (Marini et al. 1997a).

*Syndactyla dimidiata* (Furnariidae) possui de 29,4g, sendo, amplamente distribuída ao longo do bioma Cerrado (Cavalcanti and Marini 1993, Lopes and Gonzaga 2014). Esta ave dependente de floresta é insetívora e habita o sub-bosque e o estrato médio de matas de galeria e é considerada rara a localmente incomum (Ridgely and Tudor 1994, Silva 1995). Ocorre do Nordeste ao Sudeste do Brasil, assim como no nordeste do Paraguai (Sick 1997, Lopes and Gonzaga 2014). Embora o *status* de conservação seja pouco preocupante (BirdLife International 2014), há uma recomendação para inclusão no critério de Globalmente Vulnerável por vários

motivos, incluindo a pequena quantidade de espécimens em coleções ornitológicas e a escassez de registros na literatura (detalhes em Lopes and Gonzaga 2014).

*Hylocryptus rectirostris* (Furnariidae) é a maior espécie do gênero, com 48,5 g (Ridgely and Tudor 1994, Faria et al. 2007). É amplamente distribuída, ocorrendo do Paraguai e estado do Paraná até Goiás no Brasil central (Ridgely and Tudor 1994). Habita o sub-bosque de matas de galeria e o seu território é de 2,9ha (Faria et al. 2007). Nidifica em cavidades construídas em margens de rios bastante inclinadas e o período de reprodução vai de agosto a novembro (Faria et al. 2008). Faria et al. (2007) verificaram que, devido a grande afinidade com córregos dentro do seu território, a espécie utiliza apenas uma faixa estreita de 100 m ao redor dos corpos d'água. Esta espécie dependente de floresta (Silva 1995) é onívora mas se alimenta principalmente de artrópodos.

*Basileuterus leucophrys* (Parulidae) é uma espécie dependente de floresta que habita o sub-bosque de matas de galeria inundadas (Marini and Cavalcanti 1993). Esta espécie é a maior dentre os congêneres, pesando em média 17,5 g (Marini et al. 1997b, Sick 1997). Ocorre do Sudeste ao Centro-Oeste do Brasil, assim como na Bahia (Sick 1997). Constrói ninhos globulares no chão, assim como outros congêneres simpátricos, mas em locais mais úmidos da floresta (Marini and Cavalcanti 1994). A estação reprodutiva provavelmente dura de setembro a janeiro, durante a estação chuvosa da região (Marini and Cavalcanti 1994). Não encontramos informação sobre o tamanho de território, mas acreditamos que deve ser similar ao território (2,0 ha) de *B. flaveolus*, seu congêneres simpátrico (Duca and Marini 2005). *Basileuterus flaveolus* é menor do que *B. leucophrys* a também habita o sub-bosque, entretanto de matas de galeria mais secas (Marini and Cavalcanti 1993).

### *Área de estudo*

O bioma Cerrado estende-se entre 5°-20°S e 45°-60°W com a maior porção no Brasil central. O clima na região é altamente sazonal (Aw, Köeppen climatic classification) com a precipitação anual (~1.500 mm) concentrada durante a estação chuvosa (de outubro a abril) e a estação seca ocorrendo nos meses mais frios do ano (Silva et al. 2008). A temperatura média anual varia de 20° a 26° C (Nimer 1979).

Realizamos os levantamentos de campo dentro de matas de galeria em vários estados da região central do bioma Cerrado (Figura 1). Estas matas de galeria consistem em faixas estreitas ao longo de córregos no Brasil central (Figura 2). As árvores de matas de galeria tem altura que varia entre 15-30 m e a cobertura da copa varia entre 70 e 95%. O sub-bosque é composto de árvores e arbustos jovens, com densa vegetação rasteira. Em geral, matas de galeria são circundadas por habitats de vegetação aberta (e.g. cerrado *sensu stricto* e campos), com uma mudança abrupta de vegetação nos limites da floresta (Ribeiro and Walter 1998). Estas florestas geralmente possuem até 200 m de largura e em áreas perturbadas a vegetação nativa adjacente (matriz) é geralmente convertida em pasto ou área cultivada.

### *Coleta de dados*

Amostramos 59 fragmentos de mata de galeria em diferentes áreas distribuídas por cinco Estados brasileiros localizados no Cerrado. Em cada fragmento realizamos 3 a 5 censos pontuais distantes pelo menos 200 m entre si (Figura 2). As amostragens por ponto consistiram de registrar todas as aves vistas e ouvidas durante um intervalo de 10 min em um raio de 50 m. Todas as contagens foram realizadas entre 5:30 h e 10:30 h em dias com clima favorável (dias ensolarados e sem vento). Cada ponto foi visitado um, dois ou três dias consecutivos durante os meses de setembro a dezembro de 2011 a 2013. Este período do ano coincide com a estação reprodutiva da maioria

das espécies do Brasil central, o que aumenta a probabilidade de que as aves estivessem presentes nos territórios reprodutivos e, portanto, reduz a variabilidade nas estimativas de ocupação e aumenta a detectabilidade. A amostragem repetida em cada ponto nos permitiu fazer previsões sobre a probabilidade de detecção.

### *Variáveis*

#### *NDVI e desvio-padrão do NDVI*

O NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada) é um índice de cobertura vegetal gerado por sensoriamento remoto, relacionado com a produtividade e tem crescentes aplicações na ecologia (Pettorelli et al. 2011). Este índice pode prover informação sobre a distribuição e dinâmica da vegetação que permitem a avaliação das relações entre as populações animais e a variabilidade ambiental (Pettorelli et al. 2011). Também pode ser um preditor de riqueza, distribuição, abundância e padrões de migração e história de vida de aves (Pettorelli et al. 2005, Pettorelli et al. 2011). Utilizamos o NDVI como *proxy* para densidade de árvores e cobertura de dossel (Goetz et al. 2010). Portanto, florestas mais densas teriam maiores valores de NDVI que correspondem as grandes atividades fotossintéticas (Tucker et al. 1985).

A radiação próxima do infravermelho (NIR) e o Vermelho são a quantidade de infravermelho (0,7-1,1  $\mu\text{m}$ ) e luz vermelha (0,6-0,7  $\mu\text{m}$ ), respectivamente, refletidas pela superfície. Folhas verdes absorvem a luz visível e refletem a radiação próxima do infravermelho, resultando em valores de NDVI positivos. O NDVI é uma normalização da relação entre a radiação próxima do infravermelho (NIR) e a reflectância do vermelho (red), designada para padronizar valores de VI entre -1 e 1. É expressa como:

$$\text{NDVI} = \frac{\rho_{\text{NIR}} - \rho_{\text{red}}}{\rho_{\text{NIR}} + \rho_{\text{red}}}$$

Obtivemos imagens LANDSAT 8 OLI/TIRS com resolução de 30 m para todos os locais amostrados. Obtivemos imagens livres de nuvens do período intermediário da estação reprodutiva, aproximadamente outubro de 2013. Calculamos valores médios de NDVI em *buffers* de 100 m (0,8 ha) ao redor de cada ponto amostrado. Adicionalmente, calculamos o desvio-padrão (SD) do NDVI utilizando a ferramenta *Zonal Statistics* no ArcMap 9.3. Escolhemos *buffers* de 100 m por ser aproximadamente o tamanho do menor tamanho de território das espécies focais e pelo menos 20% do tamanho de território de qualquer uma das espécies. Portanto, temos valores de NDVI que representam a cobertura vegetal.

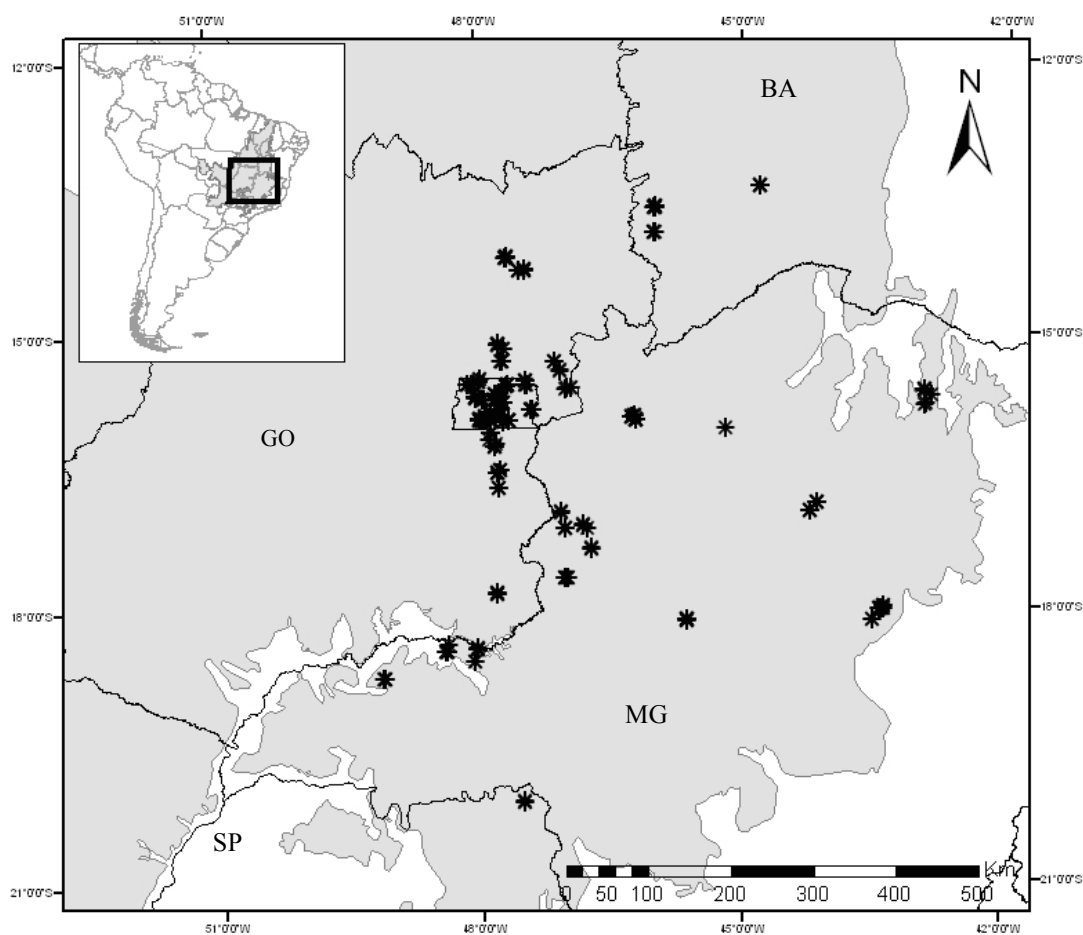


Figura 1. Locais amostrados em áreas de floresta na região do Cerrado entre 2011 e 2013. GO – Goiás; MG – Minas Gerais; SP – São Paulo; BA – Bahia. Distrito Federal (retângulo no centro do mapa) ( $15^{\circ} 49' - 16^{\circ} 05' S$ ;  $48^{\circ} 20' - 47^{\circ} 30' O$ ); \* - locais amostrados. Em cinza, bioma Cerrado retirado de IBGE (2004).



Figura 2. Fragmento de mata de galeria na Fazenda Água Limpa – Distrito Federal, onde foram realizados censo-por-ponto. Pontos cor-de-rosa 114, 115, 116, 117, 118 - locais onde foram realizados os censos. MG – mata de galeria; CE – cerrado sensu stricto; – pontos amostrados. Figura retirada e editada do software Google Earth 7.1.2.2041

#### *Variáveis de composição de habitat*

Para quantificar as classes de paisagem ao redor de cada ponto amostrado, conduzimos uma classificação utilizando imagens de satélite Landsat 8 de 2013 e 2014. O procedimento foi realizado em um *buffer* de 200 m ao redor de cada ponto amostrado. Utilizamos o algoritmo Isodata para realizar uma classificação não supervisionada, seguida por uma filtragem das imagens classificadas pelo método da “maioria”. As classes resultantes em cada área amostrada foram checadas individualmente e corrigidas quando erros foram detectados. Estas áreas, que estavam cobertas por nuvens nas imagens, foram também manualmente classificadas utilizando imagens de outras datas e confirmadas com base em imagens do GoogleEarth. Portanto, obtivemos as seguintes classes de habitat: (1) mata de galeria;

(2) matriz nativa (formações abertas); e (3) matriz não-nativa (pastos e áreas cultivadas). A classificação foi realizada utilizando o software ENVI 4.8. Após a classificação nós calculamos a proporção de vegetação nativa (floresta + matriz de vegetação nativa) e não-nativa dentro do *buffer* de 200 m. Este *buffer* inclui a floresta e a matriz de vegetação adjacente à mancha e representa a área em que as aves podem incluir em suas atividades de forrageamento.

#### *Análises estatísticas*

Para evitar multicolinearidade nós avaliamos se as variáveis contínuas eram correlacionadas baseados na correlação de Spearman. Como nenhuma das variáveis esteve altamente correlacionada (valores de  $r > 0,6$ ) nós construímos modelos incluindo todas as variáveis. A análise foi realizada utilizando o pacote *Hmisc* (Harrell Jr 2011) no programa R 3.1.1 (R Development Core Team 2014).

Utilizamos a modelagem de ocupação de estação única (single-season occupancy modeling) para estimar as probabilidades de ocupação ( $\psi_i$ ) e detectabilidade ( $p_{it}$ ) de cada espécie em todos os pontos amostrados. A ocupação é definida como a probabilidade de que uma espécie está presente no local  $i$  e a detectabilidade é a probabilidade condicional de que, dada a presença, uma espécie é detectada no local  $i$  no tempo  $t$  (Bailey et al. 2004). Ao incorporar a probabilidade de detecção nos modelos leva-se em consideração a detecção imperfeita e se reduz o viés na estimativa dos parâmetros (MacKenzie et al. 2006). Nossa amostragem repetida nos permitiu estimar a probabilidade de detecção e foi possível distinguir entre ausências verdadeiras e não detecção. A presença ( $p_{it} = 1$ ) indica que ao menos um indivíduo foi detectado no local  $i$  em qualquer das amostragens  $t$  durante os censos por ponto. A ausência ( $p_{it} = 0$ ) pode indicar duas possibilidades: a) a espécie está realmente ausente no local  $i$  e amostragem  $t$ , ou b) a espécie está presente no local  $i$

mas não foi detectada em qualquer dos censos  $t$ . O método assume que (1) no período de um determinado ano a população é fechada ao longo do período de amostragem, que significa que não há colonização e extinção ocorrendo durante os três dias de censo (Mackenzie et al. 2006); (2) a probabilidade de detectar a espécie em um ponto é independente da probabilidade de detectar a espécie em todos os outros pontos; e (3) as espécies não são erroneamente detectadas.

Construímos modelos que permitiram que a detectabilidade e a probabilidade de ocupação variassem com os valores de NDVI e seu desvio-padrão (SD), proporção de floresta + matriz de vegetação nativa (ForCerr200) e proporção de vegetação não-nativa na matriz (NonNat200). Utilizamos a estratégia sugerida por Doherty et al. (2010) para construir todas as combinações possíveis de modelos aditivos. Entretanto, modelos que permitissem a detectabilidade variar com SD e proporção de habitat não foram incluídos nas análises porque não fazem sentido biológico, reduzindo todos os modelos possíveis para um conjunto de 32 modelos. Utilizamos o Critério de Informação de Akaike (AIC) com correção para pequenas amostras (AICc) para ordenar os modelos, calculamos os respectivos pesos dos modelos (AICw) e a média ponderada dos parâmetros (ocupação e detectabilidade) dentre o conjunto equilibrado de modelos (Burnham and Anderson 2002, Doherty et al. 2010). Calculamos os pesos cumulativos de AICc das variáveis para selecionar as mais importantes e explicar a variação na probabilidade de ocupação e detectabilidade. Consideramos importantes as variáveis com valores de AICw acima de 0,5 (Barbieri and Berger 2004). A análise de modelagem de ocupação foi realizada no programa MARK (White and Burnham 1999).



## Resultados

Realizamos 589 amostragens em um total de 310 pontos nos 59 fragmentos de mata de galeria. A média do NDVI dos pontos amostrados foi 0,41 (SE  $\pm$  0,004), do desvio-padrão do NDVI foi 0,05 (SE  $\pm$  0,001), a proporção de vegetação nativa (floresta + cerrado) no *buffer* de 200 m foi 84,37% (SE  $\pm$  1,25%).

Nós detectamos *Antilophia galeata* em 187 pontos, *Herpsilochmus longirostris* em 97 pontos, *Syndactyla dimidiata* em 64 pontos, *Basileuterus leucophrys* em 58 pontos e *Hylocryptus rectirostris* em 34 pontos. A probabilidade de ocupação média das espécies variou de 0,34 a 0,74 e a probabilidade de detecção média variou entre 0,28 e 0,71, dentre conjunto de modelos considerados (Tabela 1). A probabilidade de detecção da *A. galeata*, *H. longirostris*, *S. dimidiata* e *H. rectirostris* obteve maior suporte quando os modelos incluíram o efeito do NDVI. Esta variável foi incluída nos melhores modelos destas quatro espécies e com importância alta para a maior parte delas (Tabela 2). De acordo com as predições, o NDVI teve um forte efeito negativo na probabilidade de detecção da *A. galeata*, *H. longirostris* e *S. dimidiata* (Tabela 3). Para *H. rectirostris* o aumento nos valores de NDVI teve um efeito positivo na probabilidade de detecção (Tabela 3). NDVI não foi uma variável importante na probabilidade de detecção de *B. leucophrys*, que apresentou importância menor que 0,5 (Tabela 2).

Tabela 1. Estimativas médias das probabilidades de ocupação ( $\psi$ ) e detecção ( $p$ ) ( $\pm$  EP) para cinco espécies de aves endêmicas florestais do Cerrado entre 2011-2013.

<b>Espécies</b>	<b>Ocupação (<math>\psi \pm</math> EP)</b>	<b>Deteção (<math>p \pm</math> EP)</b>
<i>Antilophia galeata</i>	0,74 $\pm$ 0,06	0,64 $\pm$ 0,04
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	0,45 $\pm$ 0,05	0,53 $\pm$ 0,05
<i>Syndactyla dimidiata</i>	0,46 $\pm$ 0,09	0,40 $\pm$ 0,06
<i>Hylocryptus rectirostris</i>	0,34 $\pm$ 0,31	0,28 $\pm$ 0,16
<i>Basileuterus leucophrys</i>	0,50 $\pm$ 0,04	0,71 $\pm$ 0,06

NDVI foi uma variável importante para a probabilidade de ocupação de *A. galeata*, *S. dimidiata* e *H. rectirostris* (Tabela 2). Encontramos um forte efeito positivo do NDVI na probabilidade de ocupação destas espécies, mas todas com grandes intervalos de confiança (Tabela 3). Para as outras duas espécies o NDVI não foi uma variável importante, tendo importância menor do que 0,5. (Tabela 2), indicando que elas estiveram presentes nos modelos com menor suporte e que contribuíram pouco para explicar a probabilidade de ocupação.

O desvio-padrão do NDVI (SD) foi incluído nos melhores modelos apenas para *H. rectirostris* (AICc cumulative weight = 0,70). Verificamos que a relação entre probabilidade de ocupação e os valores de SD é positiva para esta espécie, mas, novamente com grande intervalo de confiança (Tabela 3). Para as outras quatro espécies endêmicas o SD não foi uma variável importante, tendo importância menor do que 0,5.

A probabilidade de ocupação variou com a proporção de vegetação nativa dentro do *buffer* de 200 m (ForCerr200) para *S. dimidiata* e *B. leucophrys* (Tabela 2). A probabilidade de ocupação de *S. dimidiata* aumentou com o a proporção de vegetação nativa, no entanto o coeficiente beta apresentou um valor próximo de zero (Tabela 3). Não pudemos estimar corretamente o coeficiente para *B. Leucophrys*, uma

vez que os coeficientes e os intervalos de confiança apresentaram valores muito semelhantes para as duas estimativas. Para as outras três espécies esta variável não foi importante.

A proporção de vegetação não-nativa dentro do *buffer* de 200 m (NonNat200) foi importante para três espécies (Tabela 2). Como esperado, a probabilidade de ocupação de *S. dimidiata* diminuiu com o aumento da quantidade de vegetação não-nativa (Tabela 3). Para *H. rectirostris* o intervalo de confiança do coeficiente se sobrepôs com o zero e para *B. leucophrys* não foi possível estimar corretamente o intervalo de confiança do coeficiente (Tabela 3). Para as outras duas espécies o NonNat200 não foi importante para explicar a probabilidade de ocupação.

Tabela 2. Pesos cumulativos de AICc das variáveis utilizadas para a estimativa das probabilidades de ocupação ( $\psi$ ) e detecção ( $p$ ) das cinco espécies de aves endêmicas do cerrado estudadas entre 2011-2013. pNDVI - NDVI utilizado para estimativa de detecção; NDVI - NDVI para estimativa da ocupação, quantidade de vegetação nativa em um buffer de 200 m (ForCerr200) e quantidade de vegetação alterada em um buffer de 200 m (NonNat200) para os cinco endêmicos estudados entre 2011 - 2013.

Espécies	p			$\psi$	
	pNDVI	NDVI	SD	ForCerr200	NonNat200
<i>Antilophia galeata</i>	0,76	0,59	0,44	0,40	0,38
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	0,90	0,30	0,30	0,28	0,32
<i>Syndactyla dimidiata</i>	0,60	0,60	0,34	0,54	0,47
<i>Hylocryptus rectirostris</i>	0,67	0,52	0,70	0,42	0,46
<i>Basileuterus leucophrys</i>	0,36	0,31	0,23	0,64	0,62

Tabela 3. Estimativas dos coeficientes  $\beta$  dos melhores modelos, pNDVI (NDVI para estimativa da detecção), NDVI (NDVI para estimativa da ocupação), quantidade de vegetação nativa em um buffer de 200 m (ForCerr200) e quantidade de vegetação não-nativa em um buffer de 200 m (NonNat200) ( $\pm 1$  EP) para os cinco endêmicos estudados entre 2011 e 2013.

<b>Espécies</b>	<b><math>\beta</math></b>	<b>EP</b>	<b>Intervalo de Confiança (95%)</b>	
<b><i>Antilophia galeata</i></b>				
pNDVI	-10,52	3,36	-17,12	-3,93
NDVI	9,03	4,57	0,07	18,00
<b><i>Herpsilochmus longirostris</i></b>				
pNDVI	-9,13	3,46	-15,92	-2,35
<b><i>Syndactyla dimidiata</i></b>				
pNDVI	-13,21	4,90	-22,82	-3,60
NDVI	15,49	6,03	3,67	27,31
ForCerr200	0,03	0,01	0,01	0,06
NonNat200	-0,03	0,01	-0,05	0,00
<b><i>Hylocryptus rectirostris</i></b>				
pNDVI	14,43	1,43	6,15	22,54
NDVI	17,64	6,42	5,05	30,23
SD	30,29	10,87	8,98	51,59
NonNat200	0,11	0,07	-0,03	0,24
<b><i>Basileuterus leucophrys</i></b>				
ForCerr200	-24,62	0,02	-24,65	-24,59
NonNat200	-24,60	0,02	-24,64	-24,57

## Discussão

### *Detectabilidade*

Todas as espécies estudadas tiveram a probabilidade de detecção menor do que um, indicando que os coeficientes estariam enviesados se não tivéssemos levado em conta a probabilidade de detecção nos modelos. Nossos resultados estão de acordo

com outros estudos sobre aves florestais que também estimaram valores menores do que um para as probabilidades de detecção (De Wan et al. 2009, Ruiz-Gutiérrez et al. 2010, Kennedy et al. 2011). Portanto, recomendamos a inclusão do coeficiente de detectabilidade em estudos futuros no Cerrado para evitar vieses nas estimativas de ocupação de aves do florestais do Cerrado. Com exceção de *Basileuterus leucophrys*, o NDVI foi um bom preditor da detectabilidade das espécies. A probabilidade de detecção variou entre as espécies e foi fortemente influenciada pela cobertura vegetal (NDVI) nos pontos amostrados. Como esperado, a detectabilidade de *Antilophia galeata*, *Herpsilochmus longirostris* e *Syndactyla dimidiata* diminuiu com o aumento nos valores de NDVI, indicando que em locais com cobertura vegetal densa é mais difícil detectar as aves. Para melhorar a detectabilidade para estas espécies, sugerimos o uso de metodologias complementares, como o *playback*. O *playback* é uma técnica eficiente para a detecção de aves, especialmente para aves territoriais e não migratórias (Boscolo et al. 2006).

Ao contrário das nossas previsões, verificamos um efeito positivo do NDVI na probabilidade de detecção de *Hylocryptus rectirostris*. Uma possível explicação é que a abundância de indivíduos pode ser maior em locais com maior produtividade, facilitando a detecção destas aves. Outra explicação está relacionada com o comportamento de forrageamento destas aves. Locais com dossel mais denso podem conter locais mais adequados para as atividades de forrageamento de *H. rectirostris*. Estas aves são facilmente detectadas quando estão forrageando no solo (observação pessoal) e aparentemente elas possuem uma forte associação com a quantidade de serrapilheira nos locais de forrageamento (Faria et al. 2007). A estrutura da floresta pode influenciar a produção de serrapilheira, portanto é razoável esperar que locais com um dossel mais denso possuam maior quantidade de serapilheira.

### *Probabilidade de ocupação*

A probabilidade de ocupação é definida como a proporção de manchas ou unidades amostrais ocupadas pela espécie (MacKenzie et al. 2006). Neste sentido, verificamos que nos locais amostrados a probabilidade de ocupação foi de 0,5 ou menor para grande parte das espécies endêmicas estudadas. Isto pode indicar que aves endêmicas ocupam porções específicas do habitat disponível. Uma explicação possível para a baixa ocupação é que recursos importantes para as espécies não possuem uma distribuição uniforme ao longo das matas de galeria e, portanto, as espécies não ocupam todos os habitats potencialmente disponíveis. Aparentemente, na região do Cerrado as aves endêmicas dependentes de florestas são parcialmente dependentes de manchas de matas alagadas (Marini 2001). Por exemplo, *H. rectirostris* parece construir seus ninhos nas proximidades de rios dentro das matas de galeria e o *B. leucophrys* nidifica e forrageia apenas em manchas alagadas dentro das matas de galeria (Marini and Cavalcanti 1993, Faria et al. 2008). Além disso, *S. dimidiata* parece preferir manchas de matas de galeria que são inundadas pelo menos sazonalmente (Lopes and Gonzaga 2014). Portanto, a baixa probabilidade de ocupação encontrada no nosso estudo pode ser explicada pela disponibilidade de manchas de matas alagadas ao longo da paisagem. A única espécie que verificamos ter uma alta probabilidade de ocupação, *A. galeata*, não parece ser dependente de manchas de matas alagadas (Marini 2001).

Como esperado a estrutura do dossel em escala local (*buffer* de 100 m) é uma variável importante para explicar a probabilidade de ocupação de aves florestais endêmicas na nossa área de estudo. O NDVI esteve presente em todos os modelos com maior suporte de três espécies e teve uma relação positiva com a probabilidade de ocupação, indicando que a probabilidade de ocupação é maior em locais com

dossel mais denso. Ao contrário de nossas previsões SD teve um efeito negativo na probabilidade de ocupação de *S. dimidiata*. Portanto, para esta espécie a ocupação é maior em locais com dossel mais denso mas com uma distribuição heterogênea da biomassa. O NDVI é uma métrica amplamente utilizada na modelagem de habitat (Gottschalk et al. 2005). Tem se demonstrado que as medidas derivadas do NDVI são eficazes para prever a distribuição, preferência de habitat, riqueza e abundância das espécies em diferentes escalas e grupos taxonômicos (Seto et al. 2004, Bino et al. 2008, St-Louis et al. 2009). Entretanto, para parâmetros (riqueza e abundância) da comunidade de aves de um sistema ripário, o poder preditivo dos modelos que incluem o NDVI é relativamente baixo (Mcfarland et al. 2012). Por outro lado, o NDVI pode ser eficaz para prever a preferência de habitat de espécies individuais em sistemas ripários. Consideramos que o NDVI é um bom preditor da probabilidade de detecção e ocupação de espécies de aves florestais endêmicas do Cerrado. Por isso, recomendamos o uso dessa variável em estudos que busquem entender a relação da probabilidade de ocupação com a cobertura vegetal e produtividade primária.

#### *Proporção de vegetação nativa*

A quantidade de floresta necessária para a área de vida das aves é uma das principais variáveis utilizadas para verificar impactos de fragmentação (Fahrig 2003, Fletcher and Hutto 2008, Smith et al. 2011). Espera-se um forte efeito positivo da quantidade de habitat na ocorrência de aves (Smith et al. 2011). No entanto, não encontramos esta relação para nenhuma das espécies estudadas. A proporção de vegetação nativa (ForCerr200) foi uma variável importante apenas para *S. dimidiata* e *B. leucophrys*. Destas, não pudemos estimar adequadamente o coeficiente beta para *B. leucophrys*. Portanto, não fomos capazes de encontrar uma relação clara entre a

quantidade de vegetação nativa e a ocupação da espécie. A probabilidade de ocupação de *S. dimidiata* foi positivamente relacionada com ForCerr200, entretanto o coeficiente beta esteve próximo de zero, indicando apenas um pequeno aumento na ocupação com o aumento na quantidade de habitat nativo.

Os locais amostrados tiveram uma quantidade relativamente grande de vegetação nativa indicando pouca perda de habitat (ForCerr200 média = 84%). Mesmo com este aparente pequeno impacto nos nossos locais de estudo, *S. dimidiata* parece ser sensível à conversão de habitat, mostrando uma variação na probabilidade de ocupação. Em uma escala local, próxima do tamanho do território da espécie, a quantidade de vegetação nativa pode influenciar as chances das aves de encontrarem locais adequados para forrageamento e reprodução (Boscolo and Metzger 2009). Observamos que nos locais amostrados com algum grau de conversão de habitat, a matriz de cerrado ao redor das manchas de floresta era a vegetação mais suprimida. As formações savânicas adjacentes possuem um papel importante no provimento de áreas adicionais de forrageamento para aves florestais do Cerrado, especialmente onívoras, mas também insetívoras e frugívoras (Tubelis et al. 2004). Aves podem incluir estas formações em sua área de vida e sair até 150 m das matas de galeria para forragear nas savanas adjacentes (Bagno and Marinho-Filho 2001, Tubelis et al. 2004). Acreditamos que as savanas adjacentes podem ser utilizadas pelo *S. dimidiata* para estender sua área de forrageamento, mas isso não tem um efeito forte na probabilidade de ocupação.

#### *Proporção de vegetação não-nativa*

A vegetação não-nativa (NonNat200) poderia afetar a probabilidade de ocupação de aves florestais através do decréscimo de sua área de suplementação. A



quantidade de vegetação não-nativa foi uma variável importante para três das cinco espécies, embora com uma fraca relação para duas delas. Entretanto, não pudemos estimar adequadamente o coeficiente beta para uma delas. Sabe-se que muitas aves florestais no Cerrado expandem suas áreas de forrageamento em direção às savanas adjacentes, incluindo duas das espécies estudadas – *A. galeata* e *H. rectirostris* (Bagno and Marinho-Filho 2001, Tubelis et al. 2004). A suplementação de paisagem pode compensar os efeitos negativos de possuir seus territórios em um habitat florestal estreito e linear (Tubelis et al. 2004). Mencionamos acima que a perda de habitat foi aparentemente pequena nos locais estudados por nós. Como sugerido por Tubelis et al. (2004), a suplementação de paisagem por aves florestais nas savanas adjacentes é inversamente proporcional à largura das matas de galeria habitadas por elas. Portanto, uma quantidade relativamente alta de vegetação nativa pode ser suficiente para a manutenção das atividades de reprodução e forrageamento das aves. Acreditamos que em locais com menor quantidade de vegetação nativa os efeitos da matriz não-nativa podem ser mais evidentes. Especulamos que se as manchas de floresta são de alta qualidade, oferecendo recursos suficientes para as aves (locais de forrageamento e reprodução), o efeito da matriz perturbada não deveria ser acentuado. Embora, como não medimos variáveis de microhabitat e disponibilidade de artrópodos, não somos capazes de testar esta hipótese. Uma outra possibilidade é que como as aves florestais no Cerrado evoluíram em uma paisagem naturalmente heterogênea composta principalmente por áreas abertas, elas podem ser tolerantes a algum grau de conversão de habitat. Entretanto, estudos realizados em florestas tropicais tem demonstrado que o tipo e a qualidade da matriz afetam a ocorrência, colonização e extinção de aves em manchas de florestas (Boscolo and Metzger 2009, Ruiz-Gutiérrez et al. 2010, Kennedy et al. 2011). Em relação a isso, acreditamos que

estudos futuros no Cerrado devam investigar estes aspectos da matriz para compreender seus efeitos distintos na ocupação de aves dependentes de florestas.

Observamos que nos locais estudados a cobertura vegetal (NDVI) dentro dos territórios das aves pode ser mais importante do que a proporção de vegetação em áreas adjacentes, que poderiam ser utilizadas pelas espécies como áreas suplementares de forrageamento. O NDVI é uma medida indireta de produtividade primária e locais com altos valores de NDVI podem possuir maior disponibilidade de alimento do que locais com menores valores de NDVI. Portanto, em escala local, o efeito da qualidade do habitat preferencial na ocupação das aves pode ser maior do que a quantidade de habitat. Isto pode ser especialmente importante para espécies com necessidades muito específicas relativas aos seus locais de forrageamento e reprodução, como *H. rectirostris* e *B. leucophrys*. No entanto, é possível que em locais com baixa qualidade de habitat (menor cobertura vegetal e produção primária mais baixa) a quantidade de habitat possa ter um efeito importante na probabilidade de ocupação, já que nestas condições as aves provavelmente procurariam por recursos adicionais em áreas adjacentes.

Embora tenhamos encontrado que o NDVI (cobertura vegetal) parece ser a variável mais importante para a probabilidade de ocupação de aves dependentes de florestas, outros estudos no Cerrado tem indicado que aves florestais também são afetadas pelos aspectos das savanas adjacentes (Machado 2000, Tubelis et al. 2004). Por exemplo, em um estudo realizado em matas de galeria do Cerrado, Machado (2000) concluíram que a matriz adjacente afeta a riqueza e a composição de comunidades de aves dependentes de florestas. Muitos estudos têm ressaltado a importância do contexto da paisagem na riqueza, abundância e ocorrência de aves ripárias (Saab 1999, Martin et al. 2006, Lee and Carroll 2014). Em uma escala maior

do que o tamanho do território a matriz pode afetar a ocorrência regulando processos extra territoriais, como a dispersão (Cerezo et al. 2010). Logo, consideramos que investigações futuras com aves em matas de galeria, devam avaliar o efeito de variáveis ambientais na escala da paisagem sobre a probabilidade de ocupação das espécies.

## **Referências Bibliográficas**

- Antongiovanni, M., and J. P. Metzger. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* **122**:441-451.
- Bagno, M. A., and J. Marinho-Filho. 2001. A avifauna do Distrito Federal: uso de ambientes abertos e florestais e ameaças. Pages 495-528 *in* J. Ribeiro and C. Fonseca, editors. *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. EMBRAPA, Brasília.
- Bailey, L. L., T. R. Simons, and K. H. Pollock. 2004. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecological Applications* **14**:692-702.
- Barbieri, M. M., and J. O. Berger. 2004. Optimal Predictive Model Selection. *The Annals of Statistics* **32**:870-897.
- Bino, G., N. Levin, S. Darawshi, N. Van Der Hal, A. Reich - Solomon, and S. Kark. 2008. Accurate prediction of bird species richness patterns in an urban environment using Landsat - derived NDVI and spectral unmixing. *International Journal of Remote Sensing* **29**:3675-3700.
- Boscolo, D., and J. Metzger. 2009. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecology* **24**:907-918.
- Boscolo, D., J. P. Metzger, and J. M. Vielliard. 2006. Efficiency of playback for assessing the occurrence of five bird species in Brazilian Atlantic Forest fragments. *Anais da academia brasileira de ciências* **78**:629-644.

- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach.
- Cabacinha, C. D., and S. S. de Castro. 2010. Estrutura Diamétrica e Estado de Conservação de Fragmentos Florestais no Cerrado Brasileiro. *Floresta e Ambiente* **17**:51-62.
- Cavalcanti, R. B., and M. A. Marini. 1993. Body masses of birds of the cerrado region, Brazil. *Bulletin of the British Ornithologist's Club* **113**:209-212.
- Cerezo, A., S. Perelman, and C. S. Robbins. 2010. Landscape-level impact of tropical forest loss and fragmentation on bird occurrence in eastern Guatemala. *Ecological Modelling* **221**:512-526.
- De Wan, A. A., P. J. Sullivan, A. J. Lembo, C. R. Smith, J. C. Maerz, J. P. Lassoie, and M. E. Richmond. 2009. Using occupancy models of forest breeding birds to prioritize conservation planning. *Biological Conservation* **142**:982-991.
- Debinski, D. M., and R. D. Holt. 2000. A Survey and Overview of Habitat Fragmentation Experiments. *Conservation Biology* **14**:342-355.
- Develey, P. F., and T. Pongiluppi. 2010. Impactos potenciais na avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro. *Biota Neotropica* **10**:43-45.
- Doherty, P., G. White, and K. Burnham. 2010. Comparison of model building and selection strategies. *Journal of Ornithology* **152**:317-323.
- Driscoll, D. A., S. C. Banks, P. S. Barton, D. B. Lindenmayer, and A. L. Smith. 2013. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. *Trends in Ecology & Evolution* **28**:605-613.
- Duca, C., and M. Â. Marini. 2005. Territory size of the Flavescent Warbler, *Basileuterus flaveolus* (Passeriformes, Emberizidae), in a forest fragment in southeastern Brazil. *Lundiana, Belo Horizonte* **6**:29-33.
- Dunning, J. B., B. J. Danielson, and H. R. Pulliam. 1992. Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. *Oikos* **65**:169-175.
- Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review* **38**:201-341.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*:487-515.
- Faria, L., L. A. Carrara, and M. Rodrigues. 2007. Sistema territorial e forrageamento do fura-barreira *Hylocryptus rectirostris* (Aves: Furnariidae). *Revista Brasileira de Ornitologia* **15**:395-402.

- Faria, L. C., L. A. Carrara, and M. Rodrigues. 2008. Biologia reprodutiva do furacão-barreira *Hylocryptus rectirostris* (Aves: Furnariidae). *Revista Brasileira de Zoologia* **25**:172-181.
- Fletcher, R., Jr., and R. Hutto. 2008. Partitioning the multi-scale effects of human activity on the occurrence of riparian forest birds. *Landscape Ecology* **23**:727-739.
- Franklin, J. F., and D. B. Lindenmayer. 2009. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **106**:349-350.
- Goetz, S. J., D. Steinberg, M. G. Betts, R. T. Holmes, P. J. Doran, R. Dubayah, and M. Hofton. 2010. Lidar remote sensing variables predict breeding habitat of a Neotropical migrant bird. *Ecology* **91**:1569-1576.
- Gottschalk, T. K., F. Huettmann, and M. Ehlers. 2005. Review article: Thirty years of analysing and modelling avian habitat relationships using satellite imagery data: a review. *International Journal of Remote Sensing* **26**:2631-2656.
- Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* **12**:321-334.
- Harrell Jr, F. E. 2011. Hmisc: Harrell Miscellaneous. URL <http://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>. R package version:3.9-0.
- Kennedy, C. M., E. H. C. Grant, M. C. Neel, W. F. Fagan, and P. P. Marra. 2011. Landscape matrix mediates occupancy dynamics of Neotropical avian insectivores. *Ecological Applications* **21**:1837-1850.
- Klink, C. A., and R. B. Machado. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* **1**:147-155.
- Lee, M.-B., and J. P. Carroll. 2014. Relative importance of local and landscape variables on site occupancy by avian species in a pine forest, urban, and agriculture matrix. *Forest Ecology and Management* **320**:161-170.
- Lopes, L. E., and L. P. Gonzaga. 2014. Taxonomy, distribution, natural history and conservation of the Russet-mantled Foliage-gleaner *Syndactyla dimidiata* (Pelzeln, 1859)(Aves: Furnariidae). *Zootaxa* **3754**:435-449.
- MacArthur, R. H., and E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.
- Machado, R. B. 2000. *A fragmentação do Cerrado e efeitos sobre a avifauna na região de Brasília-DF*. Brasília: Universidade de Brasília.

- Machado, R. B., M. B. Ramos Neto, P. G. P. Pereira, E. F. Caldas, D. A. Gonçalves, N. S. Santos, K. Tabor, and M. Steininger. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Conservation International do Brasil, Brasília.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. Andrew Royle, and C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* **83**:2248-2255.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey, and J. E. Hines. 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Academic Press.
- Marini, M., M. Pereira, G. Oliveira, and C. Melo. 1997a. Novos registros de ninhos e ovos de três espécies de aves do Brasil Central. *Ararajuba* **5**:244-245.
- Marini, M. Â. 1992a. Foraging behavior and diet of the Helmeted Manakin. *Condor*:151-158.
- Marini, M. Â. 2001. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. *Bird Conservation International* **11**:13-25.
- Marini, M. Â. 1992b. Notes on the Breeding and Reproductive Biology of the Helmeted Manakin. *The Wilson Bulletin* **104**:168-173.
- Marini, M. A., and R. Cavalcanti. 1994. First description of the nest and eggs of the White-striped Warbler (*Basileuterus leucophrys*). *Ornitologia Neotropical* **5**:117-118.
- Marini, M. A., and R. B. Cavalcanti. 1993. Habitat and foraging substrate use of three *Basileuterus* warblers from central Brazil. *Ornitologia Neotropical* **4**:43-57.
- Marini, M. Â., and R. B. Cavalcanti. 1992. Mating system of the Helmeted Manakin (*Antilophia galeata*) in central Brazil. *The Auk*:911-913.
- Marini, M. A., J. Motta-Junior, L. A. Vasconcellos, and R. B. Cavalcanti. 1997b. Avian body masses from the cerrado region of central Brazil. *Ornitologia Neotropical* **8**:93-99.
- Martin, T. G., S. McIntyre, C. P. Catterall, and H. P. Possingham. 2006. Is landscape context important for riparian conservation? Birds in grassy woodland. *Biological Conservation* **127**:201-214.
- Mazerolle, M. J., and M. Villard. 1999. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: a review. *Ecoscience* **6**:117-124.

- Mcfarland, T., C. Van Riper III, and G. Johnson. 2012. Evaluation of NDVI to assess avian abundance and richness along the upper San Pedro River. *Journal of Arid Environments* **77**:45-53.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. Da Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:853-858.
- Pettorelli, N., S. Ryan, T. Mueller, N. Bunnefeld, B. a. Jedrzejewska, M. Lima, and K. Kausrud. 2011. The normalized difference vegetation index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research* **46**:15-27.
- Pettorelli, N., J. O. Vik, A. Mysterud, J.-M. Gaillard, C. J. Tucker, and N. C. Stenseth. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution* **20**:503-510.
- Prugh, L. R., K. E. Hodges, A. R. E. Sinclair, and J. S. Brashares. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **105**:20770-20775.
- R Development Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ratter, J. A., J. F. Ribeiro, and S. Bridgewater. 1997. The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity. *Annals of Botany* **80**:223-230.
- Ribeiro, J. F., and B. M. T. Walter. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. Pages 89-166 in S. Sano and S. d. Almeida, editors. *Cerrado: ambiente e flora*. EMBRAPA, Brasília.
- Ricketts, T. H. 2001. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *The American Naturalist* **158**:87-99.
- Ridgely, R. S., and G. Tudor. 1994. *The birds of South America. Volume II. The suboscine passerines*. University of Texas Press, Austin.
- Ruiz-Gutiérrez, V., E. F. Zipkin, and A. A. Dhondt. 2010. Occupancy dynamics in a tropical bird community: unexpectedly high forest use by birds classified as non-forest species. *Journal of Applied Ecology* **47**:621-630.
- Saab, V. 1999. Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: a hierarchical analysis. *Ecological Applications* **9**:135-151.
- Seto, K. C., E. Fleishman, J. P. Fay, and C. J. Betrus. 2004. Linking spatial patterns of bird and butterfly species richness with Landsat TM derived NDVI. *International Journal of Remote Sensing* **25**:4309-4324.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro.

- Silva, F. d., E. Assad, and B. Evangelista. 2008. Caracterização climática do bioma Cerrado. Pages 69-88 in S. Sano, S. Almeida, and J. Ribeiro, editors. Cerrado: ecologia e flora. EMBRAPA, Brasília.
- Silva, J. M. C. 1995. Birds of the cerrado region, South America. *Steenstrupia* **21**:69-92.
- Smith, A. C., L. Fahrig, and C. M. Francis. 2011. Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. *Ecography* **34**:103-113.
- St-Louis, V., A. M. Pidgeon, M. K. Clayton, B. A. Locke, D. Bash, and V. C. Radeloff. 2009. Satellite image texture and a vegetation index predict avian biodiversity in the Chihuahuan Desert of New Mexico. *Ecography* **32**:468-480.
- Stouffer, P. C., and R. O. Bierregaard. 1995. Use of Amazonian Forest Fragments by Understory Insectivorous Birds. *Ecology* **76**:2429-2445.
- Straube, F., M. Bornschein, and D. Teixeira. 1992. The nest of the large-billed antwren *Herpsilochmus longirostris*. *Bulletin of the British Ornithological Club* **112**:277-279.
- Tubelis, D. P., A. Cowling, and C. Donnelly. 2004. Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. *Biological Conservation* **118**:353-364.
- Tucker, C. J., C. L. Vanpraet, M. J. Sharman, and G. Van Ittersum. 1985. Satellite remote sensing of total herbaceous biomass production in the senegalese sahel: 1980–1984. *Remote Sensing of Environment* **17**:233-249.
- Watling, J. I., and M. A. Donnelly. 2006. Fragments as Islands: a Synthesis of Faunal Responses to Habitat Patchiness. *Conservation Biology* **20**:1016-1025.
- White, G. C., and K. P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* **46**:S120-S139.



## Capítulo 2 – Relação da abundância com a distribuição geográfica de espécies endêmicas florestais do Cerrado

### Resumo

Para a maior parte das espécies, dados sobre a abundância local são escassos por que isto requer mais esforço de campo do que dados de ocorrência. Diante disso, predições sobre padrões de abundancia permanecem elusivas para a maioria dos taxa. Padrões de abundância local, são reconhecidos dentro da área de distribuição das espécies. Para muitas espécies de aves, a densidade populacional tende a ser maior próxima ao centro de sua distribuição geográfica e menor em direção as suas periferias. Entretanto, poucos estudos têm analisado a relação entre abundância e adequabilidade de habitat, baseando-se em dados gerados por modelos preditivos da distribuição das espécies. O objetivo deste estudo foi caracterizar a relação entre a abundância de cada espécie com a sua distribuição geográfica, esperando-se encontrar uma relação negativa entre a abundância e a distância em relação ao centroide da distribuição. Além disso, testamos hipóteses relacionadas a variáveis locais (quantidade de habitat florestal e NDVI). Nossos resultados indicam que a quantidade de floresta, distância em relação ao centroide da distribuição e a adequabilidade do habitat foram variáveis significativas somente para *Basileuterus leucophrys*. Contrariamente ao esperado, abundância da espécie diminuiu com o aumento na quantidade de floresta e aumentou com a distância ao centroide da distribuição. Já em relação a adequabilidade ambiental a relação foi positiva, ou seja, a abundância aumentou em locais com maior adequabilidade ambiental.

Palavras-chave: abundância, padrão centro-periferia, adequabilidade ambiental, MAXENT, NDVI, aves florestais, Cerrado.

## **Abstract**

Local abundance patterns are recognized into species range (geographic distribution area). In order, to understand species abundance patterns is important to assess the relationship with climatic and habitat factors. Thus, it is possible identify suitable areas to species populations persistence. Here we used GLMs with Poisson distribution to assess hypotheses related to bird species abundance across the geographic distribution - centroid-periphery and habitat suitability, and to local variables - forest amount and forest cover (NDVI – Normalized Difference Vegetation Index) in a 1km buffer around survey points. We expected to find a negative relationship between species abundance and the distance to the distribution centroid and a positive relationship with forest amount and forest cover. We estimate a suitability index using program MAXENT, considering bioclimatic variables. We conducted point-counts (3-5) in 53 independent forest sites across the Cerrado central region and estimated abundance of three endemic bird species. The mean abundance was  $5.22 \pm 0.72$  to Helmeted Manakin,  $2.98 \pm 0.88$  to White-striped Warbler and  $4.62 \pm 0.71$  to Larged-billed Antwren. We found significant relationships with the variables considered just to White-striped Warbler. The model including distance to centroid, habitat suitability and forest amount explained 36% of the abundance variation. Contrary to our expectations, species abundance decreased with increasing forest amount and increased with distance to the distribution centroid. Regarding habitat suitability the relationship with species abundance was positive, abundance increased in more suitable sites. Thus, we found that at least for one bird species, abundance probably increase towards the periphery of the distribution in areas of suitable climatic conditions.

Keywords: abundance, centroid-periphery pattern, habitat suitability, MAXENT, NDVI, forest birds, Cerrado

## **Introdução**

Para a maior parte das espécies, dados sobre a abundância local são escassos e um dos motivos pode ser a dificuldade na coleta, uma vez que estes dados requerem maior esforço de campo do que dados de ocorrência. Além disso, são poucas as espécies que possuem dados de abundância de uma quantidade de localidades grande o suficiente, de maneira que possam ser utilizados para prever a distribuição das espécies. Diante disso, predições sobre padrões de abundância permanecem elusivas para a maioria dos taxa (Sagarin et al. 2006).

A distribuição das espécies pode ser prevista com a utilização informações básicas de presença e ausência e modelos de adequabilidade ambiental (Elith et al. 2006). Estes modelos têm apresentado grandes avanços nos últimos anos e são utilizados para responder diversas questões relacionadas a ecologia e conservação das espécies (Guisan and Thuiller 2005). Eles indicam áreas de habitats adequados e os valores destes habitats podem ser considerados como estimativas da probabilidade de ocorrência das espécies (Elith et al. 2011).

A abundância pode ser um indicativo da qualidade local prevista, podendo inclusive ser utilizada para avaliar a acurácia dos modelos preditivos (Lobo et al. 2008). Neste contexto, a adequabilidade ambiental prevista deveria ser uma medida que indique se os requerimentos fisiológicos e ecológicos são bem atendidos em um determinado local (Martínez-Meyer et al. 2013). Se a abundância também é influenciada por estes fatores, então locais com a alta qualidade de também terão populações com alta abundância (VanDerWal et al. 2009).

Padrões de abundância local, são reconhecidos dentro da área de distribuição das espécies (Newton 2003). Para muitas espécies de aves a densidade populacional tende a ser maior próxima ao centro de sua distribuição geográfica e menor em direção as suas periferias (Brown 1984). Este padrão é atribuído a premissa de que condições mais adequadas para a ocorrência das espécies são mais prováveis próximo ao centro da distribuição (Newton 2003). Neste caso, a diferença relativa das abundâncias entre as áreas dentro da distribuição da espécie, pode ser avaliada pela qualidade ambiental prevista por modelos preditivos da distribuição geográfica (VanDerWal et al. 2009).

Entretanto, poucos estudos têm analisado a relação entre abundância e adequabilidade de habitat, baseando-se em dados gerados por modelos preditivos da distribuição das espécies (Pearce and Ferrier 2001, Nielsen et al. 2005, VanDerWal et al. 2009). Estes estudos têm demonstrado que, mesmo abordando diferentes situações, a adequabilidade ambiental tem uma fraca relação com a abundância das espécies. Isto sugere que novas abordagens devem ser testadas para que os resultados destas análises possam ser melhorados.

Diante disto, o objetivo deste estudo é caracterizar a relação entre a abundância de cada espécie com a sua distribuição geográfica. Mais especificamente, esperamos encontrar uma relação negativa entre a abundância e a distância ao centroide da distribuição e positiva entre a abundância e a adequabilidade ambiental prevista pelos modelos de distribuição. Além disso, queremos avaliar a relação entre a abundância e variáveis locais como quantidade de habitat florestal e NDVI - Índice de Vegetação por Diferença Normalizada.

## Métodos

### *Espécies*

Baseado nas amostragens de campo realizadas em 2010 e nos modelos de distribuição potencial das espécies (Marini et al. 2009), foram selecionadas três espécies endêmicas florestais, amplamente distribuídas, cujo centro da distribuição corresponde a área central do Cerrado. Estas espécies são facilmente identificadas e detectadas nas amostragens de campo, sendo consideradas adequadas para testar hipóteses relacionadas a abundância.

*Antilophia galeata* (soldadinho, Pipridae), possui aproximadamente 13,9 cm, sendo uma das espécies florestais mais notáveis pelo seu aspecto peculiar. Habita matas de galeria, capões, matas em terreno pantanoso e buritizais. Sua distribuição vai do maranhão e Piauí até Goiás, Minas Gerais, Paraná e Paraguai (Sick 1997).

*Herpsilochmus longirostris* (Chorozinho-de-bico-comprido, Thamnophilidae), possui aproximadamente 12,5 cm e geralmente se encontra nos níveis baixos e sub-bosque de matas de galeria e matas decíduas (Ridgely & Tudor 1994). Sua distribuição vai do Piauí, Goiás, Mato Grosso até o Paraná, ocorrendo também na Bolívia (Sick 1997).

*Basileuterus leucophrys* (Pula-pula-de-sobrancelha, Parulidae), possui 15,3 cm de comprimento, sendo o maior do gênero (Sick 1997). Ave típica de matas de galeria alagadas, ocorrendo nos estados de São Paulo, Mato Grosso, Goiás, Bahia, Minas Gerais e Distrito Federal (Ridgely and Tudor 1994, Sick 1997).

### *Coleta de Campo*

A seleção das localidades de coleta buscou abranger áreas com diferentes distâncias até o centroide da distribuição predita das espécies. Ao todo, amostramos 53 áreas

independentes ao longo da região central do Cerrado (figura 1). Realizamos em cada área censos em pontos fixos, o que possibilitou a estimativa da abundância das espécies nas áreas de matas de galeria amostradas (Bibby et al. 1992, Develey 2003, Sutherland et al. 2004, Anjos 2007). Em cada área realizou-se de 3 a 5 censos pontuais, com duração de 10 minutos cada. Cada ponto foi amostrado entre 1-3 visitas consecutivas, entre 05:30h e 10:30h, horário de maior atividade das aves no Cerrado. Em cada ponto de amostragem foram registradas as espécies e o número de indivíduos por espécie, num raio de 50 metros, por meio da visualização e/ou escuta dos cantos e chamados. A distância mínima entre cada ponto amostrado foi de 200 m evitando-se desta forma, a contagem dos mesmos indivíduos em diferentes pontos dentro de uma mesma área. Consideramos para as análises subsequentes a abundância como sendo a soma de todos indivíduos amostrados nos censos pontuais em uma mesma área. Para locais que foram amostrados múltiplas vezes, selecionamos apenas um dos dias de amostragem.

#### *Construção dos mapas preditivos da distribuição das espécies*

Para os mapas preditivos da distribuição das espécies utilizamos uma base de dados independente dos dados coletados em campo (Marini et al. 2010). Os registros foram determinados a partir de três fontes de dados: 1) registros coletados por observadores experientes; 2) uma extensa revisão de literatura de compilações do Brasil, Paraguai, Bolívia e outras publicações mais recentes e 3) dados de espécimes de sete museus brasileiros e do MNHN de Paris. As coordenadas geográficas foram obtidas de fontes originais oriundas de Paynter e Traylor (1991) e Vanzolini (1992). Os dados foram inseridos em uma grade de células de 1 x 1 km<sup>2</sup>, de maneira que foi

considerado apenas um registro por célula, garantindo assim, a independência dos pontos (detalhes em Marini et al. 2010).

Selecionamos oito variáveis climáticas relacionadas a temperatura e precipitação e uma variável topográfica, semelhante ao descrito por Marini et al. (2010). Elas foram extraídas da base de dados WorldClim (Hijmans et al. 2005), sendo elas: temperatura anual média (Bio1), sazonalidade da temperatura (desvio-padrão das médias mensais de temperatura, Bio4), temperatura máxima do mês mais quente (Bio5), temperatura mínima do mês mais frio (Bio6), precipitação anual (Bio12), sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação, Bio15), precipitação do trimestre mais úmido (Bio16) e do trimestre mais seco (Bio17) e altitude (alt). Os valores são médias para o período de 1961-1990. As variáveis foram escolhidas considerando-se as características anuais assim como as fortemente sazonais do bioclima do Cerrado. Adicionalmente, incluímos o NDVI (Índice de Vegetação de Diferença Normalizada) extraído da base de dados do LAPIG-UFG.

Utilizamos abordagem de máxima entropia, no programa MAXENT (Phillips et al. 2006) para construirmos os mapas preditivos da distribuição das espécies. Este método permite modelar as áreas de maior adequabilidade ambiental das espécies, utilizando somente dados de presença (presence-only) e tem mostrado uma alta performance preditiva quando comparado a outros métodos (Elith et al. 2006). Para modelar a distribuição das espécies, o algoritmo minimiza a entropia relativa entre a função de densidade dos dados de presença e a da função de densidade da paisagem (Elith et al. 2011).

Para transformar as predições de adequabilidade ambiental contínuas resultantes da modelagem em regiões com condições ambientais adequadas para a espécie e regiões não-adequadas, é necessário a escolha de um valor limítrofe



(threshold) convertendo assim, as probabilidades em dados binários (Liu et al. 2005). Com isto, nós optamos por utilizar valores limítrofes que maximizam a soma da sensibilidade e da especificidade, uma vez que este método não é afetado por pseudo-ausências nos dados de validação (Liu et al. 2013). Os mapas binários resultaram em áreas de maior adequabilidade ambiental, que vamos considerar aqui como a área de distribuição das espécies (figura 1). Convertemos as áreas de distribuição em polígonos, o que permitiu o cálculo do centróide da distribuição. Calculamos então, a distância (em graus decimais) entre os pixels com informação de abundância das espécies e o centróide da distribuição. Por último, extraímos os valores de adequabilidade ambiental, preditos pelo análise do MAXENT, dos pixels onde coletamos informações sobre abundância das espécies. Para o cálculo da distância ao centróide e para extração dos valores de adequabilidade ambiental, utilizamos o programa ArcGis 9.3.

#### *Variáveis ambientais*

Para analisar a variação da abundância em uma escala local utilizamos o índice de adequabilidade gerado pela modelagem do programa MAXENT, quantidade de floresta de galeria em um buffer de 1km e o NDVI – Índice de Vegetação de Diferença Normalizada. Mais detalhes sobre as variáveis, encontram-se na metodologia descrita no Capítulo 1 desta tese.

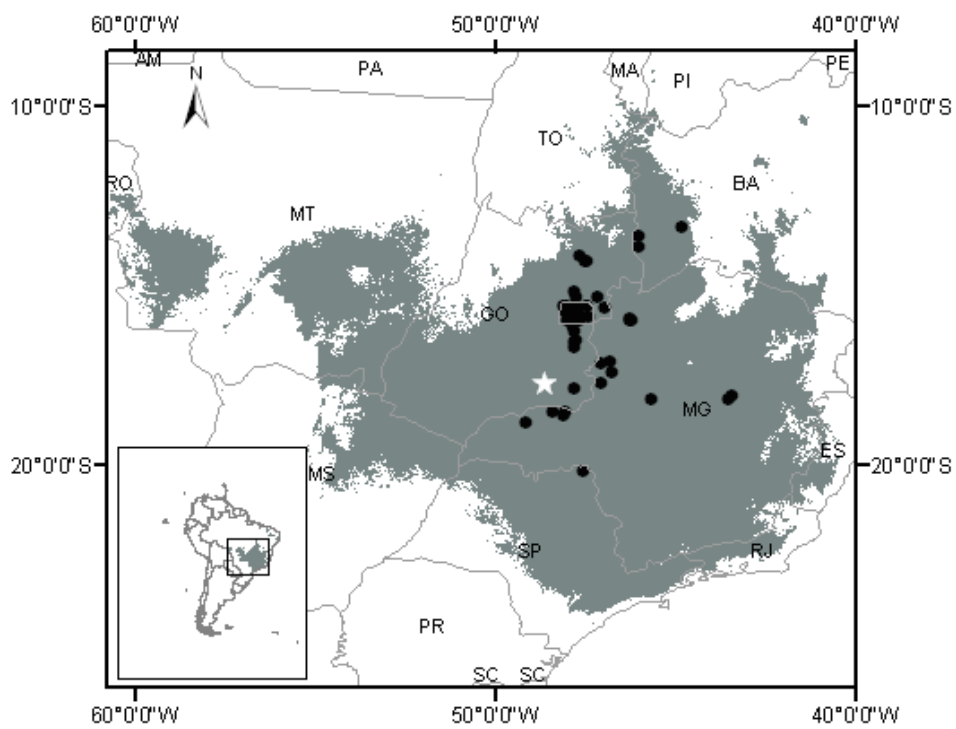
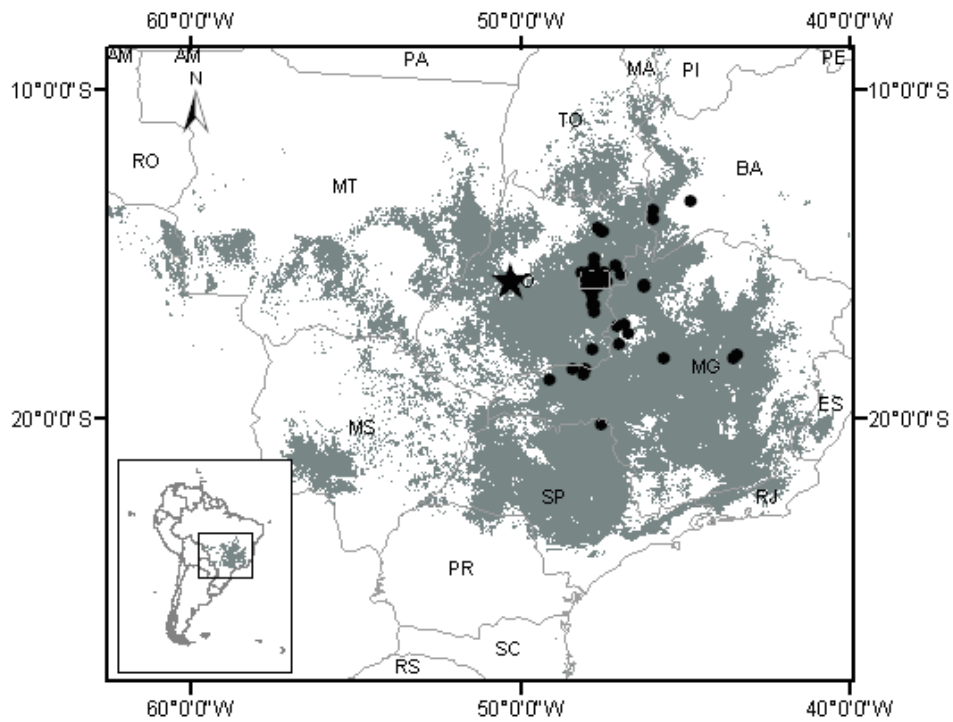
#### *Análises estatísticas*

Nós utilizamos Modelos Lineares Generalizados, com distribuição de Poisson para analisar a relação da abundância das espécies com as variáveis consideradas. Como foi detectada sobre-dispersão nos modelos, corrigimos os erros-padrão

utilizando modelos quasi-GLM (Zuur et al. 2009). Iniciamos a seleção de modelos criando um modelo com todas as variáveis (modelo global). A partir deste modelo retiramos sucessivamente as variáveis não significativas até chegar ao modelo com melhor ajuste, onde todas as variáveis fossem significativas (Zuur et al. 2009). Para estimar a porcentagem de explicação dos modelos utilizamos o desvio nulo dos modelos (null deviance) e o desvio dos resíduos (residual deviance), aplicando o cálculo:

$$100 * (\text{desvio nulo} - \text{desvio dos resíduos}) / \text{desvio nulo}.$$

Para validação dos modelos utilizamos o desvio dos resíduos (deviance residuals) e analisamos os gráficos destes resíduos com os valores da abundância predita pelos modelos. Não observamos nenhum padrão nos resíduos para nenhuma das espécies. As análises foram realizadas no programa R (R Development Core Team 2014).



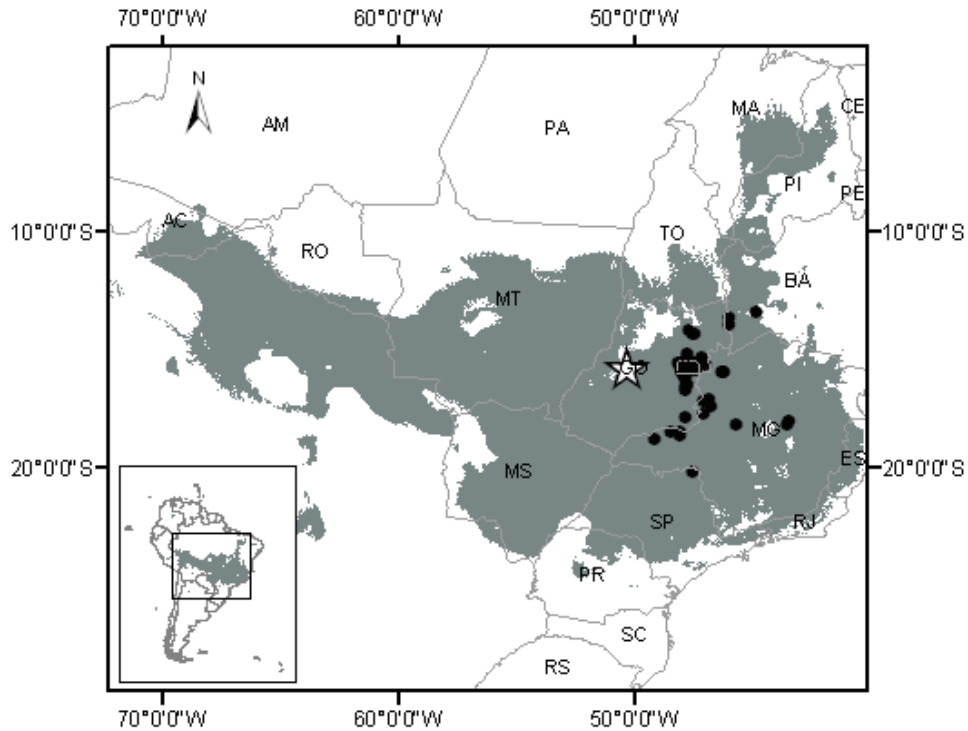


Figura 1. Mapa da distribuição geográfica de três aves florestais endêmicas do Cerrado, sendo a) *Antilophia galeata*, b) *Basileuterus leucophrys* e c) *Herpsilochmus longirostris*. Área em cinza: área de maior adequabilidade ambiental para a ocorrência das espécies estimada por meio do programa MAXENT; Estrela: Centróide da distribuição das espécies; pontos pretos: pontos onde foram coletadas informações sobre abundância das espécies. Os estados brasileiros têm sua sigla representada no mapa AC – Acre, RO – Roraima, AM – Amazonas, PA – Pará, MA – Maranhão, PI – Piauí, CE – Ceará, PE – Pernambuco, BA – Bahia, GO – Goiás, MT – Mato Grosso, MS – Mato Grosso do Sul, SP – São Paulo, RJ – Rio de Janeiro, ES – Espírito Santo, PR - Paraná, SC – Santa Catarina, RS – Rio Grande do Sul.

## Resultados

A abundância média de *Antilophia galeata* nas áreas amostradas foi de 5,22 (EP = 0,72, max = 20, min = 0), de *Basileuterus leucophrys* foi de 2,98 (EP=0,88, max = 26, min = 0) e de *Herpsilochmus longirostris* foi de 4,62 (EP = 0,71, max = 18, min = 0) (figura 2).

Para *Basileuterus leucophrys* a seleção de modelos indicou que a quantidade de floresta, a distância até o centróide e a adequabilidade do habitat tiveram um efeito significativo para explicar a variação da abundância (tabela 1). Este modelo explicou 35,6% da variação na abundância. Contrariamente ao esperado, encontramos uma relação negativa entre a abundância da espécie e a quantidade de floresta e uma relação positiva com a distância até o centróide (tabela 1). Já a adequabilidade de habitat, assim como era esperado, os resultados indicaram uma relação positiva com a abundância (tabela 1). Para *Antilophia galeata* e *Herpsilochmus longirostris* a abundância não variou em resposta a nenhuma das variáveis consideradas. De acordo com a seleção de modelos, nenhuma variável foi significativa (tabela 1).

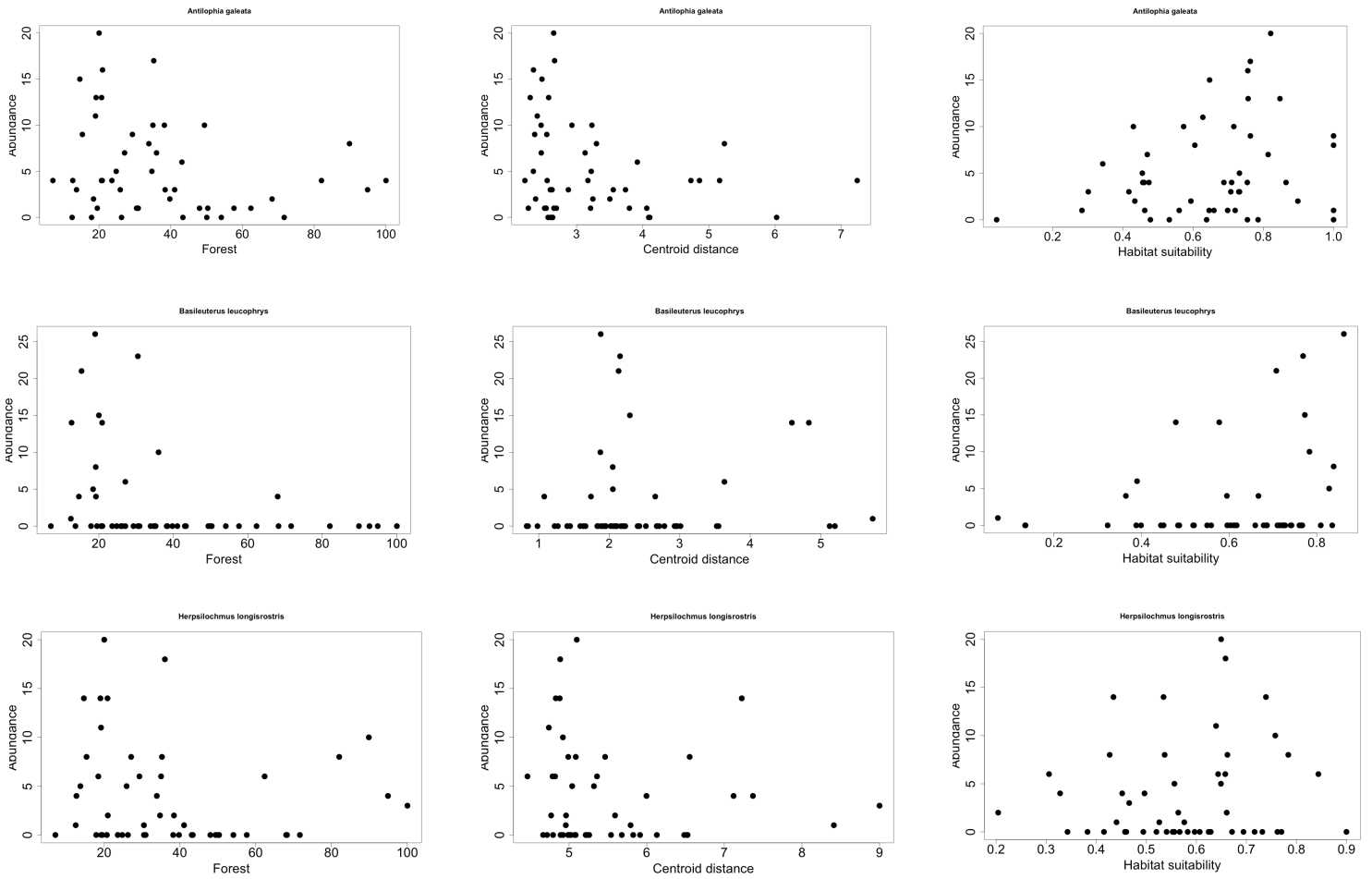


Figura 2. Relação entre a abundância de *Antilophia galeata*, *Basileuterus leucophrys* e *Herpsilochmus longirostris* com as variáveis quantidade de floresta em um buffer de 1km, Distância ao centroide da distribuição geográfica e Adequabilidade do habitat.

Tabela 1. Coeficientes dos modelos lineares generalizados (quasi-GLMs) resultantes da seleção de modelos. EP = erro padrão; t = estatística utilizada para selecionar as variáveis; p = valor da significância da variável ( $\alpha < 0.05$ ). Intercept = intercepto da equação de regressão, forest = quantidade de floresta em um buffer de 1 km, ndvi = Índice de Vegetação de Diferença Normalizada, ndvi2= variável com efeito quadrático, dist = distância em relação ao centroide da distribuição, adeq = Adequabilidade do habitat.

<b>Especies</b>	<b><math>\beta</math></b>	<b>EP</b>	<b>t</b>	<b>p</b>
<i>Antilophia galeata</i>				
Intercept	1.52	0.18	8.65	<b>0.00</b>
forest	-0.33	0.23	-1.45	0.16
ndvi	0.15	0.21	0.73	0.47
ndvi2	0.07	0.10	0.67	0.51
dist	-0.14	0.21	-0.66	0.52
adeq	0.16	0.17	0.91	0.37
<i>Basileuterus leucophrys</i>				
Intercept	0.26	0.42	0.62	0.54
forest	-1.09	0.41	-2.67	<b>0.01</b>
dist	0.76	0.34	2.26	<b>0.03</b>
adeq	1.02	0.43	2.40	<b>0.02</b>
<i>Herpsilochmus longirostris</i>				
Intercept	1.13	0.26	4.35	<b>0.00</b>
forest	-0.21	0.32	-0.67	0.51
ndvi	-0.01	0.31	-0.04	0.97
ndvi2	0.13	0.14	0.98	0.33
dist	0.04	0.24	0.17	0.86
adeq	0.20	0.23	0.88	0.38

## Discussão

De maneira geral, nossos resultados indicaram que a abundância das espécies de aves consideradas variou em resposta a diferentes fatores. O NDVI não foi uma variável adequada para explicar a variação da abundância numa escala local. Esperávamos encontrar uma relação positiva entre a abundância das espécies e os

valores de NDVI para os pixels amostrados. Isto por que áreas com maiores valores de NDVI seriam também áreas de maior produtividade primária (Pettorelli et al. 2011). Entretanto, nenhuma das espécies apresentou uma relação significativa com a variável. Em um estudo com comunidades de aves, Mcfarland et al. (2012) encontraram um efeito significativo do NDVI sobre a abundância de indivíduos. No entanto, a quantidade de variação explicada pela variável foi baixa e os autores não consideraram o NDVI adequado para explicar a variação da abundância em comunidades de aves ripárias. O fato de termos considerado o valor de NDVI para o pixel de 1km<sup>2</sup> pode ter contribuído para não encontrarmos um efeito da variável no nosso estudo. Isso por que o Cerrado é um mosaico natural de fitofisionomias, onde mesmo em pequenas áreas pode haver uma grande variabilidade de tipos de vegetação. Logo, inferências futuras podem ser feitas com outras medidas de NDVI, como valor máximo e desvio padrão.

A quantidade de floresta dentro de um buffer de 1 km, teve um efeito significativo, somente *Basileuteus leucophrys*. No entanto, contrariamente ao esperado, a abundância da espécie tende a diminuir com o aumento da quantidade de vegetação nativa. De uma maneira geral é esperado um forte efeito positivo da quantidade de habitat sobre a ocorrência e abundância das espécies (Smith et al. 2011). Apesar de ser uma espécie florestal, a espécie está associada a habitats bastante específicos, geralmente a áreas úmidas e alagadiças dentro da floresta (Marini and Cavalcanti 1993). Uma possível explicação para a relação negativa encontrada é que as áreas amostradas com maior quantidade de floresta não possuem, necessariamente, uma maior quantidade do habitat preferencial da espécie.

A distância até o centróide da distribuição e a adequabilidade ambiental, foram variáveis significativas somente para *Basileuterus leucophrys*. A relação entre a



adequabilidade do habitat e a abundância foi positiva, indicando que esta variável pode ser informativa em relação ao padrão de abundância espacial. Mas contrariamente ao esperado, a abundância da espécie tende a aumentar quanto maior a distância ao centróide da distribuição. Este padrão pode ser característico de espécies com populações em expansão (Gaston 2003). Neste caso, as densidades aumentam rapidamente quando a espécie entra em uma área e declina subsequentemente, a medida que a distribuição geográfica se expande (Gaston 2003). Gaston (2003) cita ainda outras situações onde o padrão centro-periferia é improvável como, presença de barreiras físicas e movimentos unidirecionais (principalmente para organismos de ecossistemas marinhos e ripários). Além disso, fatores como variação nas condições ambientais, plasticidade na resposta às variáveis ambientais, variação demográfica populacional e nas interações entre as espécies podem afetar a variação na abundância das espécies, resultando na ausência de um padrão centro-periferia (detalhado em Sagarin et al. 2006). De fato, muitos estudos têm abordado um padrão no qual a abundância diminui em direção a periferia da distribuição. Entretanto, esta pode ser uma abordagem muito simplista, considerando a complexidade de fatores e interações que podem influenciar a abundância das espécies (Sagarin et al. 2006).

## **Referencias Bibliográficas**

- Anjos, L. 2007. A eficiência do método de amostragem por pontos de escuta na avaliação da riqueza de aves. Ararajuba. Rev. Bras. Ornitol **15**:239-243.
- Bibby, C., N. Burgess, and D. Hill. 1992. Bird Census Techniques. British Trust for Ornithology and the Royal Society for the Protection of Birds. Academic Press, London.

- Brown, J. H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *American Naturalist* **124**:255-279.
- Develey, P. 2003. Métodos para estudos com aves. Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre:153-168.
- 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. M. Overton, A. Townsend 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., S. J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y. E. Chee, and C. J. Yates. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* **17**:43-57.
- Gaston, K. J. 2003. The structure and dynamics of geographic ranges. Oxford University Press.
- Guisan, A., and W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* **8**:993-1009.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones, and A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology* **25**:1965-1978.
- 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.

- Liu, C., M. White, and G. Newell. 2013. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography* **40**:778-789.
- Lobo, J. M., A. Jiménez-Valverde, and R. Real. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* **17**:145-151.
- Marini, M., M. Barbet-Massin, L. Lopes, and F. Jiguet. 2010. Predicting the occurrence of rare Brazilian birds with species distribution models. *Journal of Ornithology* **151**:857-866.
- Marini, M. Â., M. Barbet-Massin, L. E. Lopes, and F. Jiguet. 2009. Predicted Climate-Driven Bird Distribution Changes and Forecasted Conservation Conflicts in a Neotropical Savanna
- Cambios Previstos en la Distribución de Aves Debido al Cambio Climático y Pronóstico de Conflictos de Conservación en una Sabana Neotropical. *Conservation Biology* **23**:1558-1567.
- Marini, M. A., and R. B. Cavalcanti. 1993. Habitat and foraging substrate use of three *Basileuterus* warblers from central Brazil. *Ornitologia Neotropical* **4**:43-57.
- Martínez-Meyer, E., D. Díaz-Porras, A. T. Peterson, and C. Yáñez-Arenas. 2013. Ecological niche structure and rangewide abundance patterns of species. *Biology letters* **9**.
- Mcfarland, T., C. Van Riper III, and G. Johnson. 2012. Evaluation of NDVI to assess avian abundance and richness along the upper San Pedro River. *Journal of Arid Environments* **77**:45-53.

- Newton, I. 2003. Speciation and biogeography of birds. Academic Press.
- Nielsen, S. E., C. J. Johnson, D. C. Heard, and M. S. Boyce. 2005. Can models of presence-absence be used to scale abundance? Two case studies considering extremes in life history. *Ecography* **28**:197-208.
- Pearce, J., and S. Ferrier. 2001. The practical value of modelling relative abundance of species for regional conservation planning: a case study. *Biological Conservation* **98**:33-43.
- Pettorelli, N., S. Ryan, T. Mueller, N. Bunnefeld, B. a. Jedrzejewska, M. Lima, and K. Kausrud. 2011. The normalized difference vegetation index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research* **46**:15-27.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson, and R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* **190**:231-259.
- R Development Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ridgely, R. S., and G. Tudor. 1994. The birds of South America. Volume II. The suboscine passerines. UNIVERSITY OF TEXAS PRESS, AUSTIN, TX(USA). 1994.
- Sagarin, R. D., S. D. Gaines, and B. Gaylord. 2006. Moving beyond assumptions to understand abundance distributions across the ranges of species. *Trends in Ecology & Evolution* **21**:524-530.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro.

Smith, A. C., L. Fahrig, and C. M. Francis. 2011. Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. *Ecography* **34**:103-113.

Sutherland, W. J., I. Newton, and R. Green. 2004. *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press, USA.

VanDerWal, J., L. P. Shoo, C. N. Johnson, and S. E. Williams. 2009. Abundance and the environmental niche: environmental suitability estimated from niche models predicts the upper limit of local abundance. *The American Naturalist* **174**:282-291.

Zuur, A., E. N. Ieno, N. Walker, A. A. Saveliev, and G. M. Smith. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer.

## **Capítulo 3 - Modelos de distribuição de aves endêmicas do Cerrado: o efeito da detectabilidade**

### **Resumo**

Com o intuito de compreender a distribuição das espécies e sua relação com aspectos biogeográficos, com a conservação de espécies e suas populações e com mudanças climáticas e ambientais, uma grande quantidade de modelos estatísticos tem sido desenvolvida e utilizada ao longo das últimas décadas. Esta grande utilização dos mapas de distribuição para representar a distribuição geográfica da biodiversidade torna a avaliação das fontes de erro e incerteza uma questão central na modelagem da distribuição das espécies. Dentre as abordagens existentes estão aquelas que utilizam apenas os dados de ocorrência das espécies (presence only) e as que utilizam dados de presença/ausência. Uma questão importante é que grande parte das abordagens utilizadas são condicionadas a forte premissa de que a probabilidade de detecção das espécies em todos os locais amostrados é constante ( $p = 1$ ), o que raramente acontece em uma situação real. Diante disso, nosso objetivo foi compreender o efeito da detectabilidade na modelagem da distribuição das espécies e comparar metodologias que não consideram a influência da detectabilidade nas estimativas de ocorrência (BIOMOD e MAXENT) com aquelas que levam em conta a detecção imperfeita (modelos de ocupação single-season). Nós modelamos a distribuição geográfica de cinco aves florestais endêmicas do Cerrado, com diferentes probabilidades de detecção ( $p=0.51$  to  $0.74$ ) e ocupação ( $\psi=0.28$  to  $0.89$ ), utilizando as três abordagens citadas. Para a coleta de dados de presença/ausência, nós realizamos censos pontuais

em fragmentos de mata de galeria em diferentes áreas do Cerrado. Nós utilizamos NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada), altitude, e oito variáveis climáticas de precipitação e temperatura (rasters de 1kmx1km) para desenvolver os modelos. Nós comparamos a performance preditiva entre os modelos de ocupação e os outros por meio do calculo da acurácia relativa de cada método considerando duas medidas: AUC (Area Under the Curve-ROC) e TSS (True Skill statistic). Nós amostramos 124 pontos independentes e detectamos *Antilophia galeata* em 77, *Basileuterus leucophrys* em 24, *Herpsilochmus longirostris* em 46, *Hylocryptus rectirostris* em 25, e *Syndactyla dimidiata* em 34 pontos. Contrariamente ao esperado, os modelos de ocupação apresentaram a pior performance preditiva, sendo significativa a diferença entre estes e os outros modelos, tanto para AUC ( $\Delta AUC$  occu x MAXENT = 0,30, CI = 0,19 - 0,44, teste-t = 6,79,  $p < 0,05$ ;  $\Delta AUC$  occu x BIOMOD = 0,28, CI = 0,17 - 0,41, teste-t = 6,55,  $p < 0,05$ ), quanto para TSS ( $\Delta TSS$  occu x MAXENT = 0,51, CI = 0,33 - 0,69, teste-t = 7,94,  $p < 0,05$ ;  $\Delta TSS$  occu x BIOMOD = 0,38, CI = 0,20 - 0,56, teste-t = 5,85,  $p < 0,05$ ). Isto pode ser resultado da baixa qualidade dos dados de validação dos modelos e do método de acurácia utilizado para comparação entre as abordagens. O estudo demonstrou que as abordagens podem resultar em predições distintas, sendo bem evidente quando comparados os modelos de presença e ausência com os modelos que utilizam somente dados de presença.

Palavras-chave: Detectabilidade, modelos de ocupação, MAXENT, BIOMOD, aves florestais, Cerrado.

## **Abstract**

Species distribution models are of great interest to understand the relationship of the geographical distribution of species with biogeographic and conservation aspects, and with climatic and environmental change. An increasing number of statistical models have been developed in recent years and this makes the evaluation of the sources of uncertainty a key issue to get more reliable predictions. An important issue is that inferences of most of the models assume that detection probability is equal to one ( $p=1$ ), and this is a rare condition in a real scenario. Our aim was to understand the effect of detectability on the species distribution modeling and compare approaches that assume  $p=1$  (MAXENT and BIOMOD) with single-season occupancy models that account for imperfect detection. We modeled the geographic distribution of five Cerrado endemic forest birds species, with different detection ( $p=0.51$  to  $0.74$ ) and occupancy probability ( $\psi=0.28$  to  $0.89$ ), using all three approaches. The Cerrado is one of the largest tropical savannas in the world and the second-largest vegetation formation in South America. We conducted point-counts in gallery forests patches across the Biome. We used NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), elevation, and eight temperature and precipitation climatic variables to build the models (rasters of  $1\text{km}\times 1\text{km}$ ). We compared the predictive performance between occupancy models and the others by calculating the relative performance of each approach considering the AUC (Area Under the Curve-ROC) and the TSS (True Skill statistic). We surveyed 124 independent points and detected the Helmeted manakin in 77, White-striped Warbler in 24, Large-billed Antwren in 46, Chestnut-capped Foliage-gleaner in 25, and Russet-mantled Foliage-gleaner in 34 points. Contrary to our expectations occupancy models showed the worst predictive performance with a significant difference between these models and the others considering AUC



( $\Delta AUC_{\text{occupancyxMAXENT}} = 0.30$ , CI=0.19-0.44, t-test=6.79,  $p < 0.05$ ;  
 $\Delta AUC_{\text{occupancyxBIOMOD}} = 0.28$ , CI=0.17-0.41, t-test=6.55,  $p < 0.05$ ) and TSS  
( $\Delta TSS_{\text{occupancyxMAXENT}} = 0.51$ , CI=0.33-0.69, t-test=7.94,  $p < 0.05$ ;  $\Delta TSS_{\text{occupancyxBIOMOD}} = 0.38$ , CI=0.20-0.56, t-test=5.85,  $p < 0.05$ ). Possible explanations for these results can be the poor quality of the validation data and the choice of the accuracy method to compare among the approaches.

Keywords: Detectability, occupancy modeling, MAXENT, BIOMOD, forest birds, Cerrado.

## **Introdução**

Com o intuito de compreender a distribuição das espécies e sua relação com aspectos biogeográficos, com a conservação de espécies e suas populações e com mudanças climáticas e ambientais, uma grande quantidade de modelos estatísticos tem sido desenvolvidos e utilizados ao longo das últimas décadas (Guisan and Zimmermann 2000, Guisan and Thuiller 2005). Técnicas de modelagem da distribuição das espécies fornecem uma estrutura estatística para prever áreas de ocorrência das espécies utilizando registros de presença e dados de variáveis ambientais. Os modelos relacionam a ocorrência de uma espécie a variáveis explicativas. O mais comum, atualmente, é encontrar modelos que relacionam a ocorrência das espécies a variáveis bioclimáticas. Esta relação pode ser extrapolada para locais não-amostrados (ex. mapas de distribuição) e tempos não-amostrados (ex. prever a resposta a mudanças climáticas) (Guisan and Zimmermann 2000, Kéry 2011).

O grande avanço nesta área se deve ao amplo desenvolvimento nas áreas de ecologia, biogeografia, estatística aplicada e ciências da computação associado a maior acessibilidade a tecnologias voltadas para dados espaciais e para Sistemas de Informação geográfica (SIG) (Elith and Leathwick 2009, Kéry 2011). O desenvolvimento de modelos estatísticos possibilitou a avaliação da relação espécie-habitat com tratamento coerente para as distribuições dos erros de dados de presença/ausência e abundância (ex. Utilização de Modelos Lineares Generalizados, os GLMs, que permitiram a análise de dados com distribuição não-normal dos erros, termos aditivos e funções não-lineares). Os avanços na área de SIG e a maior acessibilidade a dados ambientais e climáticos como Modelos Digitais de Elevação (DEM), dados climáticos interpolados e sensoriamento remoto de condições da superfície em

ambientes terrestres e marinhos permitiu o aumento da capacidade analítica dos Modelos de distribuição de espécies. Além disso, a utilização de ferramentas de SIG permitiu o armazenamento e manipulação de dados ambientais e das espécies de interesse (Elith and Leathwick 2009).

Esta grande utilização dos mapas de distribuição para representar a distribuição geográfica da biodiversidade torna a avaliação das fontes de erro e incerteza uma questão central na modelagem da distribuição das espécies (Araújo and New 2007). Em especial, o método estatístico escolhido pode representar uma fonte importante de variação (Thuiller 2004, Thuiller et al. 2009). Dentre as abordagens existentes estão aquelas que utilizam apenas os dados de ocorrência das espécies (presence-only) e as que utilizam dados de presença/ausência. Os métodos que utilizam dados de presença (presence-only), ou seja, apenas as localidades onde as espécies foram registradas, estão entre os mais populares e têm sido largamente utilizados por pesquisadores no mundo todo (Royle et al. 2012, Yackulic et al. 2012). Destacamos aqui o programa MAXENT, que por meio do método de máxima entropia calcula um índice de adequabilidade de habitat das espécies (Phillips et al. 2006, Elith et al. 2011). A justificativa para essa grande popularidade é que esses modelos permitem a utilização de dados de ocorrência disponíveis em coleções e museus que, de maneira geral, são mais acessíveis quando comparados a dados de presença/ausência advindos de amostragens sistemáticas (Elith et al. 2006, Yackulic et al. 2012). Entretanto, para que as predições apresentadas pelos modelos não sejam enviesadas é necessário que os dados utilizados representem uma amostra randômica ou representativa de toda a paisagem considerada (Royle et al. 2012). O fato é que com a utilização deste tipo de dados essa premissa raramente é atendida (Phillips et al. 2009). Isso acontece por que, em geral, estes dados são resultado de coletas

assistêmáticas em locais de fácil acesso, como por exemplo ao longo de estradas, rios ou próximos a cidades (Graham et al. 2004). Mesmo com os recentes avanços no sentido de diminuir o viés relativo ao tipo de dado utilizado pelos modelos (Phillips et al. 2009, Merow et al. 2013), ainda são poucos os estudos que reportam a sua utilização (Yackulic et al. 2012). Uma outra questão em relação ao MAXENT é a estimativa da probabilidade de ocorrência das espécies. Alguns autores argumentam que não é possível calcular a probabilidade de ocorrência a partir de dados de presença somente (Elith et al. 2011) e para contornar este problema o programa oferece uma ferramenta que possibilita esta estimativa (logistic output) (Merow et al. 2013). De fato, a ferramenta ‘logistic output’ assume que a probabilidade de ocorrência em locais sob condições médias para a espécie em questão, é de 0,5. O que se argumenta é que como é pouco provável que o parâmetro tenha exatamente este valor, sob condições reais, as predições resultantes serão necessariamente enviesadas (Royle et al. 2012).

Dentre os métodos que utilizam dados de presença/ausência, destacamos aqui os métodos de consenso (consensus methods), que buscam lidar com as variações entre diferentes modelos utilizando várias técnicas de modelagem (Araújo and New 2007). Os métodos de consenso combinam as predições de diferentes técnicas de modelagem resultando em uma probabilidade de ocorrência que reflete uma tendência central entre os modelos considerados (Araújo and New 2007). Desta maneira, obtêm-se uma predição média dos diferentes modelos que reflete uma tendência majoritária, o que em geral, resulta em predições mais acuradas (Marmion et al. 2009). Uma vantagem de métodos que utilizam dados de presença/ausência em relação aos que utilizam somente dados de presença é que dados de ausência são informativos sobre a

distribuição das espécies e podem diminuir as incertezas nas predições dos modelos (Royle et al. 2012).

Uma questão importante em relação abordagens de que descrevemos acima é que ambas são condicionadas à forte premissa de que a probabilidade de detecção das espécies em todos os locais amostrados é constante ( $p = 1$ ), o que raramente acontece em uma situação real (MacKenzie et al. 2002, Rota et al. 2011). As falsas ausências resultantes da detecção imperfeita das espécies, embora ignoradas pela maior parte das técnicas de modelagem, são reconhecidas como uma importante fonte de incertezas (Lahoz-Monfort et al. 2014). Não considerar a detecção imperfeita pode reduzir a acurácia preditiva dos modelos e levar a estimativas enviesadas na relação entre as espécies e seu ambiente (MacKenzie et al. 2002, Gibson 2011, Lahoz-Monfort et al. 2014). Quando se ignora que a probabilidade de detecção é  $< 1$  a probabilidade de ocorrência das espécies é subestimada porque o que se modela é a distribuição aparente e não a distribuição verdadeira (Karanth et al. 2009, Kéry 2011).

Recentemente, modelos de ocupação têm se apresentado como uma alternativa a outras abordagens na tentativa de estimar a distribuição verdadeira das espécies e não a distribuição aparente (Karanth et al. 2009, Kéry et al. 2010). Isso por que, ao contrário das outras abordagens, eles modelam tanto a ocorrência das espécies (processo ecológico latente) como a probabilidade de detecção (processo observacional), considerando assim o efeito da detecção imperfeita (MacKenzie et al. 2002, MacKenzie et al. 2006, Kéry 2011). Por considerar a detectabilidade das espécies estes modelos são capazes de produzir estimativas mais acuradas da distribuição das espécies, aumentando assim a confiabilidade das predições (MacKenzie et al. 2006, Kéry et al. 2010). Estes modelos utilizam dados de presença/ausência (detecção/não-detecção), sendo necessárias múltiplas amostragens

para estimar a probabilidade de detecção (MacKenzie et al. 2002). Recomenda-se a utilização de modelos de ocupação sempre que dados advindos de múltiplas observações estão disponíveis para análise, estimando-se assim a distribuição verdadeira das espécies e a relação não-tendenciosa das covariáveis (Kéry 2011). Apesar do grande potencial, estes modelos ainda não são largamente considerados para estimar a distribuição das espécies (Kéry 2011). Aparentemente, a dificuldade na obtenção dos dados, que envolve e múltiplas observações no mesmo local, é uma das principais justificativas para a pouca utilização destes modelos.

Nosso objetivo foi compreender o efeito da detectabilidade na modelagem da distribuição das espécies e comparar metodologias que não consideram a influência da detectabilidade nas estimativas de ocorrência com aquelas que levam em conta a detecção imperfeita. Com isto, pretendemos determinar a melhora na confiabilidade das predições com a estimativa da detectabilidade e quantificar os potenciais impactos da detectabilidade nas distribuições previstas das espécies.

Nós utilizamos a modelagem de ocupação para criar modelos de distribuição das espécies (MDS) para aves florestais endêmicas do Cerrado que possuem a probabilidade de detecção menor do que um. Comparamos estes modelos com duas outras técnicas comumente utilizadas: máxima entropia, que utiliza apenas dados de presença e um método de consenso de modelos (consensus method), que utiliza dados do tipo presença/ausência. Nós esperamos que os modelos de ocupação produzam estimativas mais precisas e tenham uma performance preditiva melhor do que os outros dois modelos por considerarem o efeito da detectabilidade sobre a probabilidade de ocupação das espécies.

## **Métodos**

### *Espécies estudadas*

Estudamos cinco espécies de aves florestais endêmicas do Cerrado, sendo elas *Antilophia galeata*, *Basileuterus leucophrys*, *Herpsilochmus longirostris*, *Hylocryptus rectirostris* e *Syndactyla dimidiata*. Uma descrição detalhada das espécies pode ser encontrada no Capítulo 1.

### *Área de estudos*

Amostramos 59 fragmentos de mata de galeria em diferentes áreas distribuídas por cinco Estados brasileiros localizados no Cerrado. Detalhes sobre a área de estudos e a coleta de dados podem ser encontrados no Capítulo 1.

### *Variáveis utilizadas nas análises*

Selecionamos oito variáveis climáticas relacionadas a temperatura e precipitação e uma variável topográfica, semelhante ao descrito por Marini et al. (2010). Elas foram extraídas da base de dados WorldClim (Hijmans et al. 2005), sendo elas: temperatura anual média (Bio1), sazonalidade da temperatura (desvio-padrão das médias mensais de temperatura, Bio4), temperatura máxima do mês mais quente (Bio5), temperatura mínima do mês mais frio (Bio6), precipitação anual (Bio12), sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação, Bio15), precipitação do trimestre mais úmido (Bio16) e do trimestre mais seco (Bio17) e altitude (alt). Os valores são médias para o período de 1961-1990. As variáveis foram escolhidas considerando-se as características anuais assim como as fortemente sazonais do bioclima do Cerrado. Adicionalmente, incluímos o NDVI (Índice de Vegetação de Diferença Normalizada) extraído da base de dados do LAPIG-UFG. Para evitar a

multicolinearidade entre as variáveis climáticas, utilizamos o teste de correlação de Spearman e selecionamos somente as que não eram altamente correlacionadas ( $r > 0.6$ ). As variáveis climáticas selecionadas foram: Bio4, Bio5, Bio 15, Bio16 e altitude. Para esta análise utilizamos o pacote *Hmisc* no programa R (R Development Core Team 2014).

### *Análises estatísticas*

#### *Biomod – consensus method e MAXENT*

O método de consenso (consensus method) é uma combinação de previsões geradas por diferentes técnicas matemáticas de modelagem, com diferentes habilidades preditivas por meio de um algoritmo de consenso. Este método permite chegar a um cenário de consenso, diminuindo o impacto da variabilidade dos modelos e aumentando, assim, o poder de predição das distribuições das espécies (Marmion et al. 2009). Sendo assim, a análise para prever a distribuição potencial das espécies consistiu na projeção de oito modelos matemáticos por meio do programa BIOMOD (Thuiller et al. 2009) sendo estes: 1) Modelos Lineares Generalizados (GLM); 2) Modelos Aditivos Generalizados (GAM); 3) Análise de Árvores de Classificação (CTA); 4) Redes Neurais Artificiais (ANN); 5) Análise Discriminante Mista (MDA); 6) Projeções de Regressão Adaptativa Multivariada (MARS); 7) Modelo de impulsão (boosting) Generalizado (GBM) e 8) Random Forest (RF). Os modelos foram ordenados considerando-se o valor de AUC (Area Under the Curve – AUC) da curva ROC (Relative Operating Characteristic curve). A curva ROC representa a relação da sensibilidade com o erro de comissão (1 – especificidade) e os valores de AUC gerados com valor acima de 0.90 representam uma boa performance do modelo. Para obtenção de uma tendência central das estimativas, selecionamos os cinco melhores



modelos para cada espécie (com maiores valores de AUC) e calculamos a média ponderada das probabilidades de ocorrência previstas pelos nove modelos utilizados (Marmion et al. 2009). Considerando o método de consenso dos modelos, obtivemos um total de 40 modelos de distribuição para cada espécie considerada neste estudo.

Além destes, utilizamos também o programa MAXENT (Phillips et al. 2006) para estimar as distribuições das espécies. Nós restringimos os modelos desenvolvidos no programa MAXENT para estimar apenas efeitos lineares e quadráticos das variáveis utilizadas. Essa restrição foi aplicada por que os modelos de ocupação que foram comparados incluem apenas estes efeitos. Para as análises realizadas no programa MAXENT, nós utilizamos os ajustes padrão sugeridos por Phillips and Dudík (2008).

#### *Modelos de ocupação*

Nós utilizamos a modelagem de ocupação de uma única-estação (single-season) para estimar as probabilidades de ocupação ( $\psi_i$ ) e detecção ( $p_{it}$ ) de cada espécie, em todos os pontos amostrados. A probabilidade de ocupação é definida como a probabilidade de uma espécie estar presente no ponto  $i$  e a detecção é uma probabilidade condicional de detectar uma espécie no ponto  $i$  e no tempo  $t$ , dado que ela está presente. Os modelos que incorporam a detectabilidade reduzem a tendenciosidade na estimativas dos parâmetros dado que consideram que a detecção das espécies é imperfeita (MacKenzie et al. 2006). Por meio das repetidas visitas em cada ponto de amostragem (até 3 vezes) foi possível estimar a probabilidade de detecção das espécies, o que nos possibilitou fazer distinções entre as ausências verdadeiras e as não-deteções. Quando pelo menos um indivíduo foi detectado no local  $i$ , em qualquer uma das  $ts$  visitas, durante os censos pontuais, consideramos que

a espécie estava presente ( $p_{it} = 1$ ). A ausência pode indicar duas possibilidades: 1) a espécie estava verdadeiramente ausente do ponto  $i$  ou 2) a espécie estava presente no ponto  $i$ , mas não foi detectada em nenhuma das  $t$  visitas. O método assume que (1) a população é fechada durante o período de amostragem, o que significa que não há colonização e extinção durante os três dias em que o ponto é visitado (Mackenzie et al 2006); (2) a probabilidade de detectar a espécie em um ponto é independente da probabilidade de detectar a espécie em todos os outros pontos e (3) as espécies não são falsamente detectadas.

Nós desenvolvemos modelos que permitiram que a detecção variasse em função dos valores de NDVI e que a ocupação variasse em função de NDVI, Bio4, Bio5, Bio15, Bio16 e altitude. Para a seleção de modelos nós utilizamos a estratégia proposta por Doherty et al. (2010), na qual todas as combinações de modelos aditivos são utilizadas. Posteriormente, acrescentamos modelos aditivos com efeito quadrático em todas as variáveis. Ao todo foram testados 161 modelos para cada espécie. Para ordenar os modelos, nós utilizamos o Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenos tamanhos amostrais (AICc) (Burnham and Anderson 2002). Nós calculamos os pesos dos modelos e a média ponderada (model-average) de probabilidade de ocupação e de detecção utilizando o conjunto balanceado de modelos resultante da seleção de modelos (Burnham and Anderson 2002, Doherty et al. 2010). Realizamos a análise de modelos de ocupação no programa R 3.0.1 (R Development Core Team 2014), utilizando o pacote *unmarked* (Fiske and Chandler 2011).

#### *Processo de modelagem e comparação dos modelos*

Para comparar os mapas de distribuição estimados, utilizamos o mesmo conjunto de pontos nos três métodos de modelagem e estes foram utilizados em modelos

independentes. Os modelos foram calibrados em 70% dos locais, enquanto que os 30% restantes foram utilizados para avaliação, sendo utilizado um método limite-independente (threshold independent). Para construir os modelos de consenso, nós selecionamos aleatoriamente um evento de detecção/ não-deteção de cada ponto, evitando assim a pseudo-replicação. Por sua vez, para a calibração dos modelos de ocupação utilizamos todo o histórico de detecção de cada ponto. Para evitar o problema de detecção imperfeita nos locais de validação nós ajustamos probabilidade de ocorrência pela detectabilidade, apenas para os modelos de ocupação. Para isso, nós multiplicamos a média da probabilidade de ocupação predita pela média probabilidade de detecção predita nos locais de validação. Com isso, encontramos valores de detecção ou não-deteção predita para cada local. Os modelos foram avaliados considerando-se os valores de AUC. Decidimos por este método por que apesar de receber algumas críticas (Austin 2007, Lobo et al. 2008) é o mais comumente utilizado na avaliação da performance da modelagem (Elith et al. 2006). Para transformar as probabilidades de ocorrência preditas pelas modelagens em mapas de presença e ausência nós utilizamos valores de limítrofes (threshold) que maximizam a soma da sensibilidade e da especificidade, uma vez que este método não é afetado por pseudo-ausências nos dados de validação (Liu et al. 2013). Os mapas binários resultantes nos permitiram fazer inferências sobre a acurácia dos modelos baseado na comparação entre os dados preditos e os dados observados. Mais especificamente, pela utilização do TSS – true skill statistic (Allouche et al. 2006). Para comparação entre os métodos de modelagem da distribuição das espécies calculamos a performance relativa de cada abordagem. Isto nos permitiu avaliar as diferenças entre as performances, independentemente da variação da performance entre as espécies. Para cada espécie, nós calculamos a performance relativa como:

$$\Delta AUC_b = AUC_b - AUC_{\min},$$

onde  $\underline{b}$  é o método de modelagem e  $\underline{\min}$  é o valor mínimo encontrado para o método em questão. Altos valores de  $\Delta AUC$  indicam que a performance preditiva relativa é alta.

## Resultados

Para a realização das modelagens selecionamos 121 pontos de amostragem para *Antilophia galeata*, sendo que destes a espécie foi detectada em 77 pontos (ocupação aparente = 0,63). Para *Basileuterus leucophrys* selecionamos 120 pontos e a espécie foi detectada em 24 destes (ocupação aparente = 0,20). Para *Herpsilochmus longirostris* selecionamos 124 pontos, dos quais a espécie foi detectada em 46 (ocupação aparente = 0,37). Para *Hylocryptus rectirostris* selecionamos 113 pontos e destes detectamos a espécie em 25 (ocupação aparente = 0,22). Para *Syndactyla dimidiata* selecionamos 111 pontos, dos quais a espécie foi detectada em 34 (ocupação aparente = 0,31). A probabilidade de detecção das espécies foi relativamente alta, entre 0,51 e 0,74 (tabela 1).

Tabela 1. Estimativas médias das probabilidades de ocupação ( $\psi$ ) e detecção ( $p$ ) para cinco espécies de aves florestais endêmicas do Cerrado estudadas entre 2011-2013.

Espécies	Ocupação aparente	Ocupação ( $\psi$ )	Detecção ( $p$ )
<i>Antilophia galeata</i>	0,63	0,89	0,73
<i>Basileuterus leucophrys</i>	0,20	0,28	0,63
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	0,37	0,44	0,74
<i>Hylocryptus rectirostris</i>	0,22	0,30	0,72
<i>Syndactyla dimidiata</i>	0,31	0,39	0,51

Em relação aos modelos de ocupação, para *Antilophia galeata* os modelos apresentaram pouca variação entre seus pesos (tabela 2). Além disso, as variáveis quadráticas não convergiram, ou seja, as estimativas dos coeficientes não foram corretamente calculadas. Logo, para esta espécie consideramos o modelo médio de todos os modelos aditivos com combinações lineares. O NDVI foi importante para explicar a variação na detectabilidade (tabela 3), no entanto o intervalo de confiança da estimativa do coeficiente  $\beta$  incluiu o zero (tabela 4). Em relação a probabilidade de ocupação, as variáveis bio15 e bio16 apresentaram um peso cumulativo de AICc maior do que 0,5 (tabela 3). Isto indica que foram as únicas variáveis importantes para explicar a variação da probabilidade de ocupação da espécie.

Para *Basileuterus leucophrys*, o melhor modelo apresentou um peso de 0.73 e a diferença entre este modelo e o seguinte foi grande ( $\Delta AICc = 3,16$ , tabela 2). Logo, consideramos somente o melhor modelo para explicar a variação da detectabilidade e da probabilidade de ocupação. Este modelo incluiu o NDVI relacionado a detectabilidade, e os efeitos quadráticos das variáveis bio5 ( $bio5^2$ ) e altitude ( $altitude^2$ ) relacionados a probabilidade de ocupação (tabela 2). A probabilidade de detecção de *Basileuterus leucophrys* variou negativamente com relação ao NDVI (tabela 4). Em relação a probabilidade de ocupação, as variáveis  $bio5^2$  e  $altitude^2$  foram as únicas que apresentaram um efeito “significativo” (tabela 4). O intervalo de confiança das demais (bio5 e altitude) incluiu o zero, indicando um fraco efeito dessas variáveis sobre a probabilidade de ocupação (tabela 4).

Para *Herpsilochmus longirostris* os modelos tiveram pouca variação entre seus pesos. Além disso, os modelos com combinações quadráticas ficaram entre os piores na seleção de modelos. Logo, para esta espécie consideramos o modelo médio de

todos os modelos aditivos com combinações lineares (tabela 2). Nenhuma variável teve peso cumulativo de AICc maior do que 0,50 (tabela 3). Isto indica que nenhuma variável foi importante para explicar a variação na probabilidade de detecção e de ocupação da espécie. Diante disto, consideramos que a detectabilidade e a probabilidade de ocupação foram homogêneas entre os locais amostrados.

Para *Hylocryptus rectirostris* consideramos o melhor modelo para explicar a variação da detectabilidade e da probabilidade de ocupação (peso cumulativo de AICc = 0,23). Este modelo incluiu o NDVI relacionado a detectabilidade, e os efeitos quadráticos das variáveis bio5 (bio5<sup>2</sup>) e bio16 (bio16<sup>2</sup>) relacionados a probabilidade de ocupação (tabela 2). A detectabilidade variou positivamente com relação ao NDVI (tabela 4). Em relação a probabilidade de ocupação, o intervalo de confiança de todas as variáveis incluiu o zero (tabela 4). Isto indica um fraco efeito das variáveis sobre a probabilidade de ocupação.

Para *Syndactyla dimidiata* o melhor modelo apresentou peso de 0,65 e a diferença entre este modelo e o seguinte foi grande ( $\Delta$ AICc = 1,93, tabela 2). No entanto, os modelos com variáveis quadráticas não convergiram, ou seja, as estimativas dos coeficientes não foram corretamente calculadas. Logo, para esta espécie consideramos o modelo médio de todos os modelos aditivos com combinações lineares. O NDVI não foi importante para explicar a variação da detectabilidade (tabela 4). Com isto, consideramos que a detectabilidade foi homogênea entre os locais amostrados. Em relação a probabilidade de ocupação, bio5 e altitude foram as únicas variáveis com peso cumulativo de AICc maior do que 0,50 (tabela 3). No entanto, o intervalo de confiança de ambas as variáveis incluiu o zero, indicando um fraco efeito sobre a probabilidade de ocupação (tabela 4).

Contrariamente ao esperado, os modelos de ocupação tiveram uma baixa performance preditiva tanto para os valores de AUC, quanto para os valores de TSS (figura 1). A performance preditiva relativa dos modelos de ocupação foi a menor quando comparada aos outros modelos avaliados. Em relação ao AUC, a diferença entre modelos de ocupação e os outros dois modelos, MAXENT ( $\Delta AUC = 0,30$ , IC = 0,19-0,44, t-test=6,79,  $p < 0,05$ ) e BIOMOD ( $\Delta AUC = 0,28$ , IC = 0,17-0,41, t-test = 6,55,  $p < 0,05$ ) foi significativa. De maneira semelhante, a diferença do TSS relativo entre os modelos de ocupação e os outros dois modelos, MAXENT ( $\Delta TSS = 0,51$ , IC = 0,33-0,69, t-test = 7,94,  $p < 0,05$ ) e BIOMOD ( $\Delta TSS = 0,38$ , IC = 0,20-0,56, t-test = 5,85,  $p < 0,05$ ) também foi significativa.

Os mapas preditivos resultantes das diferentes modelagens foram bastante distintos (anexo I). De maneira geral, para as espécies que não possuem variação na detectabilidade, os modelos de ocupação não distinguiram bem entre as áreas de alta e baixa probabilidade de ocorrência, exceto para *Syndactyla dimidiata*. Os modelos de ocupação e de consenso tiveram uma maior semelhança em relação as áreas com probabilidade de ocorrência quando comparados aos modelos gerados pelo MAXENT. Para os modelos de ocupação, as áreas com probabilidade de ocorrência das espécies, de uma maneira geral, apresentaram valores maiores do que os modelos de consenso, mesmo quando os modelos indicaram que a detectabilidade foi homogênea.

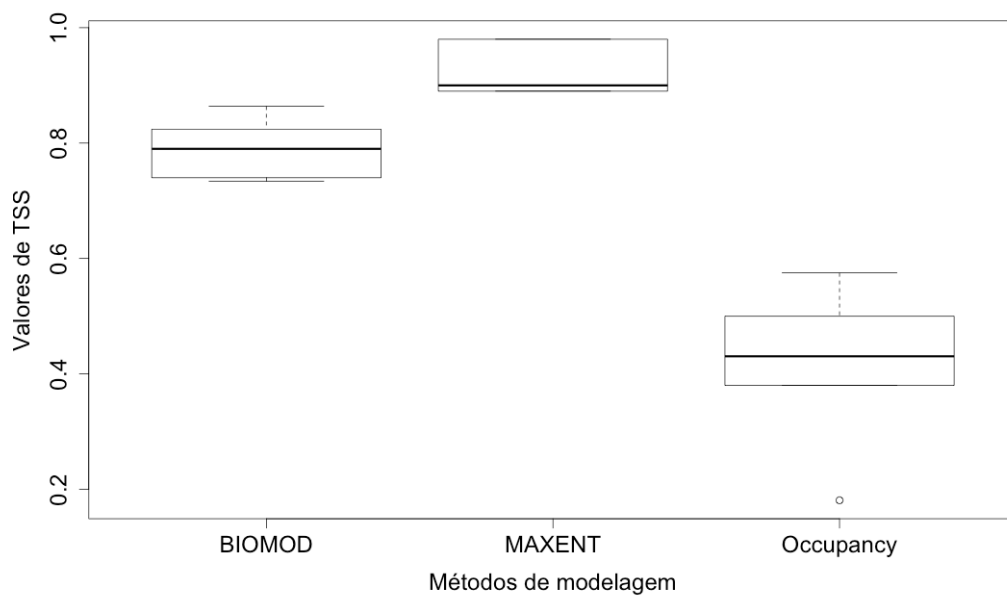
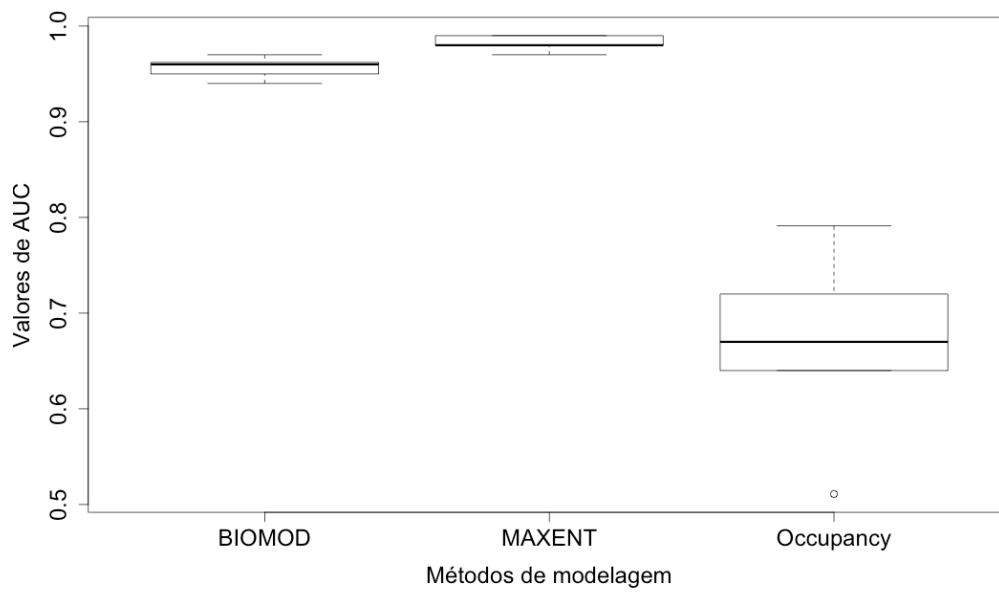


Figura 1. Comparação entre a performance preditiva dos modelos de ocupação (occupancy), de consenso (Biomod) e máxima entropia (MAXENT), para valores de AUC e TSS. As figuras indicam as medianas das estimativas e o 25<sup>o</sup> e 75<sup>o</sup> percentil. As linhas verticais indicam valores máximos e mínimos.



Tabela 2. Seleção de modelos relativos a modelagem de ocupação de cinco espécies de aves florestais endêmicas do Cerrado estudadas entre 2011-2013. K = número de parâmetro; AICc = AIC ajustado para pequenos tamanhos amostrais;  $\Delta AICc$  = diferença entre o AICc do modelo *i* e do modelo com menor valor de AICc e w = peso dos modelos. pNDVI = NDVI utilizado para estimativa da probabilidade de detecção, NDVI = NDVI utilizado para estimativa da probabilidade de ocupação; bio4, bio5, bio15, bio16 = variáveis bioclimáticas e alt = altitude. Efeito quadrático das variáveis =  $\wedge 2$ .

Modelos	K	AICc	$\Delta AICc$	w
<i>Antilophia galeata</i>				
pNDVI+bio15+bio16	5	232,05	0	0,10
bio15+bio16	4	232,34	0,29	0,09
pNDVI+bio4+bio15+bio16	6	232,98	0,93	0,06
pNDVI+bio5+bio15+bio16	6	233,52	1,47	0,05
pNDVI+bio15+bio16+NDVI	6	233,87	1,82	0,04
bio4+bio15+bio16	5	233,91	1,86	0,04
pNDVI+bio15+bio16+alt	6	233,92	1,87	0,04
pNDVI+bio4+bio5+bio15+bio16	7	234,03	1,98	0,04
bio5+bio15+bio16	5	234,04	1,99	0,04
bio15+bio16+NDVI	5	234,32	2,27	0,03
bio15+bio16+alt	5	234,33	2,28	0,03
bio4+bio5+bio15+bio16+alt	7	234,59	2,54	0,03
pNDVI+bio4+bio15+bio16+NDVI	7	234,87	2,81	0,03
pNDVI+bio4+bio15+bio16+alt	7	234,95	2,9	0,02
bio4+bio15+bio16+NDVI	6	235,2	3,15	0,02
bio5+bio15+bio16+alt	6	235,31	3,26	0,02
pNDVI+bio5+bio15+bio16+alt	7	235,32	3,27	0,02
pNDVI+bio5+bio15+bio16+NDVI	7	235,37	3,31	0,02
global	9	235,47	3,42	0,02
bio4+bio5+bio15+bio16	6	235,48	3,43	0,02
pNDVI+bio4 $\wedge 2$ +alt $\wedge 2$	7	235,63	3,58	0,02
pNDVI+bio15+bio16+NDVI+alt	7	235,79	3,74	0,02

<b>Modelos</b>	<b>K</b>	<b>AICc</b>	<b>ΔAICc</b>	<b>w</b>
bio4+bio15+bio16+alt	6	235,83	3,78	0,02
bio5+bio15+bio16+NDVI	6	236	3,95	0,01
bio15+bio16+NDVI+alt	6	236,31	4,26	0,01
<b><i>Basileuterus leucophrys</i></b>				
pNDVI+bio5 <sup>2</sup> +alt <sup>2</sup>	7	136,9	0	0,730
bio5 <sup>2</sup> +alt <sup>2</sup>	6	140,05	3,16	0,150
pNDVI+bio5 <sup>2</sup> +bio15 <sup>2</sup>	7	146,13	9,23	0,007
<b><i>Herpsilochmus longirostris</i></b>				
constante	2	224,32	0	0,078
NDVI	3	224,7	0,38	0,064
bio5	3	224,78	0,45	0,062
bio16	3	225,53	1,21	0,042
alt	3	225,58	1,25	0,042
bio4	3	225,65	1,33	0,040
bio15	3	225,73	1,4	0,039
bio5+NDVI	4	226,03	1,71	0,033
pNDVI	3	226,26	1,94	0,030
bio15+NDVI	4	226,41	2,09	0,027
bio16+NDVI	4	226,45	2,12	0,027
pNDVI+NDVI	4	226,51	2,19	0,026
bio5+bio15	4	226,62	2,29	0,025
bio15+bio16	4	226,68	2,36	0,024
bio4+NDVI	4	226,71	2,39	0,024
pNDVI+bio5	4	226,77	2,44	0,023
NDVI+alt	4	227,04	2,72	0,020
bio5+bio16	4	227,11	2,78	0,019
bio16+alt	4	227,2	2,87	0,018
bio15+alt	4	227,26	2,94	0,018
bio5+alt	4	227,32	3	0,017
pNDVI+alt	4	227,44	3,12	0,016
pNDVI+bio16	4	227,49	3,17	0,016

<b>Modelos</b>	<b>K</b>	<b>AICc</b>	<b><math>\Delta</math>AICc</b>	<b>w</b>
pNDVI+bio4	4	227,65	3,33	0,015
pNDVI+bio15	4	227,7	3,37	0,014
pNDVI+bio5+NDVI	5	227,78	3,45	0,014
bio5+bio15+NDVI	5	227,92	3,6	0,013
bio15+bio16+NDVI	5	228,02	3,7	0,012
pNDVI+bio16+NDVI	5	228,21	3,88	0,011
pNDVI+bio15+NDVI	5	228,23	3,91	0,011
bio5+bio16+NDVI	5	228,29	3,97	0,011
<b><i>Hylocryptus rectirostris</i></b>				
pNDVI+bio5 <sup>2</sup> +bio16 <sup>2</sup>	7	147,57	0	0,23
pNDVI+bio16 <sup>2</sup> +NDVI	6	148,13	0,56	0,18
pNDVI+bio16 <sup>2</sup>	5	148,43	0,86	0,15
pNDVI+bio16 <sup>2</sup> +alt <sup>2</sup>	7	150,15	2,58	0,06
pNDVI+bio15 <sup>2</sup> +bio16 <sup>2</sup>	7	150,58	3,01	0,05
bio16 <sup>2</sup>	4	150,89	3,32	0,04
bio5 <sup>2</sup> +bio16 <sup>2</sup>	6	151,89	4,31	0,03
<b><i>Syndactyla dimidata</i></b>				
alt	3	132,07	0	0,05
bio5	3	132,27	0,19	0,05
pNDVI+alt	4	132,45	0,38	0,04
bio4+bio5	4	132,74	0,67	0,04
pNDVI+bio4+bio5	5	133,18	1,11	0,03
pNDVI+bio5	4	133,24	1,17	0,03
bio5+alt	4	133,46	1,38	0,03
bio4+alt	4	133,87	1,8	0,02
pNDVI+bio5+alt	5	133,91	1,83	0,02
bio16+alt	4	133,99	1,92	0,02
bio15+alt	4	134,03	1,96	0,02
NDVI+alt	4	134,04	1,97	0,02
bio5+NDVI	4	134,14	2,07	0,02
pNDVI+bio4+alt	5	134,15	2,08	0,02

<b>Modelos</b>	<b>K</b>	<b>AICc</b>	<b><math>\Delta</math>AICc</b>	<b>w</b>
bio5+bio15	4	134,23	2,15	0,02
bio4	3	134,23	2,16	0,02
bio5+bio16	4	134,27	2,19	0,02
pNDVI+NDVI+alt	5	134,38	2,31	0,02
bio4+bio5+NDVI	5	134,41	2,33	0,02
pNDVI+bio16+alt	5	134,41	2,34	0,02
pNDVI+bio15+alt	5	134,42	2,34	0,02
bio4+bio5+bio16	5	134,59	2,51	0,01
bio4+bio5+bio15	5	134,6	2,53	0,01
pNDVI+bio5+NDVI	5	134,63	2,56	0,01
bio4+bio5+alt	5	134,74	2,67	0,01
pNDVI+bio4+bio5+bio15	6	135,04	2,96	0,01
pNDVI+bio4+bio5+bio16	6	135,09	3,01	0,01
pNDVI+bio4+bio5+alt	6	135,14	3,07	0,01
pNDVI+bio4+bio5+NDVI	6	135,15	3,08	0,01
pNDVI+bio5+bio15	5	135,22	3,15	0,01
pNDVI+bio5+bio16	5	135,24	3,16	0,01
bio5+bio16+alt	5	135,32	3,25	0,01
pNDVI+bio4	4	135,33	3,25	0,01
bio5+bio15+alt	5	135,37	3,3	0,01
bio5+NDVI+alt	5	135,44	3,37	0,01
bio4+NDVI+alt	5	135,67	3,6	0,01
bio4+bio16+alt	5	135,8	3,72	0,01
bio4+bio15+alt	5	135,82	3,75	0,01
pNDVI+bio5+NDVI+alt	6	135,82	3,75	0,01
pNDVI+bio5+bio16+alt	6	135,82	3,75	0,01
pNDVI+bio5+bio15+alt	6	135,85	3,77	0,01
bio15+bio16+alt	5	135,86	3,79	0,01
bio16+NDVI+alt	5	135,92	3,85	0,01
bio4+bio16	4	135,97	3,89	0,01
bio15+NDVI+alt	5	136,01	3,93	0,01
bio5+bio15+NDVI	5	136,08	4	0,01



Tabela 4. Estimativas dos coeficientes  $\beta$  das variáveis dos melhores modelos, sendo elas: pNDVI (NDVI para estimativa da detecção); NDVI (NDVI para estimativa da ocupação); ForCerr200 (quantidade de vegetação nativa em um buffer de 200 m); NonNat200 (quantidade de vegetação não-nativa em um buffer de 200 m); as variáveis bioclimáticas bio4, bio5, bio15, bio16, altitude e seus efeitos quadráticos bio4<sup>2</sup>, bio5<sup>2</sup>, bio15<sup>2</sup>, bio16<sup>2</sup> e altitude<sup>2</sup> ( $\pm 1$  Erro Padrão-EP) para os cinco endêmicos estudados entre 2011 e 2013.

<b>Espécies</b>	<b><math>\beta</math></b>	<b>EP</b>	<b>Intervalo de Confiança</b>	
<b><i>Antilophia galeata</i></b>				
bio15	-1,07	0,51	-2,06	-0,08
bio16	1,16	0,57	0,06	2,27
pNDVI	-0,33	0,21	-0,74	0,08
bio4	0,43	0,50	-0,54	1,40
bio5	0,48	0,83	-1,16	2,11
NDVI	-0,07	0,47	-0,99	0,85
altitude	0,39	0,80	-1,18	1,95
<b><i>Basileuterus leucophrys</i></b>				
pNDVI	-1,04	0,49	-2,00	-0,08
bio5	0,39	0,66	-0,90	1,04
bio5 <sup>2</sup>	1,25	0,39	0,49	1,64
altitude	1,55	0,90	-0,22	2,45
altitude <sup>2</sup>	-1,36	0,51	-2,35	-0,85
<b><i>Herpsilochmus longirostris</i></b>				
pNDVI	-1,95	2,09	-6,04	0,14
bio5	-0,01	0,02	-0,05	0,01
bio16	0,00	0,00	0,00	0,01
altitude	0,00	0,00	0,00	0,00
bio4	0,00	0,00	0,00	0,00
bio15	-0,02	0,04	-0,10	0,02
NDVI	0,52	3,27	-5,90	3,79
<b><i>Hylocryptus rectirostris</i></b>				
pNDVI	1,81	0,63	0,57	3,05

<b>Espécies</b>	<b><math>\beta</math></b>	<b>EP</b>	<b>Intervalo de Confiança</b>	
bio5	-0,94	0,58	-2,07	0,19
bio5 <sup>2</sup>	0,06	0,45	-0,82	0,95
bio16	-1,11	0,71	-2,51	0,28
bio16 <sup>2</sup>	-1,19	0,58	-2,33	-0,05
<b><i>Syndactyla dimidiata</i></b>				
altitude	0,84	0,66	-0,46	2,13
bio5	-0,84	0,57	-1,95	0,28
pNDVI	0,36	0,31	-0,25	0,97
bio4	-0,52	0,51	-1,52	0,49
bio16	-0,06	0,49	-1,01	0,90
bio15	0,10	0,48	-0,83	1,04
NDVI	-0,04	0,50	-1,03	0,95

## **Discussão**

Todas as espécies apresentaram uma probabilidade de detecção menor do que um ( $p < 1$ ) indicando que, se não considerássemos este parâmetro as estimativas da probabilidade de ocupação seriam subestimadas. Isto se reflete nos mapas preditivos resultantes das modelagens, onde as áreas que apontam alguma probabilidade de ocorrência de maneira geral, possuem valores maiores nos mapas de ocupação, quando comparados aos modelos de consenso. Taxas de ocupação observadas (ocupação aparente), contêm um viés negativo não conhecido, a menos que a probabilidade de detecção seja igual a um ( $p = 1$ ) (Bailey et al. 2004).

Contrariamente ao que esperávamos, os modelos de ocupação apresentaram baixa performance preditiva quando comparados ao método de consenso (BIOMOD) que utiliza dados de presença/ausência e ao MAXENT que utiliza apenas dados de presença. Outros estudos que compararam a performance encontraram uma melhora

preditiva dos modelos de ocupação em relação a outros modelos que utilizam dados de presença e ausência (Rota et al. 2011, Comte and Grenouillet 2013). No entanto, essa diferença foi baixa indicando que os modelos de ocupação podem não melhorar consideravelmente as previsões de onde a espécie poderia ser detectada. A baixa performance preditiva dos modelos de ocupação pode estar relacionada a heterogeneidade na probabilidade de detecção, à informação limitada para estimar a probabilidade de detecção e aos dados utilizados para a validação dos modelos (Rota et al. 2011).

É esperado que a heterogeneidade na probabilidade de detecção entre os locais aumente a performance preditiva dos modelos de ocupação, assim como relatado em outros estudos (Rota et al. 2011, Comte and Grenouillet 2013). Isto por que em modelos que não incorporam a detecção imperfeita, este parâmetro seria igual a um para todos os locais, o que levaria a estimativa de relações enviesadas da ocupação com o habitat (Tyre et al. 2003). Além disto, as probabilidades de detecção e ocupação podem estar correlacionadas com a mesma variável, o que levaria os modelos que não consideram a probabilidade de detecção a inferências erradas (MacKenzie et al. 2006). Modelos que não separam a probabilidade de detecção da probabilidade de ocupação podem produzir estimativas que tendem a sobre-estimar a importância de uma variável quando esta é relacionada positivamente com ambos os parâmetros (Yackulic et al. 2012). Da mesma maneira, as probabilidades de detecção e ocupação podem ser negativamente correlacionadas a mesma variável, especialmente quando a espécie tem preferência por habitats difíceis de serem amostrados. Neste caso, não modelar os parâmetros separadamente levará a subestimativa do efeito da covariável sobre a probabilidade de ocupação da espécie (MacKenzie et al. 2006).



No nosso estudo, utilizamos o NDVI para explicar a variação na detectabilidade das espécies. Dos cinco endêmicos estudados, somente *Basileuterus leucophrys* e *Hylocryptus rectirostris* apresentaram uma variação da probabilidade de detecção em resposta ao NDVI. Considerando que a detectabilidade dessas espécies é heterogênea entre os diferentes locais, esperaríamos encontrar uma melhor performance preditiva para os modelos de ocupação. No entanto, a performance preditiva dos modelos foi baixa quando comparada aos outros modelos. De fato, outros estudos mostraram que a heterogeneidade na detecção está ligada a uma melhora na performance preditiva dos modelos de ocupação somente para espécies de difícil detecção (Rota et al. 2011, Comte and Grenouillet 2013) e as nossas espécies tiveram uma detectabilidade relativamente alta (tabela 1).

Uma das causas para a baixa performance preditiva dos modelos de ocupação pode ser a seleção de variáveis que não são relevantes para explicar as probabilidades de detecção (Comte and Grenouillet 2013). Para três das espécies estudadas a probabilidade de detecção não variou com o NDVI. Nestes casos, onde a probabilidade de detecção é homogênea ao longo dos locais de amostragem, as estimativas das relações da ocupação com o ambiente permanecerão a mesmas. Diante disto, os modelos de ocupação podem não melhorar as predições de onde as espécies serão detectadas em relação a outros modelos. Logo, a seleção de fatores ambientais que afetam a detectabilidade deve ser um passo importante na modelagem, sendo preferíveis fatores que são altamente variáveis entre os locais amostrados (Rota et al. 2011).

Considerando nossos resultados, o NDVI, na escala considerada, pode não ser uma boa variável para explicar a variação na probabilidade de detecção das espécies florestais endêmicas do Cerrado. Entretanto, no capítulo um demonstramos que o

NDVI em um buffer de 100m é um bom preditor da detectabilidade. Logo pode-se considerar em estudos futuros o uso de um tamanho de pixel menor, onde seria possível captar maior variação do NDVI entre os pontos amostrados. Além do NDVI, variáveis que influenciem na capacidade de detectar a espécie, como densidade de árvores, arbustos e de extrato herbáceo e proximidade com água poderiam ser utilizadas. Variáveis relacionadas à amostragem também podem ser incluídas no modelo, como a data em que a coleta de dados foi realizada e a hora do dia, podendo assim, melhorar a capacidade preditiva dos modelos de ocupação (Rota et al. 2011, Comte and Grenouillet 2013). A escolha das variáveis que afetam a probabilidade de detecção pode estar diretamente relacionada a melhora da performance preditiva dos modelos de ocupação (Rota et al. 2011).

A homogeneidade da detectabilidade pode ser uma possível explicação para a baixa qualidade de mapas preditivos gerados para *Antilophia galeata* e *Herpsilochmus longirostris*. Para estas espécies, os modelos sobre-estimaram as áreas de alta probabilidade de ocorrência e não fizeram uma boa distinção entre estas e as áreas de baixa probabilidade de ocorrência. Por outro lado, os pixels amostrados podem não ter abrangido uma variação ambiental necessária para distinguir entre as diferentes áreas da distribuição geográfica. Isto por que os mapas gerados pelos modelos de consenso (BIOMOD) também superestimaram as áreas de alta probabilidade de ocorrência destas espécies. Nestes casos, os modelos que incluem pseudo-ausências podem ser uma alternativa, uma vez que mais informações são fornecidas aos modelos, para a estimativa da probabilidade de ocorrência.

Em relação a validação dos modelos, os métodos utilizados podem não ter sido adequados para avaliar a performance preditiva entre os modelos. De acordo com Kéry et al. (2013), o AUC pode indicar apenas vagamente o ajuste do modelo. Isto

por que não é uma medida direta da performance preditiva para as ocorrências das espécies e sim do produto da probabilidade de ocorrência e da probabilidade de detecção condicional (Yackulic et al. 2012). Além disso, os dados de validação podem afetar a performance dos modelos, uma vez que este processo depende essencialmente de ausências confiáveis (Lobo et al. 2010). Neste sentido, os modelos de ocupação podem ter sido mais sensíveis as falsas ausências no nosso estudo, uma vez que elas aumentam as taxas de falsos positivos. A fonte deste problema pode estar nos pontos utilizados para validação dos modelos que foram amostrados somente uma vez. Isto pode indicar que para os modelos de ocupação um maior esforço de coleta é determinante para a melhora na performance preditiva. Apesar de não ser necessário que todos os pontos tenham múltiplas amostragens, na estimativa das probabilidades de ocupação e detecção (Kéry et al. 2013), isto pode ser fundamental na melhora da acurácia dos modelos em relação aos dados de validação.

A modelagem realizada pelo MAXENT apresentou a melhor performance preditiva dentre os modelos considerados. No entanto, os mapas resultantes foram bastante distintos dos mapas gerados pelos outros modelos. Isto pode indicar que apesar das estimativas terem sido precisas, elas podem ser enviesadas. Este resultado está de acordo com o encontrado por (Royle et al. 2012), que aponta para o problema de o MAXENT considerar a prevalência de 0,5, um valor que nem sempre reflete a realidade. No nosso caso, nenhuma espécie apresentou uma probabilidade de ocorrência de 0,5.

Com isto, considerando-se nosso conjunto de dados e o método de validação dos modelos, acreditamos que a metodologia mais apropriada para a estimativa da probabilidade de ocorrência das espécies sejam os modelos de consenso. As lacunas de informação nos dados que resultam da detecção imperfeita podem ser

compensadas pela combinação de diferentes estados possíveis da distribuição (Marmion et al. 2009). No entanto, mais esforços de pesquisa são necessários para quantificar a incerteza na qualidade das predições dos modelos de ocupação, uma vez que a detectabilidade pode levar a mudanças consideráveis nas predições dos modelos especialmente para espécies de baixa detecção (Zipkin et al. 2012, Comte and Grenouillet 2013).

### **Referencias Bibliográficas**

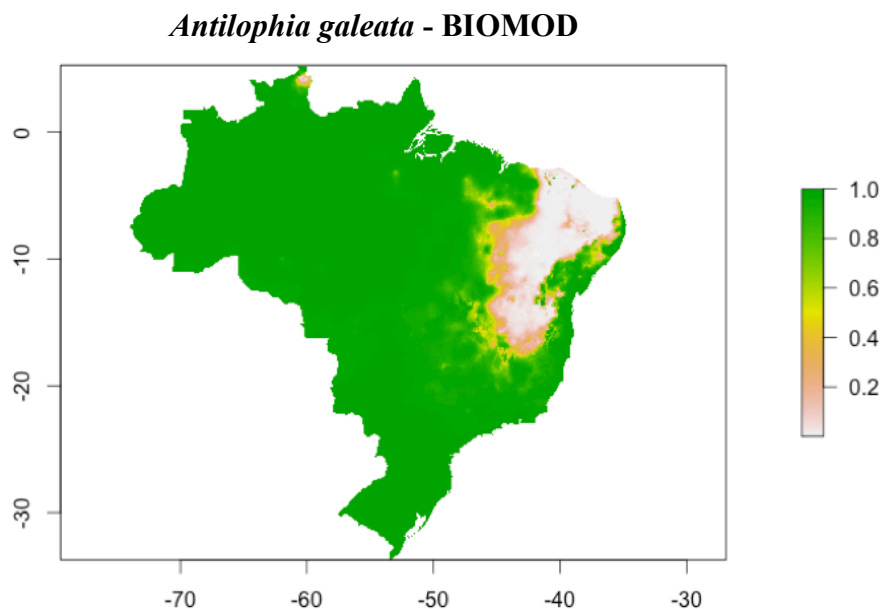
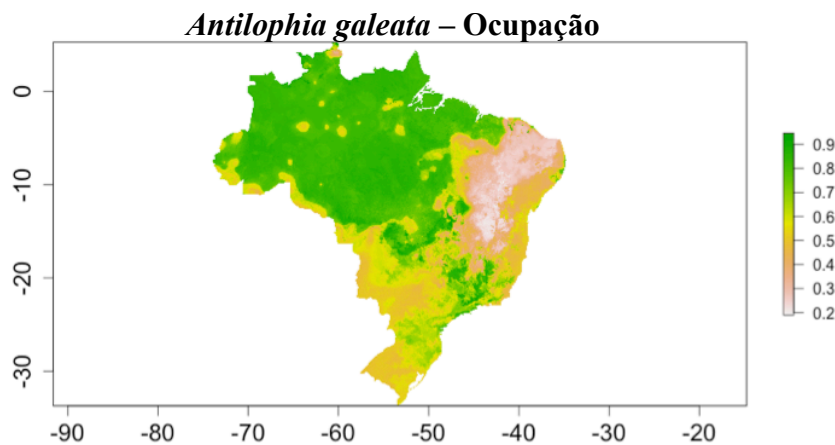
- Allouche, O., A. Tsoar, and R. Kadmon. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* **43**:1223-1232.
- Araújo, M. B., and M. New. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution* **22**:42-47.
- Austin, M. 2007. Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling* **200**:1-19.
- Bailey, L. L., T. R. Simons, and K. H. Pollock. 2004. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecological Applications* **14**:692-702.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach.
- Comte, L., and G. Grenouillet. 2013. Species distribution modelling and imperfect detection: comparing occupancy versus consensus methods. *Diversity and Distributions* **19**:996-1007.
- Doherty, P., G. White, and K. Burnham. 2010. Comparison of model building and selection strategies. *Journal of Ornithology* **152**:317-323.
- 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. M. Overton, A. Townsend 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. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **40**:677-697.
- Elith, J., S. J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y. E. Chee, and C. J. Yates. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* **17**:43-57.
- Fiske, I., and R. Chandler. 2011. unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software* **43**:1-23.
- Gibson, L. A. 2011. The importance of incorporating imperfect detection in biodiversity assessments: a case study of small mammals in an Australian region. *Diversity and Distributions* **17**:613-623.
- Graham, C. H., S. Ferrier, F. Huettman, C. Moritz, and A. T. Peterson. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology & Evolution* **19**:497-503.
- Guisan, A., and W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* **8**:993-1009.
- Guisan, A., and N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* **135**:147-186.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones, and A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology* **25**:1965-1978.
- Karanth, K. K., J. D. Nichols, J. E. Hines, K. U. Karanth, and N. L. Christensen. 2009. Patterns and determinants of mammal species occurrence in India. *Journal of Applied Ecology* **46**:1189-1200.
- Kéry, M. 2011. Towards the modelling of true species distributions. *Journal of Biogeography* **38**:617-618.
- Kéry, M., B. Gardner, and C. Monnerat. 2010. Predicting species distributions from checklist data using site-occupancy models. *Journal of Biogeography* **37**:1851-1862.

- Kéry, M., G. Guillera-Arroita, and J. J. Lahoz-Monfort. 2013. Analysing and mapping species range dynamics using occupancy models. *Journal of Biogeography* **40**:1463-1474.
- Lahoz-Monfort, J. J., G. Guillera-Arroita, and B. A. Wintle. 2014. Imperfect detection impacts the performance of species distribution models. *Global Ecology and Biogeography* **23**:504-515.
- Liu, C., M. White, and G. Newell. 2013. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence - only data. *Journal of Biogeography* **40**:778-789.
- Lobo, J. M., A. Jiménez-Valverde, and J. Hortal. 2010. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography* **33**:103-114.
- Lobo, J. M., A. Jiménez-Valverde, and R. Real. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* **17**:145-151.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. Andrew Royle, and C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* **83**:2248-2255.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey, and J. E. Hines. 2006. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press.
- Marmion, M., M. Luoto, R. K. Heikkinen, and W. Thuiller. 2009. The performance of state-of-the-art modelling techniques depends on geographical distribution of species. *Ecological Modelling* **220**:3512-3520.
- Merow, C., M. J. Smith, and J. A. Silander. 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*:no-no.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson, and R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* **190**:231-259.
- Phillips, S. J., and M. Dudík. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* **31**:161-175.
- Phillips, S. J., M. Dudík, J. Elith, C. H. Graham, A. Lehmann, J. Leathwick, and S. Ferrier. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models:

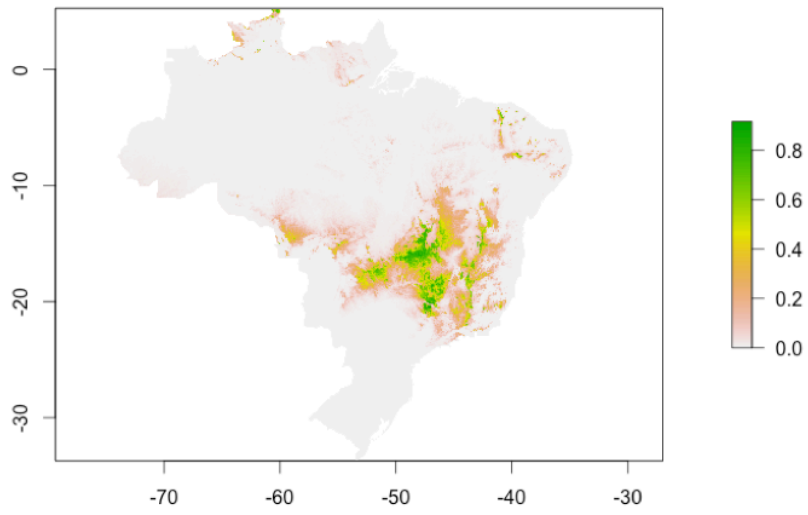
- implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* **19**:181-197.
- R Development Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rota, C. T., R. J. Fletcher, J. M. Evans, and R. L. Hutto. 2011. Does accounting for imperfect detection improve species distribution models? *Ecography* **34**:659-670.
- Royle, J. A., R. B. Chandler, C. Yackulic, and J. D. Nichols. 2012. Likelihood analysis of species occurrence probability from presence-only data for modelling species distributions. *Methods in Ecology and Evolution* **3**:545-554.
- Thuiller, W. 2004. Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Global Change Biology* **10**:2020-2027.
- Thuiller, W., B. Lafourcade, R. Engler, and M. B. Araújo. 2009. BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* **32**:369-373.
- Tyre, A. J., B. Tenhumberg, S. A. Field, D. Niejalke, K. Parris, and H. P. Possingham. 2003. Improving precision and reducing bias in biological surveys: estimating false-negative error rates. *Ecological Applications* **13**:1790-1801.
- Yackulic, C. B., R. Chandler, E. F. Zipkin, J. A. Royle, J. D. Nichols, E. H. Campbell Grant, and S. Veran. 2012. Presence-only modelling using MAXENT: when can we trust the inferences? *Methods in Ecology and Evolution* **4**:236-243.
- Zipkin, E. F., E. H. C. Grant, and W. F. Fagan. 2012. Evaluating the predictive abilities of community occupancy models using AUC while accounting for imperfect detection. *Ecological Applications* **22**:1962-1972.

Anexo I. Mapas preditivos da distribuição das espécies resultantes da a) modelagem de ocupação, b) modelagem de consenso (BIOMOD) e c) máxima entropia (MAXENT), para cinco aves florestais endêmicas do Cerrado, sendo elas: *Antilophia galeata*, *Basileuterus leucophrys*, *Herspsilochmus longirostris*, *Hylocryptus rectirostris* e *Syndactyla dimidiata*. As barras laterais indicam um gradiente de probabilidade de ocorrência, indo da menor probabilidade de ocorrência (branco) para a maior probabilidade de ocorrência (verde).

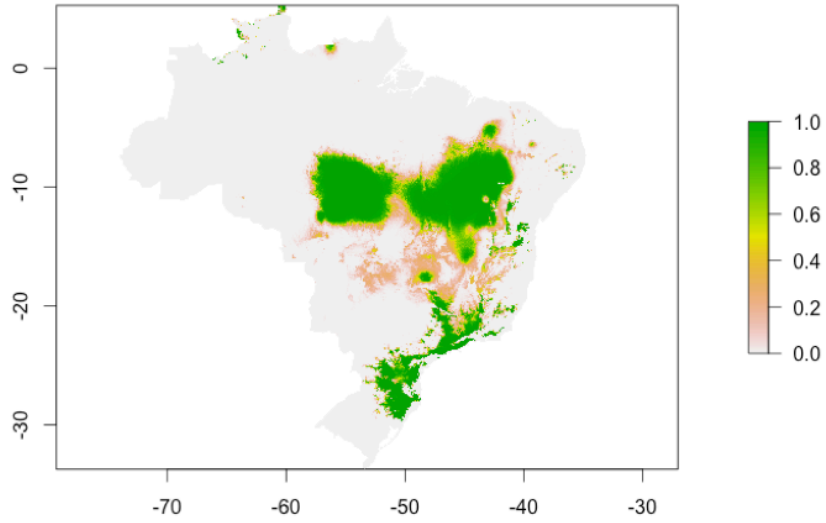




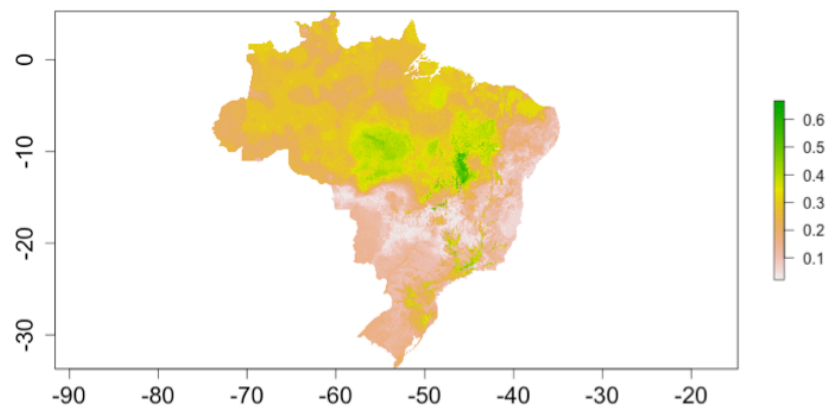
*Antilophia galeata* - MAXENT



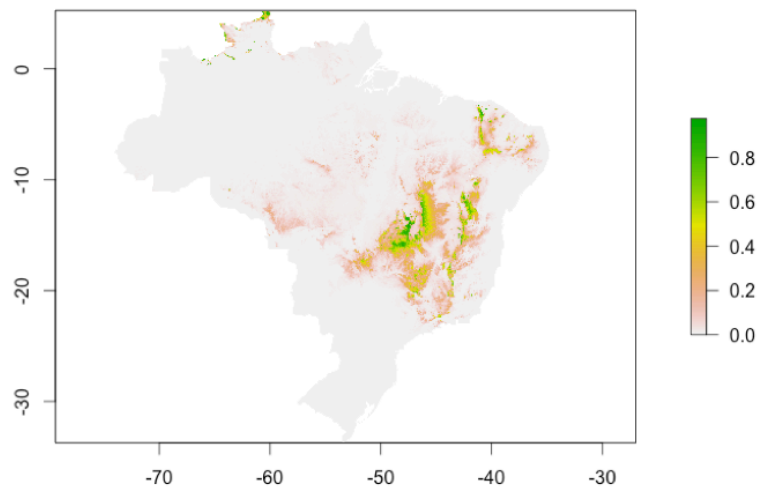
***Basileuterus leucophrys* – Ocupação**



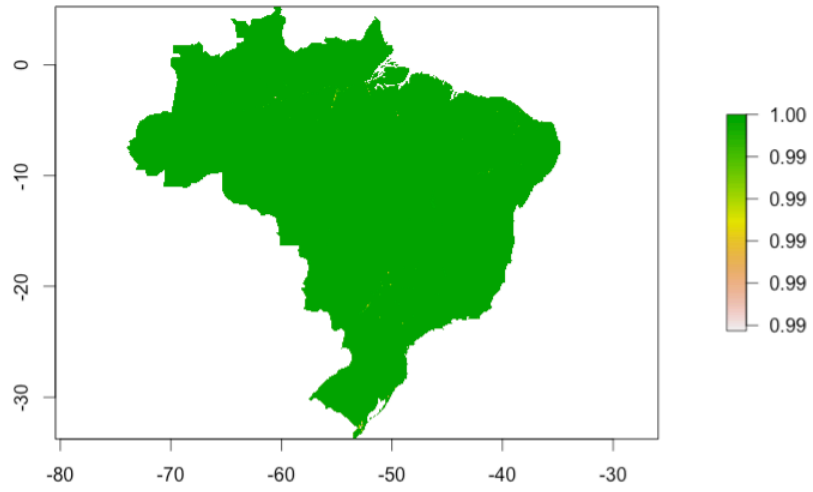
***Basileuterus leucophrys* - BIOMOD**



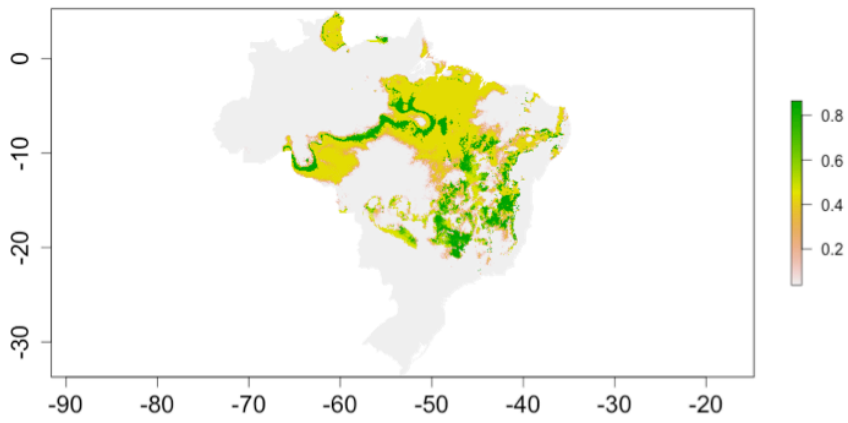
***Basileuterus leucophrys* - MAXENT**



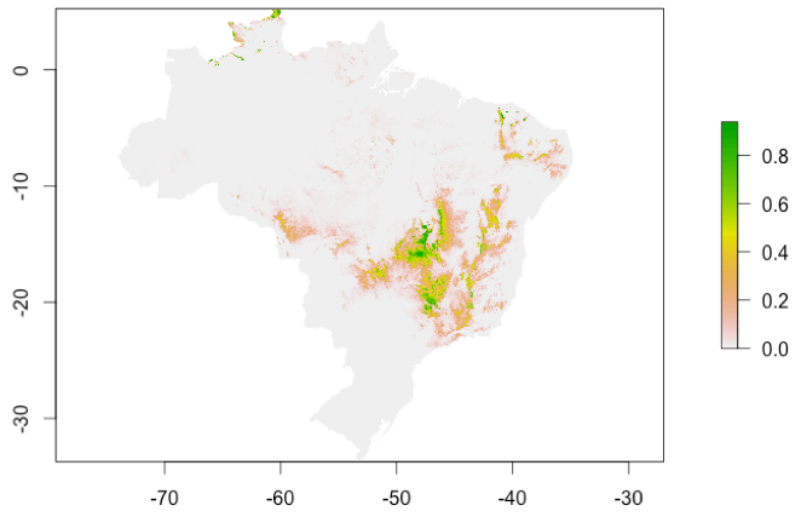
*Herpsilochmus longirostris* – Ocupação



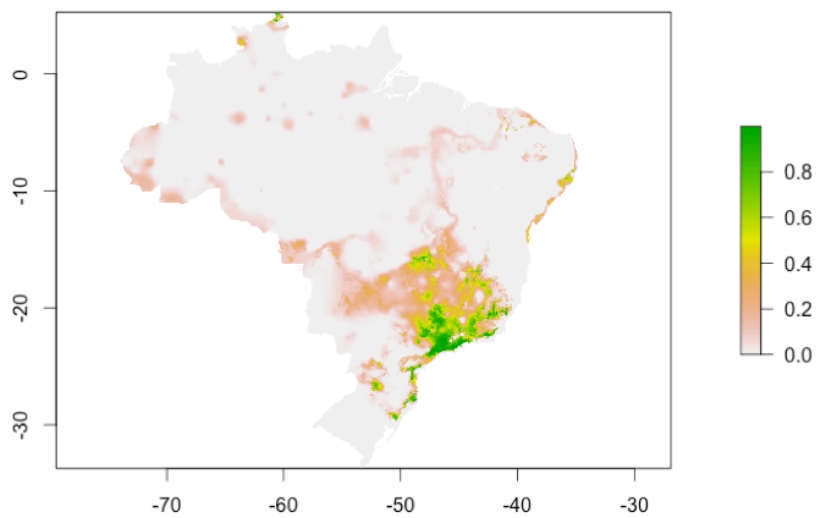
*Herpsilochmus longirostris* – BIOMOD



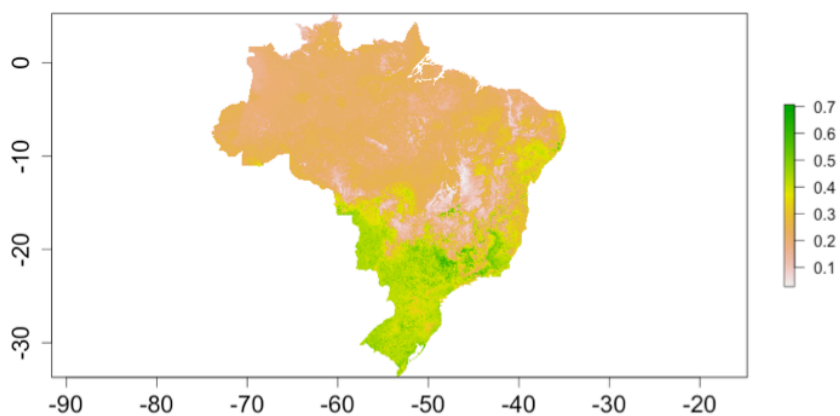
*Herpsilochmus longirostris* – MAXENT



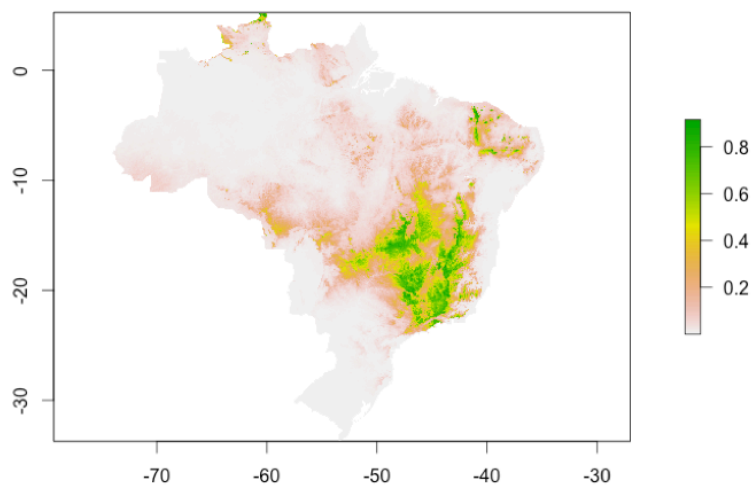
***Hylocryptus rectirostris* – Ocupação**



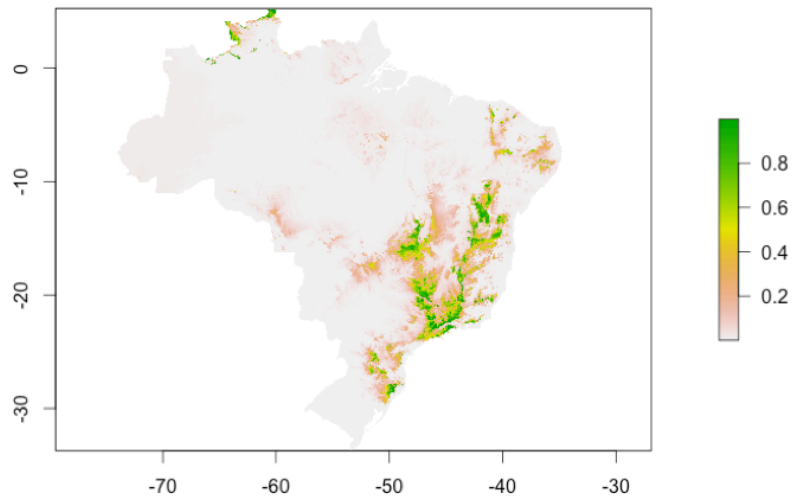
***Hylocryptus rectirostris* – BIOMOD**



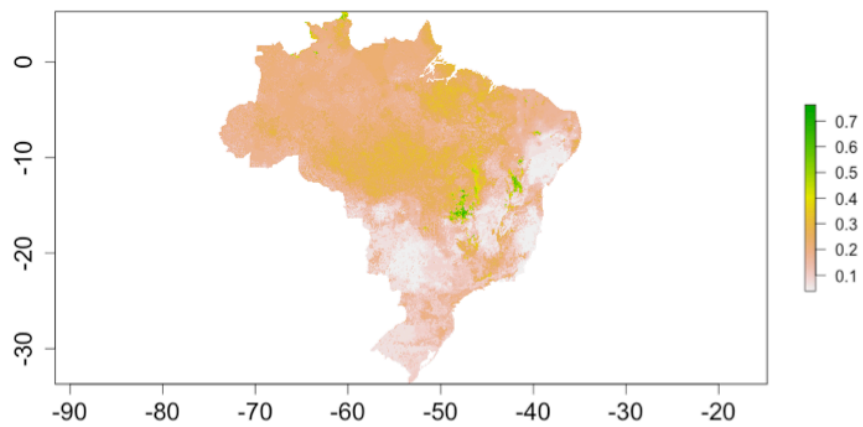
***Hylocryptus rectirostris* – MAXENT**



***Syndactyla dimidiata* – Ocupação**



***Syndactyla dimidiata* – BIOMOD**



***Syndactyla dimidiata* – MAXENT**

