Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura

Distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*)
e indicação de áreas prioritárias para sua conservação

Vinicius Alberici Roberto

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração: Ecologia
Aplicada

Piracicaba
2017

Vinicius Alberici Roberto
Bacharel em Ciências Biológicas

Distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e
indicação de áreas prioritárias para sua conservação

Orientador:

Prof. Dr. **ADRIANO GARCIA CHIARELLO**

Coorientadora:

Prof.^a Dr.^a **KATIA MARIA PASCHOALETTO MICCHI DE
BARROS FERRAZ**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração: Ecologia
Aplicada

Piracicaba
2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Roberto, Vinicius Alberici

Distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e indicação de áreas prioritárias para sua conservação / Vinicius Alberici Roberto. - - Piracicaba, 2017.

102 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Centro de Energia Nuclear na Agricultura.

1. Modelagem de distribuição de espécies 2. Modelagem de nicho ecológico 3. Planejamento da conservação 4. Xenarthra. I. Título

*Para Guilherme,
com a esperança de que sua chegada nos traga um novo olhar sobre
a vida, o universo e tudo mais.*

AGRADECIMENTOS

À Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ) e ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA), por terem me acolhido e me dado o suporte institucional necessário para que eu seguisse a carreira acadêmica.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa concedida, que permitiu a realização deste estudo.

Ao Programa Interunidades de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada (PPGI-EA), pela oportunidade que me foi dada, pela excelência no desenvolver de suas atividades e pela contribuição à minha formação como pós-graduando. Sou grato também à comissão coordenadora e aos representantes discentes, pela dedicação, e, especialmente, à Mara Casarin, pela paciência e boa vontade, sempre esclarecendo as minhas dúvidas com muita atenção.

Ao Prof. Dr. Adriano Chiarello, pela confiança que depositou em mim para a realização deste trabalho e pela orientação ao longo do caminho. Por ser um profissional que admiro e no qual me espelho, que me ensinou muito e sempre esteve à disposição para uma boa conversa.

À Prof.^a Dr.^a Katia Ferraz, pela oportunidade, por ter me ajudado a alcançar meus objetivos e por ter contribuído para a minha formação acadêmica e pessoal. Pelos saberes compartilhados, respeito e reconhecimento, sou muito grato.

Ao Laboratório de Manejo e Conservação da Fauna Silvestre (LEMaC) e a todos seus integrantes, pela amizade que construímos juntos. Ao Centro de Métodos Quantitativos (CMQ) e a todos seus integrantes, por termos compartilhado muito mais do que um espaço físico. Ao Laboratório de Ecologia e Conservação (LAEC) e a todos seus integrantes que, mesmo distantes, sempre foram tão próximos e receptivos. Aos amigos de Ribeirão Preto, que sempre estiveram comigo, e aos amigos de Piracicaba, que tive o prazer de conhecer.

À Sociedade Brasileira de Mastozoologia (SBMZ) e ao Grupo de Especialistas em Tamanduás, Preguiças e Tatus da IUCN/SSC (ASASG), pelo apoio na obtenção dos dados. À todas as instituições e a todos os pesquisadores e outros profissionais que, de alguma forma, contribuíram para este trabalho, sou profundamente grato.

À minha família, pelo apoio e amor incondicional que me ofereceram nesta travessia, por serem o alicerce no qual me construí e o reflexo no qual me espelho. À Marina, minha amada, amiga e companheira, por estar sempre ao meu lado e vir comigo em meu caminho, por me tornar uma pessoa melhor e fazer a minha vida mais feliz.

*“A poesia está guardada nas palavras — é tudo que eu sei.
Meu fado é o de não saber quase tudo.
Sobre o nada eu tenho profundidades.”*

Manoel de Barros

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
LISTA DE FIGURAS	9
LISTA DE TABELAS	12
1. INTRODUÇÃO	15
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
2.1. DISTRIBUIÇÃO DO TAMANDUÁ-BANDEIRA NA REGIÃO NEOTROPICAL	21
2.2. DISTRIBUIÇÃO DO TAMANDUÁ-BANDEIRA NOS BIOMAS BRASILEIROS.....	24
3. OBJETIVOS.....	45
4. MATERIAL E MÉTODOS	24
4.1. DADOS DE OCORRÊNCIA	29
4.1.1. Análise de correlação espacial e ambiental dos dados de ocorrência	32
4.2. SELEÇÃO DE VARIÁVEIS PREDITORAS	35
4.2.1. Análise de correlação espacial das variáveis preditoras.....	40
4.3. PROCEDIMENTOS DE MODELAGEM	42
4.4. ANÁLISE DE LACUNAS E INDICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO	43
5. RESULTADOS	47
5.1. MODELO DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL CONTINENTAL	47
5.2. MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL PARA OS BIOMAS.....	52
5.2.1. Amazônia.....	53
5.2.2. Caatinga.....	53
5.2.3. Cerrado.....	54
5.2.4. Mata Atlântica.....	55
5.2.5. Pantanal.....	56
5.3. MODELO DE DISTRIBUIÇÃO ATUAL CONTINENTAL	58
5.4. MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO ATUAL PARA OS BIOMAS	63
5.4.1. Amazônia.....	64
5.4.2. Caatinga.....	64
5.4.3. Cerrado.....	65
5.4.4. Mata Atlântica.....	66
5.4.5. Pantanal.....	67
5.5. ADEQUABILIDADE AMBIENTAL DOS BIOMAS	69
5.6. ANÁLISE DE LACUNAS E INDICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO	70
6. DISCUSSÃO.....	79
7. CONCLUSÕES	87
REFERÊNCIAS	89
APÊNDICES.....	102

RESUMO

Distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e indicação de áreas prioritárias para sua conservação

O tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) se distribui amplamente ao longo da região Neotropical, porém é provável que esteja extinto da maior parte de sua extensão original, notadamente na América Central e nos limites austrais de sua distribuição. O táxon está ameaçado de extinção globalmente (IUCN) e também em âmbito nacional. Embora historicamente a espécie ocorra em todos os biomas brasileiros, hoje é considerada extinta nos Pampas, quase extinta na Mata Atlântica, sendo que na Caatinga sua presença necessita de confirmação e no Cerrado suas populações vem sofrendo drásticas reduções. Atualmente não há estudos de revisão da distribuição da espécie nos biomas brasileiros, tão pouco foi avaliado se as áreas mais adequadas à espécie estão sendo protegidas e o conhecimento existente é insuficiente para adotar estratégias de conservação adequadas. Dessa maneira, o presente estudo teve como principal objetivo modelar a distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira no Brasil e nos biomas brasileiros, a fim de identificar quais variáveis preditoras melhor explicam a ocorrência da espécie em diferentes escalas. Além disso, a partir dos modelos de distribuição atual, os biomas foram avaliados quanto à adequabilidade ambiental (i.e. probabilidade de presença) e foram realizadas uma análise de lacunas e a identificação de áreas prioritárias para a conservação. A distribuição potencial do tamanduá-bandeira foi melhor explicada em escala continental, por variáveis bioclimáticas (sazonalidade de temperatura e precipitação) e topográficas (altitude), enquanto que a distribuição atual foi bem explicada nas duas escalas, por variáveis de uso e cobertura da terra (porcentagens de cobertura arbórea, de silvicultura e de cana-de-açúcar). O Cerrado foi o bioma de maior adequabilidade ambiental à espécie, seguido da Amazônia, Pantanal, Mata Atlântica e Caatinga, sendo que não foram obtidos registros recentes para os Pampas. Menos de 10% da distribuição atual do tamanduá-bandeira no Cerrado e Pantanal encontra-se protegida por Unidades de Conservação, existindo uma lacuna parcial de conservação. Áreas prioritárias para a espécie incluem um corredor central no Cerrado, grande parte do Pantanal e áreas de transição (ecótonos) com outros biomas. Os resultados obtidos neste estudo permitiram preencher lacunas de conhecimento acerca da distribuição do tamanduá-bandeira, bem como dar suporte para o planejamento de sua conservação.

Palavras-chave: Modelagem de distribuição de espécies; Modelagem de nicho ecológico; Planejamento da conservação; Xenarthra

ABSTRACT

Potential and current distribution of giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) and identification of priority areas for its conservation

The giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) is widely distributed throughout the Neotropical region, but is probably extinct from most of its range, notably in Central America and the southern limits of its distribution. The species is listed as Vulnerable on the IUCN and national Red Lists. Although historically present in all Brazilian biomes, there are no studies reviewing its distribution, nor has it been evaluated if the Brazilian federal conservation units are protecting the areas most suitable to the species. Thus, the aim of this study was to model the potential and current distribution of the giant anteater in Brazil and Brazilian biomes, to identify which predictor variables best explain the occurrence of the species at different scales. Current distribution models were used to evaluate the biomes environmental suitability (i.e. probability of presence) and a gap analyses were performed. Also, priority areas for conservation were identified. The potential distribution of the anteater was better explained on a continental scale by bioclimatic (seasonality of temperature and precipitation) and topographic (altitude) variables, while the current distribution was well predicted in both scales, by land cover variables (percentages of tree cover, silviculture, and sugarcane). The Cerrado was the biome of greater environmental suitability to the species, followed by the Amazon, the Pantanal, the Atlantic Forest and the Caatinga. No recent records were obtained for the Pampas. Conservation units protect less than 10% of the current distribution of the giant anteater in the Cerrado and Pantanal. Priority areas for the species include a central corridor in the Cerrado, much of the Pantanal and ecotones. The results obtained in this study helped to fill knowledge gaps on the distribution of the giant anteater in Brazil, supporting actions for its conservation.

Keywords: Species distribution modeling; Ecological niche modeling; Conservation planning; Xenarthra

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Diagrama BAM, representando a interação entre as condições ambientais (A), as interações bióticas (B) e as regiões acessíveis à espécie (M) na determinação de sua distribuição no espaço geográfico (G). G_A = área abiótica adequada, G_O = área de distribuição atual, G_I = área de distribuição de invasão. Em vermelho, a área de distribuição potencial (G_P), sendo $G_P = G_O \cup G_I$. Círculos indicam dados de presença (preenchidos) e ausência (vazios) da espécie. Adaptado de Peterson et al (2011). 16
- Figura 2.** Distribuição do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) na região Neotropical, segundo a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN – União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (MIRANDA; BERTASSONI; ABBA, 2014). 22
- Figura 3.** Distribuição do tamanduá-bandeira no Brasil, segundo Miranda et al (2015) – Avaliação do Risco de Extinção de *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758 no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio, 2015. 27
- Figura 4.** Fluxograma ilustrando as principais etapas da Modelagem de Distribuição de Espécies (MDE), adaptado de Peterson et al. (2011). 29
- Figura 5.** Distribuição do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) na região Neotropical, segundo a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN – União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (MIRANDA et al., 2014). Os pontos pretos representam os registros recentes de ocorrência da espécie. 31
- Figura 6.** Mapa de heterogeneidade ambiental, gerado a partir de variáveis ambientais bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas, para ser utilizado na remoção da autocorrelação espacial e ambiental entre os pontos de ocorrência de tamanduá-bandeira. 33
- Figura 7.** *Bias Grid* ou mapa de densidade de registros de ocorrência de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), representando o viés amostral da base de dados, gerado para ser inserido no processo de modelagem da distribuição da espécie. 34
- Figura 8.** Distribuição do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) nos biomas brasileiros. Os pontos pretos representam os registros de ocorrência da espécie, após os procedimentos de remoção da autocorrelação espacial e ambiental. 35
- Figura 9.** Fluxograma ilustrando as principais etapas e produtos da modelagem de distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira. A partir de um conjunto de dados de ocorrência e de variáveis ambientais foram gerados modelos de distribuição potencial em escala continental (MPoC) e de bioma (MPoB) e modelos de distribuição atual em escala continental (MATC) e de bioma (MATB), todos com a mesma resolução espacial (~1km). A partir do MATB, foi realizada uma análise de lacunas e a indicação de áreas prioritárias para a conservação da espécie. 42
- Figura 10.** Modelo de distribuição potencial continental (MPoC) do tamanduá-bandeira, gerado a partir de variáveis bioclimáticas (Bio02, Bio04, Bio05, Bio13, Bio15) e topográficas (altitude). Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie. 47
- Figura 11.** Modelo de distribuição potencial continental (MPoC) do tamanduá-bandeira, gerado a partir de variáveis bioclimáticas e topográficas, com o uso do *Bias Grid*. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie. 48
- Figura 12.** Modelos de distribuição potencial continental (MPoC) do tamanduá-bandeira, gerados a partir de variáveis bioclimáticas (Bio02, Bio04, Bio05, Bio13, Bio15) e topográficas (altitude), cortados para os limiares logísticos de: a) presença mínima, b) 10 percentil e c) máxima sensibilidade e especificidade. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie. 49

- Figura 13.** Modelos de distribuição potencial continental (MPoC) do tamanduá-bandeira, gerados a partir de variáveis bioclimáticas (Bio02, Bio04, Bio05, Bio13, Bio15) e topográficas (altitude), com o uso do *Bias Grid*, cortados para os limiares logísticos de: a) presença mínima, b) 10 percentil e c) máxima sensibilidade e especificidade. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie. 50
- Figura 14.** Contribuição das variáveis bioclimáticas e topográficas para os modelos de distribuição potencial continental (MPoC) do tamanduá-bandeira, gerados com e sem o uso do *Bias Grid* para lidar com o viés amostral. 51
- Figura 15.** Modelos de distribuição potencial do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MPoB), gerados a partir de variáveis bioclimáticas e topográficas (altitude). Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie. 52
- Figura 16.** Contribuição das variáveis bioclimáticas e topográficas para o modelo de distribuição potencial do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MPoB), para o bioma Amazônia. 53
- Figura 17.** Contribuição das variáveis bioclimáticas para o modelo de distribuição potencial do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MPoB), para o bioma Caatinga. 54
- Figura 18.** Contribuição das variáveis bioclimáticas e topográficas para o modelo de distribuição potencial do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MPoB), para o bioma Cerrado. 55
- Figura 19.** Contribuição das variáveis bioclimáticas para o modelo de distribuição potencial do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MPoB), para o bioma Mata Atlântica. 56
- Figura 20.** Contribuição das variáveis bioclimáticas e topográficas para o modelo de distribuição potencial do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MPoB), para o bioma Pantanal. 57
- Figura 21.** Modelo de distribuição potencial atual (MATc) do tamanduá-bandeira, gerado a partir de variáveis bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie. 58
- Figura 22.** Modelo de distribuição potencial atual continental (MATc) do tamanduá-bandeira, gerado a partir de variáveis bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas, com o uso do *Bias Grid*. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie. 59
- Figura 23.** Modelos de distribuição potencial atual continental (MATc) do tamanduá-bandeira, gerados a partir de variáveis bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas, cortados para os limiares logísticos de: a) presença mínima, b) 10 percentil e c) máxima sensibilidade e especificidade. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie. 60
- Figura 24.** Modelos de distribuição potencial atual continental (MATc) do tamanduá-bandeira, gerados a partir de variáveis bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas, com o uso do *Bias Grid*, cortados para os limiares logísticos de: a) presença mínima, b) 10 percentil e c) máxima sensibilidade e especificidade. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie. 61
- Figura 25.** Contribuição das variáveis bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas para os modelos de distribuição potencial atual continental (MATc) do tamanduá-bandeira, gerados com e sem o uso do *Bias Grid* para lidar com o viés amostral. 62
- Figura 26.** Modelos de distribuição potencial atual do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MATB), gerados a partir de variáveis bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie. 63
- Figura 27.** Contribuição das variáveis bioclimáticas, topográficas e de uso e cobertura da terra para o modelo de distribuição potencial atual do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MATB), para o bioma Amazônia. 64

- Figura 28.** Contribuição das variáveis bioclimáticas e de uso e cobertura da terra para o modelo de distribuição atual do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MATB), para o bioma Caatinga. 65
- Figura 29.** Contribuição das variáveis bioclimáticas, topográficas e de uso e cobertura da terra para o modelo de distribuição atual do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MATB), para o bioma Cerrado..... 66
- Figura 30.** Contribuição das variáveis bioclimáticas, de uso e cobertura da terra e antrópicas para o modelo de distribuição atual do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MATB), para o bioma Mata Atlântica..... 67
- Figura 31.** Contribuição das variáveis bioclimáticas, topográficas e de uso e cobertura da terra para o modelo de distribuição atual do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MATB), para o bioma Pantanal. 67
- Figura 32.** Modelos de distribuição atual do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MATB), gerados a partir de variáveis bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas, cortados para o limiar de 10 percentil e classificados em cinco classes de adequabilidade ambiental. Cores mais quentes indicam maior adequabilidade ambiental (i.e. probabilidade de presença) da espécie..... 69
- Figura 33.** Modelo de distribuição atual do tamanduá-bandeira para os biomas Cerrado e Pantanal, gerado a partir de variáveis bioclimáticas, topográficas e de uso e cobertura da terra. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie. 71
- Figura 34.** Modelos de distribuição atual do tamanduá-bandeira para os biomas Cerrado e Pantanal, gerados a partir de variáveis bioclimáticas, topográficas e de uso e cobertura da terra, cortados para os limiares logísticos de: a) presença mínima, b) 10 percentil e c) máxima sensibilidade e especificidade. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie..... 72
- Figura 35.** Contribuição das variáveis bioclimáticas, topográficas e de uso e cobertura da terra para o modelo de distribuição atual do tamanduá-bandeira para os biomas Cerrado e Pantanal..... 73
- Figura 36.** Modelo de distribuição atual do tamanduá-bandeira para os biomas Cerrado e Pantanal, gerado a partir de variáveis bioclimáticas, topográficas e de uso e cobertura da terra, cortado para o limiar logístico de presença mínima, classificado em cinco classes de adequabilidade ambiental e sobreposto às Unidades de Conservação federais de Proteção Integral e de Uso Sustentável. 74
- Figura 37.** Áreas prioritárias para a conservação do tamanduá-bandeira no Cerrado e no Pantanal, definidas a partir do modelo de distribuição atual da espécie e de uma camada de custo de oportunidade da terra..... 76
- Figura 38.** Áreas prioritárias para a conservação do tamanduá-bandeira no Cerrado e no Pantanal, definidas a partir do modelo de distribuição atual da espécie e de uma camada de custo de oportunidade da terra, porém utilizando a área plantada de cana-de-açúcar como uma máscara de remoção. 77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Variáveis bioclimáticas inseridas no processo de modelagem de distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira. Foram selecionadas apenas aquelas que fazem algum sentido biológico, com base na ecologia do tamanduá-bandeira. Todas as variáveis foram submetidas a análises de correlação espacial e à Análise de Componentes Principais (PCA).	36
Tabela 2. Variáveis topográficas inseridas no processo de modelagem de distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira. Todas as variáveis foram submetidas a análises de correlação espacial e à Análise de Componentes Principais (PCA).	37
Tabela 3. Variáveis categóricas de uso e cobertura da terra inseridas no processo de modelagem de distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira. Todas as variáveis foram submetidas a análises de correlação espacial e à Análise de Componentes Principais (PCA).	38
Tabela 4. Variáveis contínuas de uso e cobertura da terra inseridas no processo de modelagem de distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira. Todas as variáveis foram submetidas a análises de correlação espacial e à Análise de Componentes Principais (PCA).	39
Tabela 5. Variáveis antrópicas inseridas no processo de modelagem de distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira. Todas as variáveis foram submetidas a análises de correlação espacial e à análise de componentes principais (PCA).	39
Tabela 6. Variáveis bioclimáticas inseridas no processo de modelagem de distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira, após análises de correlação espacial e Análise de Componentes Principais (PCA). BR: Brasil, AMA: Amazônia, CAA: Caatinga, CER: Cerrado, MAT: Mata Atlântica, PAN: Pantanal.	40
Tabela 7. Variáveis topográficas inseridas no processo de modelagem de distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira, após análises de correlação espacial e Análise de Componentes Principais (PCA). BR: Brasil, AMA: Amazônia, CAA: Caatinga, CER: Cerrado, MAT: Mata Atlântica, PAN: Pantanal.	41
Tabela 8. Valores de AUC, limiar logístico, erro de omissão e probabilidade binomial (valor p) para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, para os modelos de distribuição potencial continental (MPoC) do tamanduá-bandeira, com e sem o uso do <i>Bias Grid</i> para lidar com o viés amostral.	49
Tabela 9. Probabilidade de presença média, mínima e máxima do tamanduá-bandeira no modelo de distribuição potencial continental (MPoC) com e sem o uso do <i>Bias Grid</i> para lidar com o viés amostral.	51
Tabela 10. Valores de AUC, limiar logístico, erro de omissão e probabilidade binomial (valor p) para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, para os modelos de distribuição potencial do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MPoB).	57
Tabela 11. Probabilidade de presença média, mínima e máxima do tamanduá-bandeira nos modelos de distribuição potencial em escala de bioma (MPoB).	57
Tabela 12. Valores de AUC, limiar logístico, erro de omissão e probabilidade binomial (valor p) para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, para o modelo de distribuição atual continental (MATc) do tamanduá-bandeira.	60
Tabela 13. Probabilidade de presença média, mínima e máxima do tamanduá-bandeira no modelo de distribuição potencial atual com e sem o uso do <i>Bias Grid</i> para lidar com o viés amostral.	62

Tabela 14. Valores de AUC, limiar logístico, erro de omissão e probabilidade binomial (valor p) para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, para os modelos de distribuição atual do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MatB). 68

Tabela 15. Probabilidade de presença média, mínima e máxima do tamanduá-bandeira nos modelos de distribuição atual em escala de bioma (MatB). 68

Tabela 16. Áreas adequadas ao tamanduá-bandeira, segundo as seguintes classes de adequabilidade ambiental (i.e. probabilidade de presença): Muito baixa – do limiar de corte (10 percentil) a 25%, Baixa – de 25% a 50%, Média – de 50% a 75% e Alta – acima de 75% de adequabilidade ambiental. 70

Tabela 17. Valores de AUC, limiar logístico, erro de omissão e probabilidade binomial (valor p) para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, para o modelo de distribuição atual do tamanduá-bandeira para os biomas Cerrado e Pantanal..... 71

Tabela 18. Probabilidade de presença média, mínima e máxima do tamanduá-bandeira nos modelos de distribuição atual para os biomas Cerrado e Pantanal..... 72

Tabela 19. Áreas adequadas ao tamanduá-bandeira, segundo as seguintes classes de adequabilidade ambiental (i.e. probabilidade de presença): Muito baixa – do limiar de corte (presença mínima) a 25%, Baixa – de 25% a 50%, Média – de 50% a 75% e Alta – acima de 75% de adequabilidade ambiental. 73

Tabela 20. Análise de lacunas de conservação para o tamanduá-bandeira, realizada a partir do modelo de distribuição atual para os biomas Cerrado e Pantanal, cortado para o limiar de presença mínima, e sobreposto às Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI) e de Uso Sustentável (UCUS). Cálculos foram feitos considerando-se a área total de distribuição do modelo e apenas a área altamente adequada, ou seja, com valores de adequabilidade ambiental (i.e. probabilidade de presença) acima de 75%. 75

1. INTRODUÇÃO

A Modelagem de Distribuição de Espécies (MDE), também conhecida por Modelagem de Nicho Ecológico (MNE), se desenvolveu expressivamente nas últimas décadas, o que pode ser atribuído à crescente disponibilidade de dados de ocorrência de espécies e de informações ambientais, em múltiplas resoluções espaço-temporais, bem como à facilidade de acesso a Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e ao aprimoramento de algoritmos estatisticamente robustos (FRANKLIN, 2010a).

Segundo Peterson e Soberón (2012), desde a década de 90 as terminologias MDE e MNE têm sido indiscriminadamente utilizadas para se referir a abordagens conceitualmente distintas, que investigam a correlação entre os requerimentos ambientais de uma espécie e sua distribuição geográfica. O entendimento de que este não é um debate puramente semântico exige a compreensão dos modelos teóricos que o sustentam, sobretudo do conceito de nicho ecológico. Para Guisan e Thuiller (2005), existem essencialmente duas abordagens teóricas de nicho ecológico: (i) as *condições ambientais* que a espécie requer para manter populações em dada região e (ii) o *impacto* que a espécie pode ter no ambiente, nos recursos e nas demais espécies. A primeira interpretação tem raízes nos trabalhos de Grinnell (1917) e Hutchinson (1957), dos quais derivaram os conceitos de nicho fundamental¹ (ou Grinnelliano) e nicho realizado² (ou Hutchinsoniano), sendo tradicionalmente considerada nos estudos de MDE e MNE. A segunda interpretação baseia-se em autores como Elton (1927) e Whittaker (1973), cuja visão de nicho funcional (ou Eltoniano) se relaciona, por exemplo, ao nível trófico que a espécie ocupa na comunidade.

Outro importante conceito que permite integrar a teoria ecológica aos procedimentos da modelagem é a diferenciação entre espaço geográfico (G) e espaço ambiental (E)³. Segundo Peterson et al. (2011), as áreas de distribuição de uma espécie, ou seja, os subconjuntos do espaço geográfico em que a presença de indivíduos ou populações pode ser detectada, possuem nichos correspondentes no espaço ambiental. Desta forma, a área abiótica adequada (G_A) corresponde ao nicho fundamental da espécie (E_A); a área de distribuição potencial (G_P) satisfaz os requisitos abióticos e bióticos e corresponde ao nicho reduzido ($\approx$ realizado) (E_P); e a área de distribuição atual (G_O) consiste na intersecção entre a área de distribuição potencial e as regiões acessíveis à espécie, e corresponde ao nicho ocupado (E_O) (**Figura 1**) (SOBERÓN; OSORIO-OLVERA; PETERSON, 2017; SOBERON; PETERSON, 2005).

¹ Espaço multidimensional de variáveis ambientais (abióticas) em que uma espécie pode existir (PULLIAM, 2000).

² Parte do nicho fundamental ocupado pela espécie, restrito por interações bióticas (e.g. competição) (PULLIAM, 2000).

³ Do inglês, Geographic and Environmental Spaces (PETERSON et al., 2011).

Figura 1. Diagrama BAM, representando a interação entre as condições ambientais (A), as interações bióticas (B) e as regiões acessíveis à espécie (M) na determinação de sua distribuição no espaço geográfico (G). G_A = área abiótica adequada, G_O = área de distribuição atual, G_I = área de distribuição de invasão. Em vermelho, a área de distribuição potencial (G_P), sendo $G_P = G_O \cup G_I$. Círculos indicam dados de presença (preenchidos) e ausência (vazios) da espécie. Adaptado de Peterson et al (2011).

Em geral, MDEs correlacionam pontos de ocorrência de uma espécie (e em alguns casos, de ausência) em locais conhecidos a um conjunto de variáveis ambientais, por meio de funções cujo objetivo é predizer em que regiões do espaço geográfico é provável que a espécie ocorra (PHILLIPS; ANDERSON; SCHAPIRE, 2006). Entretanto, pelo fato das distribuições dos pontos de ocorrência já serem restritas geograficamente, ou seja, produtos de processos biogeográficos e ecológicos, seria inadequado assumir que a modelagem correlativa baseada em dados empíricos de alguma forma se aproxima do nicho fundamental da espécie e, portanto, é capaz de predizer a área abiótica adequada (G_A). Apenas com modelos mecanicistas, baseados em medidas de parâmetros fisiológicos, seria possível em teoria modelar o E_A de uma espécie (GUISAN; THUILLER, 2005; PETERSON et al., 2011).

De fato, o reconhecimento de que os objetos da MDE se restringem às áreas de distribuição potencial (G_P) e atual (G_O) é bem consolidado na literatura que adota esta terminologia (FRANKLIN, 2010a; GUISAN; THUILLER, 2005; GUISAN; ZIMMERMANN, 2000a). Assim, fica claro que a MDE não tem como objetivo investigar os nichos das espécies no espaço ambiental (E_P e E_O), tal como se propõe a MNE, mas sim caracterizar as suas distribuições, ou, alternativamente, derivar predições espacialmente explícitas de adequabilidade ambiental (i.e. probabilidade de presença) às espécies no espaço geográfico (ELITH; LEATHWICK, 2009).

A decisão entre modelar a distribuição potencial (G_p) ou atual (G_o) de uma espécie depende da compreensão dos pressupostos teóricos expostos acima, bem como dos objetivos que se pretende atingir com os modelos, o que tem implicações na definição da escala e na escolha das variáveis ambientais que serão inseridas no processo de modelagem. Isto porque fatores ambientais operam em diferentes escalas espaço-temporais e, portanto, os padrões de distribuição de uma espécie podem ser fortemente dependentes da escala. Esta hipótese não é recente no campo da modelagem e muitos autores se dedicaram a explorá-la (e.g. PEARSON; DAWSON, 2003). Segundo Peterson et al. (2011), quando o objetivo é modelar a G_p de uma espécie, é mais conveniente inserir variáveis estáticas, que mudam pouco ao longo do tempo (e.g. climáticas e topográficas) e são determinantes em escalas grosseiras. Por outro lado, se o objetivo é modelar a G_o , é necessário incluir variáveis dinâmicas (e.g. uso e cobertura da terra), determinantes em escalas mais finas. No entanto, são raros os estudos que se utilizam de uma abordagem multiescalar para analisar o efeito da escala e de diferentes conjuntos de variáveis ambientais na distribuição de uma espécie (e.g. MCALPINE et al., 2008).

É certo que variáveis ambientais podem exercer efeitos distintos nas espécies e as tentativas de categorizá-las em diretas ou indiretas, proximais ou distais, limitantes ou reguladoras, de distúrbios ou recursos – são inúmeras (e.g. AUSTIN, 2002; GUIBAN; ZIMMERMANN, 2000). É fundamental que os modelos incorporem variáveis que façam sentido biológico e que sejam adequadas ao objetivo do estudo. A inclusão de variáveis de paisagem (e.g. porcentagem de vegetação), de interações bióticas (e.g. predação, competição) e que reflitam a ação antrópica (e.g. densidade humana), por exemplo, pode aumentar significativamente o poder preditivo dos modelos de distribuição (FERRAZ et al., 2012b; GUIBAN; THUILLER, 2005; HEIKKINEN et al., 2007). Assim, é possível torná-los ainda mais próximos da realidade, o que permite que sejam aplicados com diferentes propósitos nas diversas áreas do conhecimento.

Recentemente a MDE tornou-se uma ferramenta importante nos campos da ecologia, biogeografia, evolução e conservação biológica (GUIBAN; THUILLER, 2005). Particularmente neste último tópico, são inúmeras as suas aplicações (FERRAZ et al., 2012b; RODRÍGUEZ et al., 2007), incluindo a análise dos efeitos das mudanças climáticas globais sobre a biodiversidade (CUYCKENS; MORALES; TOGNETTI, 2015; ZIMBRES et al., 2012), a determinação de áreas com maior risco de invasão por espécies exóticas (FICETOLA; THUILLER; MIAUD, 2007; GALLIEN et al., 2010; LEWIS et al., 2017) e a modelagem de distribuição de espécies raras ou ameaçadas de extinção (ALEXANDRE; LORINI; GRELLE, 2013; GUIBAN et al., 2006). Contudo, é na identificação de áreas prioritárias para a conservação que reside uma de suas

maiores potencialidades (JENKINS; ALVES; PIMM, 2010; MARTÍNEZ-MEYER et al., 2006). Ao confrontar mapas de distribuição de espécies-alvo com mapas de áreas protegidas, é possível quantificar o grau de proteção das espécies e identificar lacunas (RODRIGUES et al., 2004; SCOTT et al., 2012), permitindo assim priorizar áreas para sua conservação. Ainda que os dados sejam incompletos, é necessário identificar de forma rápida, barata e criteriosa, áreas mais importantes para a conservação da biodiversidade, antes que as alterações geradas pelo homem sejam irreversíveis. Segundo Margules e Pressey (2000), o conhecimento sobre a distribuição geográfica das espécies é de suma importância neste processo.

Embora os modelos de distribuição de espécies tenham alto potencial para orientar o processo de decisão em conservação (FRANKLIN, 2010a), revisões recentes da literatura apontam que apenas uma minoria dos artigos publicados com MDE são especificamente voltados a este fim (GUISAN et al., 2013; TULLOCH et al., 2016), particularmente no caso dos mamíferos (ver Apêndice A). Uma das razões é a grande dificuldade por parte dos pesquisadores em reverter os resultados obtidos pela modelagem em linguagem clara, didática e adequada aos gestores públicos para que possam aplicá-los em suas decisões (TÔRRES; VERCILLO, 2012). Por serem simplificações da realidade, os resultados dos modelos devem ser interpretados e aplicados com cautela, considerando suas limitações e buscando sempre minimizar os erros associados (MARCO-JÚNIOR; SIQUEIRA, 2009). Por isso, é necessário obter informações confiáveis sobre a ocorrência e distribuição das espécies, particularmente aquelas ameaçadas e sensíveis.

Nesse cenário, o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) é de particular interesse para a Modelagem de Distribuição de Espécies. O táxon pertence à magna-ordem Xenarthra, que inclui as ordens Cingulata (tatus) e Pilosa (tamanduás e preguiças), esta última caracterizada, além de suas peculiaridades anatômicas, por apresentar as menores taxas metabólicas basais entre os mamíferos placentários (LOVEGROVE, 2000; MCNAB, 1985). Em função dessa peculiaridade, os tamanduás-bandeira podem ser ativos durante o dia ou à noite, dependendo da temperatura (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; MOURÃO; MEDRI, 2007). São animais terrestres e solitários que se alimentam estritamente de formigas e cupins (EMMONS; FEER, 1997) e habitam variadas fitofisionomias, sendo encontrados em florestas úmidas e secas, savanas (cerrado) e campos (MIRANDA; BERTASSONI; ABBA, 2014), embora sua presença associada a paisagens agrícolas (e.g. pastagem, silvicultura, cana-de-açúcar) venha sendo documentada na literatura (e.g. PAOLINO et al., 2016; VERSIANI, 2016). Portanto, é interessante investigar como as variáveis bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura do solo e antrópicas influenciam na distribuição da espécie, em diferentes escalas espaciais.

É uma espécie endêmica da região Neotropical e, apesar de apresentar uma distribuição histórica ampla, vem sofrendo extinções locais, especialmente na América Central e nos limites austrais de sua distribuição. Atualmente está categorizado como Vulnerável (VU) à extinção pela IUCN (SUPERINA; MIRANDA; ABBA, 2010) e na lista nacional de espécies ameaçadas (CHIARELLO et al., 2008), estando Regionalmente Extinto (RE), Criticamente em Perigo (EN) ou Vulnerável (VU) em diversos estados brasileiros (MIRANDA; BERTASSONI; ABBA, 2014). As principais ameaças à espécie são a perda de habitat, caça e incêndios (MIRANDA; BERTASSONI; ABBA, 2014), além dos atropelamentos que, aliados a baixas taxas reprodutivas, constituem séria ameaça à viabilidade populacional (e.g. DINIZ; BRITO, 2013).

Embora historicamente a espécie tenha ocorrido em todos os biomas brasileiros (PAGLIA et al., 2012), hoje o táxon é considerado possivelmente extinto nos Pampas e quase extinto na Mata Atlântica, sendo que na Caatinga sua presença necessita de confirmação e no Cerrado suas populações vem sofrendo drásticas reduções (MIRANDA et al., 2015). A maioria dos estudos realizados com esta espécie no Brasil concentra-se em Unidades de Conservação e áreas bem conservadas no Cerrado, como o Parque Nacional da Serra da Canastra (SHAW; MACHADO-NETO; CARTER, 1987) e o Parque Nacional das Emas (DINIZ; BRITO, 2013), e no Pantanal Sul-mato-grossense (e.g. MEDRI; MOURÃO, 2005; MOURÃO; MEDRI, 2007).

Enfim, a despeito de seu perfil carismático e de ser uma espécie-bandeira, pouco se sabe sobre sua biologia, e o conhecimento existente é insuficiente para adotar estratégias de conservação adequadas (DINIZ; BRITO, 2012). Atualmente não há estudos de revisão da distribuição do tamanduá-bandeira nos biomas brasileiros, tão pouco foi avaliado se as áreas mais adequadas à espécie estão sendo protegidas. Assim, a MDE apresenta-se como ferramenta inovadora e necessária para a conservação de xenartros (ANACLETO; DINIZ-FILHO; VITAL, 2006; COITIÑO et al., 2013; TOGNETTI et al., 2011) e, particularmente, do tamanduá-bandeira.

Dessa maneira, o presente estudo teve como principal objetivo modelar a distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira no Brasil e nos biomas brasileiros, a fim de identificar quais variáveis preditoras melhor explicam a ocorrência da espécie em diferentes escalas. Além disso, a partir dos modelos de distribuição atual, os biomas brasileiros foram avaliados quanto à adequabilidade ambiental (i.e. probabilidade de presença) e foram realizadas a análise de lacunas e a identificação de áreas prioritárias para a conservação. As hipóteses deste trabalho são: I a) a distribuição potencial do tamanduá-bandeira é melhor explicada em escala continental (Brasil) por variáveis ambientais bioclimáticas e topográficas; b) a distribuição atual do tamanduá-bandeira é melhor explicada em escala de bioma por variáveis de uso e cobertura da terra e

antrópicas; II) os biomas Cerrado e Pantanal apresentam os maiores valores de adequabilidade ambiental ao tamanduá-bandeira, se comparados aos biomas Amazônia e Mata Atlântica, sendo a Caatinga e os Pampas os biomas de menor adequabilidade ambiental; e III) a distribuição atual do tamanduá-bandeira coincide espacialmente com as áreas protegidas por Unidades de Conservação. Assim, este estudo se propõe a preencher lacunas de conhecimento acerca da distribuição da espécie, bem como dar suporte para o planejamento de sua conservação.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Distribuição do tamanduá-bandeira na região Neotropical

O tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) é uma espécie endêmica da região Neotropical (**Figura 2**), ocorrendo ao longo das Américas do Sul e Central, porém ausente da América do Norte (WETZEL, 1985; EMMONS; FEER, 1997; EINSENBURG; REDFORD, 1999; GARDNER, 2005). Segundo Shaw e McDonald (1987), a espécie era mais amplamente distribuída nas Américas no início do Pleistoceno, tendo em vista um registro fóssil encontrado em Sonora, estado localizado no noroeste do México. Este registro indica que o tamanduá-bandeira participou do Grande Intercâmbio Americano após a formação do Istmo do Panamá, que permitiu a migração de inúmeras espécies da fauna entre os dois subcontinentes – América do Sul e América do Norte, antes isolados. Posteriormente houve uma contração na distribuição da espécie e esta deixou de ocorrer na América do Norte, provavelmente devido a mudanças climáticas e de habitat associadas à retração das geleiras (MCCAIN, 2001).

Atualmente, os registros de tamanduá-bandeira na América Central são históricos, raros ou anedóticos (informais) e é provável que a espécie esteja extinta da maior parte de sua extensão original. Parece ser consenso que o limite setentrional da distribuição do táxon seja o sul de Belize e da Guatemala, ainda que aparentemente esteja extinto nesses países (MIRANDA; BERTASSONI; ABBA, 2014), bem como em El Salvador, onde não foi incluído na mais recente lista de mamíferos (OWEN; GIRÓN, 2012). Em Honduras, o primeiro registro conhecido de tamanduá-bandeira é de 1996 – um indivíduo adulto foi capturado por Miskitos⁴ no interior da Reserva da Biosfera do Rio Plátano (RBRP) para ser vendido na Ásia, mas depois foi devolvido à natureza (MCCAIN, 2001). A RBRP é uma área protegida de floresta tropical localizada na costa caribenha de Honduras. Recentemente, foram encontradas evidências da espécie nos departamentos de Colón, Gracias a Dios e Olancho (REYES; MATAMOROS; GLOWINSKI, 2010), e dois indivíduos foram registrados por armadilhas fotográficas novamente na RBRP (GONTHIER; CASTAÑEDA, 2013), o que, segundo os autores, sugere que a espécie possa ser mais comum em Honduras do que se pensava.

Na Nicarágua, segundo Genoways e Tímm (2003), o tamanduá-bandeira é esperado em áreas de floresta, assim como em Honduras, mas é provável que a espécie tenha sido extirpada do restante do país. Koster et al (2008) registraram o abate de quatro fêmeas adultas por um caçador na Reserva da Biosfera de Bosawas, que é contingua à Reserva da Biosfera do Rio Plátano,

---

⁴ Miskitos ou Mosquitos são povos originários da região de Mosquitia, na costa caribenha de Honduras e da Nicarágua, na América Central. Segundo Jones (1965), os Miskitos possuem um nome próprio para o tamanduá-bandeira, *wingku tara*.

Na América do Sul a espécie distribui-se a leste da Cordilheira dos Andes, na Colômbia, no Equador, no Peru e na Bolívia, além de em quase toda a Venezuela, nas Guianas (Guiana, Suriname e Guiana Francesa), norte do Paraguai e em quase todo o Brasil, sendo o limite austral em geral considerado o norte da Argentina, estando possivelmente extinta no Uruguai (MIRANDA; BERTASSONI; ABBA, 2014; SUPERINA; MIRANDA; ABBA, 2010). Não há informações recentes sobre a ocorrência da espécie na Venezuela (ALLEN, 1904; MONTGOMERY; LUBIN, 1977) e no Suriname (HUSSON, 1978). Na Guiana, sua presença foi documentada há cerca de uma década por Fragoso et al (2016) na região do rio Rupununi, próximo à divisa com Roraima, em ambientes de floresta e savana. Já na Guiana Francesa há relatos de tamanduás-bandeira avistados em 1993 na Estação de Pesquisa de Paracou (VOSS; LUNDE; SIMMONS, 2001), na região administrativa de Cayenne, e em 2001 houve o registro da espécie também em áreas de floresta no norte do país, na região administrativa de Saint-Laurent-du-Maroni (DE THOISY; BROSSE; DUBOIS, 2008).

Na Colômbia a espécie se distribui por praticamente todo o país (PACHECO et al., 2017), principalmente à leste da Cordilheira dos Andes, nas regiões Orinoquia e Amazonia, estando presente também nas regiões Caribe, Pacífica e Andina (LÓPEZ; CHACÓN-PACHECO, 2013; SANDOVAL-GOMEZ et al., 2012; BOLAÑO et al., 2015). Figel et al (2015) documentaram uma expansão de cerca de 430 km nos limites da distribuição da espécie, incluindo as populações que habitam o vale do rio Magdalena, entre a Cordilheira Central e a Cordilheira Oriental. Segundo os autores, a preferência da espécie por habitats de planície provavelmente limita a sua distribuição na região, sendo que as populações atuais se encontram em baixas densidades e vulneráveis à extinção.

No Equador, o registro mais recente de tamanduá-bandeira foi realizado na Reserva da Biosfera Yasuni, área de floresta amazônica localizada no noroeste do país, na divisa com o Peru (BLAKE et al., 2012). No Peru, segundo Boddicker et al (2012), a espécie ocorre na região amazônica, tendo sido registrada há cerca de uma década no entorno da Reserva da Biosfera Manu, na região de Madre de Dios, próximo à divisa com o Acre e com a Bolívia (SALVADOR; CLAVERO; LEITE PITMAN, 2011; TOBLER et al., 2008) e, mais recentemente, nas regiões de San Martín e Amazonas (ALLGAS et al., 2015). Na Bolívia a espécie parece ocorrer nas florestas Chiquitano, no Pantanal (BROOKS et al., 2001) e em áreas de transição entre as florestas Chiquitano e o Chaco (KOSYDAR et al., 2014). A espécie também foi registrada em diversas áreas protegidas, como o Parque Nacional Noël Kempff (EMMONS et al., 2004) e o Parque Nacional del Gran Chaco Kaa-Iya (QUIROGA et al., 2016), no departamento de Santa Cruz, e o Parque Nacional Madidi, no departamento de La Paz (QUIROGA et al., 2016).

No Paraguai o tamanduá-bandeira distribuía-se historicamente por todo o país, mas, de acordo com Smith (2007), o táxon sofreu extinções locais devido à pressão de caça, sobretudo no leste, sendo atualmente mais frequentes na região do Chaco e do Pantanal. Abba e Vizcaíno (2008) listam oito espécimes para o Paraguai, porém todos com localidade imprecisa.

Na Argentina sua distribuição é restrita, sendo encontrado principalmente em áreas abertas, ainda que se aventure em áreas florestais (GALLO et al., 2017). O norte do país é considerado o limite austral da distribuição da espécie, alcançando aproximadamente os 29° de latitude e ocorrendo nas províncias de: Formosa, Chaco, Santa Fe, Santiago del Estero, Salta, Tucumán, Jujuy, Misiones e Corrientes (PÉREZ JIMENO; LLARÍN AMAYA, 2009; FONSECA; AGUIAR, 2004; BAUNI et al., 2013). A presença da espécie em áreas mais ao sul é considerada pouco provável, devido ao grau de modificação antrópica dessas áreas. Na província de Corrientes indivíduos foram reintroduzidos com sucesso na Reserva Natural Iberá (DI BLANCO; PÉREZ; DI BITE'TTI, 2015). No Uruguai, o primeiro registro da espécie é do final da década de 90, no departamento de Cerro Largo e, posteriormente, outros registros foram feitos nos departamentos vizinhos de Rivera e Tacuarembó, todos no norte do país. Atualmente o tamanduá-bandeira é considerado extinto no Uruguai (FALLABRINO; CASTIÑEIRA, 2006), existindo apenas registros históricos e associados a sítios arqueológicos (AMENEIROS et al., 2015).

2.2. Distribuição do tamanduá-bandeira nos biomas brasileiros

No Brasil, embora historicamente o tamanduá-bandeira tenha ocorrido em todos os biomas (FONSECA et al., 1996; PAGLIA et al., 2012), de acordo com a avaliação mais recente realizada pelo ICMBio, o táxon é considerado quase extinto na Mata Atlântica e possivelmente extinto nos Pampas, sendo que a presença da espécie na Caatinga necessita de confirmação (MIRANDA et al., 2015). Além disso, segundo os autores, embora relativamente estável no Pantanal e na Amazônia, o tamanduá-bandeira vem sofrendo drásticas reduções populacionais no Cerrado, bioma que provavelmente abriga a maior fração da população da espécie.

O Cerrado é de fato o bioma com o maior número de estudos publicados sobre o tamanduá-bandeira (DINIZ; BRITO, 2012), com destaque para os realizados no Parque Nacional das Emas, em Goiás (BECHARA et al., 2002; COLLEVATTI et al., 2007; REDFORD, 1985; SILVEIRA et al., 1999; SILVEIRA; JÁCOMO; DINIZ-FILHO, 2003; VYNNE et al., 2009; ZIMBRES et al., 2012), no Parque Nacional de Brasília, no Distrito Federal (DINIZ; BRITO, 2013; LACERDA; TOMAS; MARINHO-FILHO, 2009), no Parque Nacional da Serra da Canastra, em Minas Gerais (SCHNEIDER et al., 2000; SHAW; MACHADO-NETO; CARTER,

1987; YOUNG; COELHO, 2003), entre outras Unidades de Conservação federais (DINIZ; BRITO, 2015; NASCIMENTO; CAMPOS, 2011), além de Terras Indígenas, como a Reserva Xavante Rio das Mortes, no Mato Grosso (LEEUEWENBERG, 1997; PRADA; MARINHO-FILHO, 2004). Em São Paulo, a espécie vem sendo estudada em algumas Unidades de Conservação estaduais, como a Estação Ecológica de Jataí (PAOLINO et al., 2016; VERSIANI, 2016) e a Estação Ecológica de Santa Bárbara (BERTASSONI et al., 2017).

No Pantanal a presença da espécie também é bem documentada (ALHO; CAMARGO; FISCHER, 2011; CÁCERES et al., 2008; RODRIGUES et al., 2002; TOMAS et al., 2010). Segundo Rodrigues (2002), o tamanduá-bandeira ocorre tanto na região de planície inundável do Pantanal, quanto nas áreas de entorno. No Mato Grosso do Sul, está presente no Pantanal de Aquidauana (LUBA et al., 2015; TROLLE, 2003) e no Pantanal da Nhecolândia (MAMEDE, 2006; SCHALLER, 1983), com muitos estudos sobre a ecologia da espécie realizados na Fazenda Nhumirim da Embrapa Pantanal (ALHO et al., 1987; CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; DESBIEZ; BODMER; TOMAS, 2010; MEDRI; MOURÃO, 2005; MEDRI; MOURÃO; HARADA, 2003; MOURÃO; MEDRI, 2002, 2007). No Mato Grosso, está presente no Pantanal de Barão de Melgaço (TROLLE; KERY, 2005) e no Pantanal de Cáceres (LÁZARI et al., 2013). Recentemente, Hannibal et al (2017) registraram a espécie na região do Maço do Urucum, ambiente de transição entre o Pantanal e as Florestas Chiquitano, próximo à divisa com a Bolívia.

Na Amazônia o conhecimento sobre a distribuição do tamanduá-bandeira é escasso, devido à relativa ausência de informações e estudos no bioma. Kreutz et al. (2012) registraram a espécie em plantações de *Acacia mangium* em Roraima e Clozato et al (2017) realizaram um estudo genético a partir de amostras provenientes dos estados do Pará (Vila Rica, Ilha do Marajó, Oriximiná e Belém), Amapá (Mazagão) e Roraima (Caracará). O tamanduá-bandeira é relatado frequentemente em estudos de levantamento de mamíferos de médio e grande porte em áreas protegidas na Amazônia, como a Floresta Nacional de Carajás (CARVALHO, 2014) e a Floresta Nacional de Caxiuanã (MARTINS; SANDERSON; E SILVA, 2007) sendo que a sua ocorrência é listada para diversas UCs federais, como o Parque Nacional da Serra do Divisor, Parque Nacional da Amazônia, Estação Ecológica de Maracá-Jipioca, Estação Ecológica do Jari, entre outras (CHIARELLO et al., 2008; NASCIMENTO; CAMPOS, 2011).

Na Mata Atlântica, estudos sobre o tamanduá-bandeira também são raros; em geral assume-se que a espécie está presente no interior do bioma, principalmente nas áreas de Floresta Estacional Semidecidual e Decidual, estando possivelmente ausente na maior parte das áreas de Floresta Ombrófila Densa, sobretudo na costa brasileira, área recentemente retirada da distribuição da espécie (SUPERINA; MIRANDA; ABBA, 2010; MIRANDA et al., 2015),

embora estudos ainda sejam necessários nessas regiões. De fato, alguns registros em Floresta Ombrófila Densa são históricos, como no caso do Espírito Santo (MOREIRA et al., 2008; LORENZUTTI; ALMEIDA, 2006), estado no qual a espécie se encontra extinta. Atualmente os registros em Floresta Ombrófila Densa incluem o Parque Estadual de Carlos Botelho (BEISIEGEL, 2009; BROCARD et al., 2012, 2013) BEISIEGEL 2010; M. Landis, comunicação pessoal), na Serra do Mar e o Parque Estadual Morro do Diabo (F. Lima, comunicação pessoal), no pontal do Paranapanema, em São Paulo. Passos et al (2016) recentemente registraram o tamanduá-bandeira no Parque Estadual das Lauráceas, o maior remanescente de Mata Atlântica protegido no estado do Paraná, sendo este o primeiro registro em Floresta Ombrófila Densa no sul do Brasil. Outros registros da espécie na Mata Atlântica foram relatados por Crespo (1982), Redford e Fonseca (1986), Penido e Zanzini (2012), Hannibal (2014), Timo et al (2014), Braga et al (2014) e Magioli et al (2016). Passos et al (2016) citam a ocorrência da espécie para outras unidades de conservação, entre elas o Parque Nacional do Iguaçu, Parque Nacional de Ilha Grande e o Parque Estadual da Mata Atlântica.

Na Caatinga, segundo Miranda et al (2015), a presença da espécie necessita de maiores pesquisas e amostragens. Feijo e Langguth (2013) compilaram o conhecimento atual da diversidade e distribuição geográfica dos mamíferos de médio e grande porte do nordeste do Brasil, bem como discutiram a taxonomia de alguns gêneros e espécies. Segundo os autores, a ocorrência desta espécie no nordeste foi mencionada pelo naturalista holandês George Marcgrave em 1648, para os estados da Paraíba, Pernambuco e Ceará. Paiva (1973) cita a sua ocorrência no Ceará com base em entrevistas, mas considera a espécie rara no estado. Cruz et al (2002) citam sua ocorrência para Pernambuco, mas os autores não encontraram nenhum espécime nas coleções visitadas. O único registro confirmado trata-se de uma pele obtida de moradores no estado do Ceará, município de Parambu, em 1999, material depositado na Coleção de Mamíferos do Departamento de Zoologia da Universidade Federal de Pernambuco. Contudo, considerando a ampla distribuição da espécie, tanto em áreas florestadas quanto no Cerrado, Feijo e Langguth (2013) afirmam que a presença do tamanduá-bandeira em áreas pouco antropizadas no Nordeste não é improvável. Olmos (1995) cita o registro de um crânio da espécie encontrado em um acampamento de caçadores em 1991, no Parque Nacional da Serra da Capivara, no Piauí, e Vaz et al (2012) analisaram uma carcaça de tamanduá-bandeira confiscada pelo IBAMA no mesmo local, no período de 1998 a 2001. Para Miranda et al (2015), a ocorrência desta espécie deve ser confirmada também para a região do Boqueirão do Onça, no norte baiano.

Nos Pampas, não há registros recentes da espécie. O tamanduá-bandeira está possivelmente extinto no Rio Grande do Sul (FONTANA et al., 2003). Existem registros

históricos da espécie para a localidade de São Lourenço do Sul (VAZ, 2003; MZUSP), e de um indivíduo atropelado no norte do estado (AGUIAR et al., 2004; OLIVEIRA, VILELLA, 2003).

Figura 3. Distribuição do tamanduá-bandeira no Brasil, segundo Miranda et al (2015) – Avaliação do Risco de Extinção de *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758 no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio, 2015.

De fato, a distribuição atual do tamanduá-bandeira parece ser reduzida em relação a sua extensão de ocorrência histórica (MIRANDA et al., 2015), não havendo estudos recentes de revisão da distribuição do tamanduá-bandeira.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Os modelos de distribuição do tamanduá-bandeira foram gerados a partir de um conjunto de dados georreferenciados de presença da espécie e de variáveis ambientais preditoras da sua ocorrência. O desenvolvimento dos modelos se deu em etapas (GUISAN; THUILLER, 2005 adaptado de GUISAN; ZIMMERMANN, 2000). A etapa inicial envolveu a definição de um modelo conceitual, hipóteses e objetivos com base ecológica, avaliando-se a disponibilidade de dados e a relevância das variáveis preditoras para a espécie escolhida. Nesta fase identificou-se uma estratégia apropriada para a coleta de dados e definiu-se a escala espacial e temporal mais adequada. As etapas seguintes envolveram o ajuste e a avaliação do modelo, bem como a avaliação do seu escopo e de sua aplicabilidade como ferramenta para conservação (**Figura 4**).

Figura 4. Fluxograma ilustrando as principais etapas da Modelagem de Distribuição de Espécies (MDE), adaptado de Peterson et al. (2011).

3.1. Dados de ocorrência

Os dados de ocorrência da espécie foram obtidos a partir de uma ampla revisão de literatura, com consultas a bases de dados por meio de plataformas *on-line* de periódicos (Web of Science, Scopus, Scielo, Portal da CAPES/CNPQ) e de teses/dissertações (e.g. Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP, Banco de Teses da CAPES). Foram realizadas buscas no título e resumo a partir das palavras-chave: mamíferos, inventário, levantamento, tamanduá-bandeira, *Myrmecophaga tridactyla* e biomas brasileiros (Amazônia, Caatinga, Cerrado, Pantanal, Mata Atlântica e Pampas). Também foram compilados resumos publicados nos Congressos Brasileiros de Zoologia (CBZ) e Mastozoologia (CBMZ), em busca de registros de tamanduá-bandeira.

Foram realizadas consultas a coleções científicas de Museus de Zoologia e História Natural (e.g. MZUSP, Museu Nacional – UFRJ) e a bancos de dados on-line, como GBIF – *Global Biodiversity Information Facility*, SpeciesLink, SIBBR – Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira, Portal da Biodiversidade, VertNet, IDigBio – *Integrated Digitized Biocollections*, NatureServe e BIOTA – FAPESP. Além disso, foram realizadas consultas a planos de manejo de Unidades de Conservação federais (ICMBio) e estaduais (Fundação Florestal, Instituto Florestal, etc.), aos Centros de Triagem de Animais Silvestres (CETAS) do IBAMA, a Hospitais Veterinários, Estudos de Impacto Ambientais (EIA/RIMA) e às bases de dados disponibilizados pelo grupo Eucatex Florestal e pela Polícia Militar Ambiental do Estado de São Paulo (CPAmb). Dados provenientes de pesquisadores foram obtidos com o apoio da Sociedade Brasileira de Mastozoologia (SBMZ), do Grupo de Especialistas em Tamanduás, Preguiças e Tatus da IUCN/SSC (ASASG) e de projetos de conservação (Projeto Tamanduá, Projeto Tatu-Canastra e Iniciativa Nacional para a Conservação da Anta Brasileira). Foram utilizados também dados provenientes do projeto FAPESP 11/22449-4, intitulado “*Conservação do tamanduá-bandeira nos remanescentes de cerrado do Nordeste do estado de São Paulo: ocupação da paisagem em uma região de agricultura intensiva*”, coordenado pelo Prof. Dr. Adriano G. Chiarello. Também foram utilizados os dados de ocorrência de tamanduá-bandeira fornecidos por pesquisadores participantes da “*Oficina de Avaliação do Estado de Conservação de Xenarthra Brasileiros*”, organizada pelo CPB – Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros (ICMBio) e disponíveis no Sistema SAGU-Í.

Os dados de ocorrências obtidos foram filtrados com base na presença, precisão e exatidão das coordenadas geográficas, sendo que apenas os registros de maior confiabilidade foram inseridos nos modelos. Dessa forma, foram excluídos aqueles cuja localidade correspondesse a sedes administrativas de municípios, de Unidades de Conservação ou de propriedades rurais (e.g. fazendas, sítios, chácaras) e urbanas (e.g. zoológicos, hospitais veterinários, CETAS). Além disso, ao sobrepor a base de dados a imagens de satélite (Google Earth e mapas base do ArcGIS) e a diferentes camadas de uso e cobertura do solo, foi possível excluir os pontos localizados dentro de área urbana e outras classes inadequadas (e.g. água). Com relação ao método de registro, foram selecionados apenas os estudos que apresentavam registros de visualização ou captura/telemetria de indivíduos, armadilhas fotográficas ou vestígios (rastros, fezes, carcaças) seguramente identificados. Dados provenientes de entrevistas foram considerados apenas quando combinados aos métodos previamente citados. Após revisão criteriosa, os registros de animais atropelados foram excluídos da base de dados, para evitar vieses nos modelos de distribuição. Foram considerados como registros recentes aqueles coletados nos

últimos vinte anos (a partir de 1997), uma vez que registros anteriores a essa data poderiam representar a distribuição histórica da espécie (A. Chiarello, comunicação pessoal). Este recorte temporal tem sido comumente adotado nos processos de modelagem de distribuição de espécies ameaçadas (K. Ferraz, comunicação pessoal), além de se aproximar da expectativa de vida da espécie em cativeiro, uma vez que não existem dados disponíveis para animais de vida livre (MIRANDA et al., 2015). Os dados georreferenciados foram trabalhados em Sistema de Informação Geográfica (SIG), por meio do *software* ArcGIS v.10.2.2 (ESRI). A base inicial de dados de ocorrência apresentava 1310 registros na região Neotropical, distribuídos nos países Nicarágua, Colômbia, Equador, Peru, Bolívia, Brasil e Argentina (**Figura 5**).

Figura 5. Distribuição do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) na região Neotropical, segundo a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN – União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (MIRANDA et al., 2014). Os pontos pretos representam os registros recentes de ocorrência da espécie.

3.1.1. Análise de correlação espacial e ambiental dos dados de ocorrência

Para eliminar a autocorrelação espacial e ambiental entre os pontos de ocorrência, foram utilizadas as ferramentas *Spatially Rarefy Occurrence Data for SDMs* e *Calculate Climate Heterogeneity*, da extensão SDMtoolbox (BROWN, 2014), no ArcGIS v.10.2.2 (ESRI). A remoção da autocorrelação espacial foi feita com base em uma distância previamente definida, a partir da qual múltiplas ocorrências foram reduzidas a um único registro, espacialmente independente dos demais. Em princípio, foram feitos testes com diferentes distâncias, com base nos valores de área de vida reportados para a espécie em diferentes estudos (ver BERTASSONI et al., 2017). Após algumas análises, a distância de 10 km gerou os melhores resultados e, portanto, foi adotada para a rarefação dos dados de ocorrência. Já a remoção da autocorrelação ambiental foi feita utilizando-se a mesma distância da rarefação espacial, mas a partir de um mapa de heterogeneidade ambiental. Este arquivo matricial consiste em uma síntese dos três primeiros eixos de uma Análise de Componentes Principais (PCA), feita a partir de variáveis ambientais não correlacionadas e inseridas no processo de modelagem. Foram produzidos diferentes mapas de heterogeneidade ambiental, apenas com as variáveis climáticas e topográficas e incluindo também as de uso e cobertura da terra e antrópicas (**Figura 6**).

Mesmo utilizando as duas técnicas de rarefação (espacial e ambiental), a base de dados ainda apresentava uma grande concentração de pontos em algumas áreas, o que provavelmente tem relação com a origem dos dados de ocorrência, com os métodos de registro (e.g. telemetria, armadilhas fotográficas) e também com o fato de certas regiões do espaço geográfico serem naturalmente mais amostradas do que outras (e.g. Unidades de Conservação).

Para tentar evitar que esse viés amostral interferisse nos modelos, foi utilizada a ferramenta *Gaussian Kernel Density of Sampling Localities*, da extensão SDM Toolbox (BROWN, 2014). Este método gerou uma superfície de densidade dos pontos de ocorrência (**Figura 7**), também conhecida por *Bias Grid*, que posteriormente foi incorporada no processo de modelagem (PHILLIPS et al., 2009; PHILLIPS; ANDERSON; SCHAPIRE, 2006). Além disso, a partir deste mapa de viés amostral foi possível identificar as áreas com maior concentração de pontos, as quais foram selecionadas e submetidas novamente às técnicas de rarefação, como a remoção aleatória de pontos e a remoção da correlação espacial por distâncias superiores a 10 km.

Figura 6. Mapa de heterogeneidade ambiental, gerado a partir de variáveis ambientais bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas, para ser utilizado na remoção da autocorrelação espacial e ambiental entre os pontos de ocorrência de tamanduá-bandeira.

Figura 7. *Bias Grid* ou mapa de densidade de registros de ocorrência de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), representando o viés amostral da base de dados, gerado para ser inserido no processo de modelagem da distribuição da espécie.

A base final de dados apresentou 320 pontos de ocorrência para o tamanduá-bandeira no Brasil, sendo 72 na Amazônia, 7 na Caatinga, 166 no Cerrado, 56 na Mata Atlântica e 18 no Pantanal (**Figura 8**). Não foram obtidos registros recentes para a espécie nos Pampas e, portanto, este bioma não foi modelado.

Figura 8. Distribuição do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) nos biomas brasileiros. Os pontos pretos representam os registros de ocorrência da espécie, após os procedimentos de remoção da autocorrelação espacial e ambiental.

3.2. Seleção de variáveis preditoras

O espaço ambiental foi definido por variáveis preditoras, selecionadas com base na ecologia e história natural do tamanduá-bandeira (EMMONS, FEER, 1997; LOVEGROVE, 2000), considerando a importância da hierarquia dos fatores ambientais na influência da distribuição da espécie em função da escala espacial (GUISAN; THUILLER, 2005; PEARSON; DAWSON, 2003). As variáveis ambientais preditoras foram categorizadas como bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas, e geradas a partir de arquivos vetoriais e

matriciais de diferentes bases de dados geográficos. Foram utilizadas preferencialmente variáveis contínuas (quantitativas), pois, segundo Peterson et al. (2011), são as mais utilizadas e as mais informativas, uma vez que dados categóricos não são bem manipulados por alguns algoritmos.

Variáveis ambientais bioclimáticas foram obtidas a partir do banco de dados do *WorldClim* v.1.4 (HIJMANS et al., 2005) com resolução espacial de aproximadamente 1 km. Variáveis bioclimáticas são derivadas dos valores de temperatura e precipitação, com o objetivo de expressar um maior significado biológico (**Tabela 1**). Assim, elas podem representar tendências temporais (e.g. temperatura/precipitação anual média), sazonalidade (e.g. variação anual de temperatura/ precipitação) e condições ambientais extremas ou limitantes (e.g. temperatura do mês mais frio/quente, precipitação do mês mais seco/chuvoso).

Tabela 1. Variáveis bioclimáticas inseridas no processo de modelagem de distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira. Foram selecionadas apenas aquelas que fazem algum sentido biológico, com base na ecologia do tamanduá-bandeira. Todas as variáveis foram submetidas a análises de correlação espacial e à Análise de Componentes Principais (PCA).

Variável	Descrição	Resolução Espacial	Ano	Fonte
Bio02	Variação (amplitude) média diurna (média da temperatura mensal)	~ 1 km	1960-1990	WordClim v.1.4 HIJMANS et al. (2005)
Bio03	Isotermalidade ((Bio02/Bio07)*100)	~ 1 km	1960-1990	WordClim v.1.4 HIJMANS et al. (2005)
Bio04	Sazonalidade da temperatura (desvio-padrão*100)	~ 1 km	1960-1990	WordClim v.1.4 HIJMANS et al. (2005)
Bio05	Temperatura máxima do mês mais quente	~ 1 km	1960-1990	WordClim v.1.4 HIJMANS et al. (2005)
Bio06	Temperatura mínima do mês mais frio	~ 1 km	1960-1990	WordClim v.1.4 HIJMANS et al. (2005)
Bio07	Variação (amplitude) de temperatura anual (Bio05 – Bio06)	~ 1 km	1960-1990	WordClim v.1.4 HIJMANS et al. (2005)
Bio12	Precipitação anual	~ 1 km	1960-1990	WordClim v.1.4 HIJMANS et al. (2005)
Bio13	Precipitação do mês mais chuvoso	~ 1 km	1960-1990	WordClim v.1.4 HIJMANS et al. (2005)
Bio14	Precipitação do mês mais seco	~ 1 km	1960-1990	WordClim v.1.4 HIJMANS et al. (2005)
Bio15	Sazonalidade da precipitação (Coeficiente de variação)	~ 1 km	1960-1990	WordClim v.1.4 HIJMANS et al. (2005)

Variáveis ambientais topográficas (*i.e.* altitude, declividade, exposição do terreno, distância e densidade de drenagem) foram obtidas da base de dados ambientais do *WorldClim* (HIJMANS et al., 2005), do Ambdata (INPE) e do IBGE. A variável de altitude foi gerada a

partir de dados SRTM (NASA *Shuttle Radar Topographic Mission*), de resolução espacial original de aproximadamente 90 m, reamostrados para a resolução espacial de aproximadamente 1 km. A declividade foi gerada a partir da altitude e corresponde a inclinação da superfície do terreno em relação à horizontal, sendo seus valores expressos em graus (0° a 90°) ou em porcentagem. A exposição ou orientação da vertente do terreno é a direção da variação de declividade, e foi gerada a partir da altitude, sendo os valores expressos em graus (0° a 360°). A densidade de drenagem foi gerada a partir da aplicação de um algoritmo de interpolação espacial (Kernel) sobre os dados de rede de drenagem do projeto HydroSHEDS (LEHNER et al., 2008), derivados do SRTM, com resolução espacial final de 1 km. A distância euclidiana de drenagem foi calculada a partir do mapa de uso e cobertura da terra disponibilizado pelo IBGE, para o ano de 2014, sendo a escala original do mapeamento de 1: 250.000.

Tabela 2. Variáveis topográficas inseridas no processo de modelagem de distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira. Todas as variáveis foram submetidas a análises de correlação espacial e à Análise de Componentes Principais (PCA).

Variável	Descrição	Resolução Espacial	Ano	Fonte
topo_alt	Altitude	~ 1 km	2000	WorldClim v.1.4 SRTM (NASA)
topo_dec	Declividade	~ 1 km	2000	Ambdata (INPE) SRTM (NASA)
topo_expo	Exposição do terreno	~ 1 km	2000	Ambdata (INPE) SRTM (NASA)
topo_dens	Densidade de drenagem	~ 1 km	2000	Ambdata (INPE) SRTM (NASA)
topo_dist	Distância euclidiana de drenagem	1: 250.000 (~50 m)	2014	IBGE

Variáveis ambientais categóricas de uso e cobertura da terra foram obtidas a partir de diferentes bases de dados disponíveis para o território brasileiro (**Tabela 3**), incluindo os mapeamentos do GlobCover, IBGE e MapBiomias (Brasil) e TerraClass (Cerrado e Amazônia). O projeto GlobCover (*Global Land Cover Map*) é uma iniciativa da Agência Espacial Europeia (ESA), e consiste em um mapa global de cobertura da terra, a partir da classificação automatizada de mosaicos do sensor MERIS, com resolução espacial original de 300m, sendo o mais recente do ano de 2009. O mapeamento do IBGE é parte integrante do projeto Mudanças na Cobertura e Uso da Terra do Brasil, tendo sido elaborado a partir de imagens dos satélites MODIS, Landsat 8 e RapidEye, com escala original do mapeamento de 1: 250.000, para o ano de 2014. O projeto MapBiomias é uma iniciativa do SEEG Brasil (Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de

Efeito Estufa do Observatório do Clima) e tem como produtos mapas de uso e cobertura da terra com resolução original de 30m, sendo a versão mais recente do ano de 2015. O projeto TerraClass se refere ao mapeamento de uso e cobertura da terra na Amazônia Legal e no Cerrado, com resolução de 250 m. Para a Amazônia Legal, foram utilizadas como base as áreas mapeadas pelo PRODES (Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite) até o ano de 2010, por imagens do Landsat 5. Para o Cerrado, foram utilizadas como base imagens do Landsat 8 do ano de 2013.

Tabela 3. Variáveis categóricas de uso e cobertura da terra inseridas no processo de modelagem de distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira. Todas as variáveis foram submetidas a análises de correlação espacial e à Análise de Componentes Principais (PCA).

Variável	Descrição	Resolução Espacial	Ano	Fonte
land_globcover	Global Land Cover (GlobCover v.2.3)	~ 1 km	2009	GlobCover (ESA)
land_ibge	Cobertura e Uso da Terra do Brasil (IBGE)	1:250.000 (~50 m)	2014	IBGE
land_mapbiomas	Cobertura e Uso do Solo do Brasil (Coleção 2 – MapBiomas)	30 m	2015	Projeto MapBiomas
land_terraclass	TerraClass	250 m	2013	INPE / EMBRAPA

Como variáveis contínuas de uso e cobertura de terra foram utilizadas: a) porcentagem de cobertura arbórea do ano de 2010, gerada a partir de imagens Landsat, com resolução original de 30m, em um projeto de colaboração entre o Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) e a Universidade de Maryland; b) Homogeneidade de Habitat, uma métrica derivada do Índice de Vegetação Melhorado (EVI), a partir de imagens do sensor MODIS de 2001 a 2005, com resolução final de 1 km (TUANMU, JETZ, 2015); c) porcentagem de cana-de-açúcar em janelas espaciais móveis de 5x5 km, a partir do mapeamento do Projeto Canasat (RUDORFF et al., 2010) para a região centro-sul do país, compreendendo os estados de Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Paraná e São Paulo (safra 2003/04 a 2013/14) e Espírito Santo e Rio de Janeiro (safra 2010/11 a 2012/13); d) porcentagem de pastagens em janelas espaciais móveis de 5x5 km, a partir de classificação realizada pelo Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento (LAPIG), da Universidade Federal de Goiás, com resolução original de 30 m; e) porcentagem de silvicultura em janelas espaciais móveis de 5x5 km, a partir do mapeamento realizado pelo Global Forest Watch, de 2015. As variáveis contínuas de proporção de diferentes classes de uso e cobertura da terra foram geradas a partir de janelas espaciais móveis de 5 x 5 km (**Tabela 4**). Assim, cada pixel representa o valor médio, em

porcentagem, de determinada classe dentro da janela de 5 x 5 km. Esta distância foi escolhida com base nos valores de área de vida média reportados para a espécie em diferentes estudos (ver BERTASSONI et al., 2017). Todos os procedimentos foram feitos no *software* ArcGIS v.10.2.2 (ESRI).

Tabela 4. Variáveis contínuas de uso e cobertura da terra inseridas no processo de modelagem de distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira. Todas as variáveis foram submetidas a análises de correlação espacial e à Análise de Componentes Principais (PCA).

Variável	Descrição	Resolução Espacial	Ano	Fonte
land_tree2010	% de cobertura arbórea	~ 30 m	2010	Global Forest Change Hansen et al (2013)
land_hom	Homogeneidade de habitat	~ 1 km	2001-2005	EarthEnv Tuanmu, Jetz (2015)
land_rfpast	% de pastagens (5 x 5 km)	30 m	2015	LAPIG (UFG)
land_treeplant	% de silvicultura (5 x 5 km)	30 m	2015	Global Forest Watch
land_canasat	% de cana-de-açúcar (5 x 5 km)	30 m	2013	CANASAT (INPE) Ruddorf et al (2010)

As variáveis antrópicas incluem: a) densidade populacional humana, ajustada pela ONU, para o ano de 2010, com resolução espacial de aproximadamente 1 km; b) Pegada Humana Global, que consiste em um índice de influência humana baseado em camadas de pressão antrópica (densidade populacional, ocupação, infraestrutura e acessibilidade humana), para o período de 1995 a 2004, com resolução espacial de aproximadamente 1 km; c) distância euclidiana de áreas urbanas, mapeadas pelo IBGE em 2014; d) distância euclidiana de rodovias estaduais e federais, mapeadas pelo DNIT em 2013 (**Tabela 5**).

Tabela 5. Variáveis antrópicas inseridas no processo de modelagem de distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira. Todas as variáveis foram submetidas a análises de correlação espacial e à análise de componentes principais (PCA).

Variável	Descrição	Resolução Espacial	Ano	Fonte
ant_hdens	Densidade humana	~ 1km	2010	CIESIN/UN
ant_hfp	Pegada humana global	~ 1km	1995-2004	WCS/CIESIN
ant_roddest	Distância euclidiana de rodovias	~ 1km	2013	DNIT
ant_urbdist	Distância euclidiana de áreas urbanas	1: 250.000 (~50m)	2014	IBGE

Todas as variáveis foram reamostradas para a resolução espacial de 1 km e ajustadas ao recorte geográfico dos biomas brasileiros, com sistema de coordenadas geográficas e *datum* WGS 1984. Todos os procedimentos de geoprocessamento foram realizados no *software* ArcGIS v. 10.2.2 (ESRI).

3.2.1. Análise de correlação espacial das variáveis preditoras

Para evitar a multicolinearidade das variáveis e a complexidade desnecessária dos modelos, foram executados, respectivamente, a análise de correlação de Pearson e a Análise de Componentes Principais (PCA), para todas as variáveis. Na primeira etapa, variáveis que apresentaram índice de correlação de Pearson igual ou superior a 0,7 foram removidas do processo de modelagem. Após a PCA, foram mantidas apenas as variáveis mais informativas, ou seja, aquelas altamente correlacionadas ($> 0,7$) com os primeiros eixos da PCA, já que esses concentram a maior parte (80-90%) da variância dos dados em análise (HOLLAND, 2008).

Com relação às variáveis bioclimáticas, as variáveis Bio07 (temperatura anual) e Bio12 (precipitação anual) foram excluídas tanto dos modelos em escala continental (Brasil) quanto dos modelos em escala de bioma, uma vez que apresentaram forte correlação ($> 0,7$) com as demais variáveis bioclimáticas. Já outras variáveis, como a Bio02 (temperatura mensal), Bio03 (isotermalidade), Bio05 (temperatura máxima do mês mais quente) e Bio06 (temperatura mínima do mês mais frio) foram excluídas em alguns modelos e mantidas nos demais. As variáveis Bio13 (precipitação do mês mais chuvoso) e Bio14 (precipitação do mês mais seco) foram mantidas em todos os modelos em escala de bioma, sendo que a Bio15 (sazonalidade da precipitação) foi mantida apenas no modelo em escala continental (Brasil) (**Tabela 6**).

Tabela 6. Variáveis bioclimáticas inseridas no processo de modelagem de distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira, após análises de correlação espacial e Análise de Componentes Principais (PCA). BR: Brasil, AMA: Amazônia, CAA: Caatinga, CER: Cerrado, MAT: Mata Atlântica, PAN: Pantanal.

Variável	Descrição	BR	AMA	CAA	CER	MAT	PAN
Bio02	Variação (amplitude) média diurna (média da temperatura mensal)	X		X	X	X	X
Bio03	Isotermalidade $((\text{Bio02}/\text{Bio07}) \times 100)$					X	
Bio04	Sazonalidade da temperatura (desvio-padrão*100)	X	X	X	X		
Bio05	Temperatura máxima do mês mais quente	X	X	X		X	X

Variável	Descrição	BR	AMA	CAA	CER	MAT	PAN
Bio06	Temperatura mínima do mês mais frio		X	X		X	X
Bio13	Precipitação do mês mais chuvoso		X	X	X	X	X
Bio14	Precipitação do mês mais seco		X	X	X	X	X
Bio15	Sazonalidade da precipitação (Coeficiente de variação)	X					

Com relação às variáveis topográficas, a altitude apresentou-se fortemente correlacionada com variáveis bioclimáticas na Caatinga e na Mata Atlântica e, portanto, não foi inserida nos modelos desses biomas. Todas as demais variáveis topográficas não apresentaram correlação entre si ou com outras variáveis, sendo mantidas *a priori* nos modelos (**Tabela 7**).

Tabela 7. Variáveis topográficas inseridas no processo de modelagem de distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira, após análises de correlação espacial e Análise de Componentes Principais (PCA). BR: Brasil, AMA: Amazônia, CAA: Caatinga, CER: Cerrado, MAT: Mata Atlântica, PAN: Pantanal.

Variável	Descrição	BR	AMA	CAA	CER	MAT	PAN
topo_alt	Altitude	X	X		X		X
topo_dec	Declividade	X	X	X	X	X	X
topo_expo	Exposição do terreno	X	X	X	X	X	X
topo_dens	Densidade de drenagem	X	X	X	X	X	X
topo_dist	Distância euclidiana de drenagem	X	X	X	X	X	X

Com relação às variáveis categóricas de uso e cobertura de terra, nenhuma apresentou-se altamente correlacionada com as demais variáveis e, portanto, foram gerados modelos com cada uma delas, independentemente. Todas as variáveis contínuas de uso e cobertura da terra foram mantidas após as análises de correlação e a PCA, assim como as variáveis antrópicas. Todos os procedimentos estatísticos foram realizados no *software* ArcGIS v.10.2.2 (ESRI) e em ambiente R (R CORE TEAM, 2015).

3.3. Procedimentos de modelagem

A partir do mesmo conjunto de dados de ocorrência foram realizados modelos de distribuição potencial e atual, em duas extensões espaciais, continental e de bioma, com a mesma resolução espacial (~ 1 km), que é considerada apropriada para analisar a distribuição de mamíferos terrestres (FERRAZ et al., 2012b; PETERSON et al., 2011). Os modelos de distribuição potencial foram gerados apenas com as variáveis bioclimáticas e topográficas, enquanto que os modelos de distribuição atual foram gerados com as variáveis bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas (**Figura 9**). Dessa forma, foram gerados os seguintes modelos: 1) Modelo de distribuição potencial em escala continental (MPoC); 2) Modelo de distribuição potencial em escala de bioma (MPoB); 3) Modelo de distribuição atual em escala continental (MAAtC); Modelo de distribuição atual em escala de bioma (MAAtB).

Figura 9. Fluxograma ilustrando as principais etapas e produtos da modelagem de distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira. A partir de um conjunto de dados de ocorrência e de variáveis ambientais foram gerados modelos de distribuição potencial em escala continental (MPoC) e de bioma (MPoB) e modelos de distribuição atual em escala continental (MAAtC) e de bioma (MAAtB), todos com a mesma resolução espacial (~ 1 km). A partir do MAAtB, foi realizada uma análise de lacunas e a indicação de áreas prioritárias para a conservação da espécie.

A modelagem de distribuição potencial e atual foi realizada utilizando-se o algoritmo de máxima entropia, por meio do *software* Maxent v. 3.4.1k, que estima a distribuição de probabilidades a partir da distribuição de probabilidades de máxima entropia (ou seja, mais próxima da distribuição uniforme), submetida a um conjunto de restrições que correspondem às variáveis ambientais observadas no conjunto de dados de ocorrência (PHILLIPS; DUDÍK; SCHAPIRE, 2004). O Maxent é vantajoso por necessitar apenas de dados de presença e por ser matematicamente conciso e facilmente interpretável, além de amplamente utilizado, o que favorece a comparação com outros estudos (ELITH et al., 2011). Foram utilizados 70% dos pontos de presença para treinar o modelo e 30% para teste, sorteando-se aleatoriamente os pontos de teste para cada réplica (*random seed*). Foram gerados modelos com e sem o uso do *Bias*

Grid (viés amostral). A validação dos modelos de distribuição foi conduzida por meio da técnica de *bootstrap* com 10 réplicas. Os modelos foram avaliados pelos valores de AUC (área sob a curva ROC), que podem variar de 0 a 1 e representam a diferença entre a previsão do modelo e a que seria feita ao acaso, sendo que valores acima de 0,7 são considerados bons indicadores de desempenho do modelo (PEARSON, 2010). A significância dos modelos foi avaliada pelo valor *p* (probabilidade binomial) obtido. A avaliação da importância de cada variável no modelo se deu por meio do teste *jackknife* e de curvas-resposta. Optou-se pelo formato logístico para a saída dos dados. Para cada modelo, o limiar de probabilidade de presença, ou seja, o valor abaixo do qual se considera que a probabilidade da espécie estar presente é nula, foi definido com base no equilíbrio entre a quantificação dos erros de omissão e o significado biológico dos modelos gerados. Assim, os modelos foram cortados para três limiares: a) de presença mínima (*minimum training presence logistic threshold*), 10 percentil (*10 percentile training presence logistic threshold*) e de máxima sensibilidade e especificidade (*maximum test sensitivity plus specificity logistic threshold*).

Após a definição do limiar de corte, os modelos de distribuição atual em escala de bioma foram avaliados com relação à adequabilidade ambiental (i.e. probabilidade de presença) à espécie. Os modelos foram reclassificados em cinco classes de adequabilidade ambiental: a) “Inadequada”, abaixo do limiar de corte, b) “Muito baixa”, do limiar de corte a 25%, c) “Baixa”, de 25% a 50%, d) “Média”, de 50% a 75% e e) “Alta”, acima de 75% de adequabilidade ambiental. A partir desse modelo, foi realizado o cálculo e a comparação da proporção de área adequada por bioma, para cada classe.

3.4. Análise de lacunas e indicação de áreas prioritárias para a conservação

Para a análise de lacunas e indicação de áreas prioritárias para conservação foi gerado um único modelo de distribuição atual para o Cerrado e Pantanal, uma vez que estes foram os biomas melhores representados pelo conjunto de dados de ocorrência e considerados os de maior adequabilidade ambiental à espécie. Neste modelo foram inseridas *a priori* as variáveis bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas, submetidas aos mesmos procedimentos de modelagem descritos no tópico anterior. Após a definição do limiar de corte, o modelo de distribuição atual também foi reclassificado em quatro classes de adequabilidade ambiental e as áreas de cada classe foram calculadas.

A análise de lacunas foi feita a partir da sobreposição do modelo à rede de Unidades de Conservação federais, extraídas da base de dados do ICMBio. As UCs que tocaram uma célula classificada como “presença” para o tamanduá-bandeira foram selecionadas, de tal forma que a

razão entre a soma da área destas reservas e a área total de distribuição da espécie equivale à proporção da área total de distribuição da espécie considerada protegida (CATULLO et al., 2008). Foi utilizado um limiar de proteção de 10%, tal como proposto por Rodrigues et al. (2004) para espécies com amplas extensões geográficas (mais que 250.000 km²). Assim, se a espécie não for representada por nenhuma das áreas protegidas, define-se uma lacuna completa (*full gap*) de conservação. Se a representação for menor que o limiar, lacuna parcial (*partial gap*), e se for igual ou maior, considera-se que a espécie está adequadamente protegida (CATULLO et al., 2008). A análise de lacunas foi feita em dois grupos: a) considerando apenas as UCs de Proteção Integral (UCPI), e b) considerando as UCs de Proteção Integral e as UCs de Uso Sustentável (UCPI + UCUS). A análise de lacunas também foi feita considerando somente as áreas de alta adequabilidade ambiental (i.e. probabilidade de presença ≥ 0.75) à espécie.

Áreas prioritárias foram definidas a partir do modelo de distribuição atual como áreas que agregaram alto índice de adequabilidade (i.e. alta probabilidade de ocorrência da espécie). Como um *proxy* para o valor da terra foi utilizado um mapa de custo de oportunidade, que se baseia na estimativa do fluxo de benefícios econômicos gerados a partir de dados da agricultura e pecuária (NAIDOO; IWAMURA, 2007). Além disso, foram gerados modelos com uma máscara de remoção, cuja função é determinar a ordem de retirada das células dos mapas base, influenciando assim a seleção das áreas prioritárias. Como máscara de remoção foi utilizada a variável de área plantada de cana-de-açúcar a partir do mapeamento do Projeto Canasat (RUDORFF et al., 2010). Assim, áreas prioritárias foram selecionadas como sendo áreas de alta adequabilidade, baixo valor da terra e não ocupadas por plantações de cana-de-açúcar. Para esta seleção foi utilizado um *software* específico de planejamento de áreas protegidas, o Zonation, que inclui modelos capazes de priorização em larga escala e alta resolução espacial, que resultam em um *ranking* de prioridades a partir do qual é possível propor diversas ações de conservação (MOILANEN et al., 2012).

4. OBJETIVOS

- Modelar a distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira em escala continental (Brasil) e nos biomas brasileiros, buscando identificar quais as variáveis preditoras que melhor explicam a ocorrência da espécie em diferentes escalas;
- Avaliar os biomas brasileiros com relação à adequabilidade ambiental (i.e. probabilidade de presença) ao tamanduá-bandeira, a partir dos modelos de distribuição atual;
- Avaliar o quanto a distribuição atual da espécie coincide espacialmente com as Unidades de Conservação e identificar áreas prioritárias para a conservação do tamanduá-bandeira nos biomas brasileiros, a partir dos modelos de distribuição atual;

5. RESULTADOS

5.1. Modelo de distribuição potencial continental

O modelo de distribuição potencial em escala continental que apresentou o melhor balanço entre o valor de AUC e os erros de omissão foi aquele em que foram inseridas todas as variáveis bioclimáticas não correlacionadas (Bio02, Bio04, Bio05, Bio13, Bio15), além da variável topográfica altitude (**Figura 10**). As demais variáveis topográficas contribuíram muito pouco para explicar a ocorrência do tamanduá-bandeira e, portanto, foram excluídas.

Figura 10. Modelo de distribuição potencial continental (MPoC) do tamanduá-bandeira, gerado a partir de variáveis bioclimáticas (Bio02, Bio04, Bio05, Bio13, Bio15) e topográficas (altitude). Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie.

O modelo final apresentou valor de $AUC = 0,75 \pm 0,02$, sendo significativo para os três limiares logísticos ($p < 0,05$) e com erros de omissão de 0,52% para o limiar de presença mínima, 11,04% para o limiar de 10 percentil e 26,35% para o limiar de máxima sensibilidade e especificidade (**Tabela 8, Figura 12**). O modelo gerado com o *Bias Grid*, a partir das mesmas variáveis bioclimáticas e topográficas, apresentou valor de $AUC = 0,79 \pm 0,02$, sendo significativo também para os três limiares logísticos e com erros de omissão equivalentes a 0,30%, 11,50% e 18,02% para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, respectivamente (**Tabela 8, Figuras 11 e 13**).

Figura 11. Modelo de distribuição potencial continental (MPoC) do tamanduá-bandeira, gerado a partir de variáveis bioclimáticas e topográficas, com o uso do *Bias Grid*. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie.

Tabela 8. Valores de AUC, limiar logístico, erro de omissão e probabilidade binomial (valor p) para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, para os modelos de distribuição potencial continental (MPoC) do tamanduá-bandeira, com e sem o uso do *Bias Grid* para lidar com o viés amostral.

	Presença mínima				10 percentil			Máxima sensibilidade e especificidade		
	AUC	Limiar	Erro de omissão	p	Limiar	Erro de omissão	p	Limiar	Erro de omissão	p
MPoC	0,75 ± 0,02	0,07	0,52%	0,04	0,26	11,04%	0,00	0,42	26,35%	0,00
MPoC (<i>Bias</i>)	0,79 ± 0,02	0,12	0,30%	0,02	0,45	11,50%	0,00	0,51	18,02%	0,00

Figura 12. Modelos de distribuição potencial continental (MPoC) do tamanduá-bandeira, gerados a partir de variáveis bioclimáticas (Bio02, Bio04, Bio05, Bio13, Bio15) e topográficas (altitude), cortados para os limiares logísticos de: a) presença mínima, b) 10 percentil e c) máxima sensibilidade e especificidade. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie.

Figura 13. Modelos de distribuição potencial continental (MPoC) do tamanduá-bandeira, gerados a partir de variáveis bioclimáticas (Bio02, Bio04, Bio05, Bio13, Bio15) e topográficas (altitude), com o uso do *Bias Grid*, cortados para os limiares logísticos de: a) presença mínima, b) 10 percentil e c) máxima sensibilidade e especificidade. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie.

A probabilidade de presença do tamanduá-bandeira no modelo de distribuição potencial continental variou de 0,00 a 0,84, com média de $0,29 \pm 0,19$ e no modelo de distribuição potencial continental com o uso do *Bias Grid* variou de 0,01 a 0,78, com média de $0,40 \pm 0,15$ (**Tabela 9**). Ambos os modelos indicaram a região sudeste e centro-oeste do país como as de maior probabilidade de presença para a espécie, incluindo o Pantanal e parte do Cerrado e da Mata Atlântica, sendo a Amazônia, a Caatinga e os Pampas as áreas de menores probabilidades de presença. O modelo gerado com o uso do *Bias Grid* previu uma maior extensão de áreas com alta probabilidade de presença para a espécie, incluindo praticamente todo o Cerrado.

Tabela 9. Probabilidade de presença média, mínima e máxima do tamanduá-bandeira no modelo de distribuição potencial continental (MPoC) com e sem o uso do *Bias Grid* para lidar com o viés amostral.

	Probabilidade de presença		
	Média	Mínima	Máxima
MPoC	0,29 ± 0,19	0,00	0,84
MPoC (<i>Bias</i>)	0,40 ± 0,15	0,01	0,78

A variável que mais contribuiu para explicar o modelo de distribuição potencial em escala continental foi a Bio04 (sazonalidade da temperatura), seguida da Bio15 (sazonalidade da precipitação), Bio02 (variação anual da temperatura), Bio13 (precipitação do mês mais chuvoso), altitude e Bio05 (temperatura máxima do mês mais quente). Já no modelo de distribuição potencial com o uso do *Bias Grid*, a variável que mais contribuiu foi a Bio15 (sazonalidade da precipitação), seguida da Bio04 (sazonalidade da temperatura), Bio02 (variação anual da temperatura), altitude, Bio13 (precipitação do mês mais chuvoso) e Bio05 (temperatura máxima do mês mais quente). Nos dois modelos, nenhuma variável contribuiu para explicar mais do que 50% dos dados de ocorrência. (**Figura 14**).

Figura 14. Contribuição das variáveis bioclimáticas e topográficas para os modelos de distribuição potencial continental (MPoC) do tamanduá-bandeira, gerados com e sem o uso do *Bias Grid* para lidar com o viés amostral.

5.2. Modelos de distribuição potencial para os biomas

Foram gerados modelos de distribuição potencial em escala de bioma a partir de diferentes combinações das variáveis ambientais bioclimáticas e topográficas, sendo que, semelhante ao resultado encontrado para o modelo de distribuição potencial continental, os modelos que apresentaram o melhor balanço entre o valor de AUC e os erros de omissão foram aqueles em que foram inseridas todas as variáveis bioclimáticas não correlacionadas, além da variável topográfica altitude, quando presente (**Figura 15**). Os modelos gerados com uso do *Bias Grid* tiveram desempenho insatisfatório e, portanto, foram descartados.

Figura 15. Modelos de distribuição potencial do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MPoB), gerados a partir de variáveis bioclimáticas e topográficas (altitude). Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie.

5.2.1. Amazônia

Todos os modelos de distribuição potencial ajustados para a Amazônia tiveram valores baixos de AUC ($< 0,7$) e não foram significativos para os limiares de presença mínima e de 10 percentil, sendo significativos apenas para o limiar de máxima sensibilidade e especificidade. O modelo que incluiu as variáveis bioclimáticas não correlacionadas (Bio04, Bio05, Bio06, Bio13 e Bio14) e a variável topográfica altitude apresentou valor de $AUC = 0,67 \pm 0,07$ e erros de omissão de 11,43%, 21,43% e 36,19% para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, respectivamente (**Tabela 10**). A probabilidade de presença do tamanduá-bandeira no modelo de distribuição potencial para a Amazônia variou de 0,00 a 0,75, com média de $0,32 \pm 0,15$ (**Tabela 11, Figura 15**). A variável que mais contribuiu para o modelo foi a Bio14 (precipitação do mês mais seco), com 48,2% de contribuição (**Figura 16**).

Figura 16. Contribuição das variáveis bioclimáticas e topográficas para o modelo de distribuição potencial do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MPoB), para o bioma Amazônia.

5.2.2. Caatinga

O modelo de distribuição potencial da Caatinga, gerado a partir das variáveis bioclimáticas não correlacionadas (Bio02, Bio04, Bio05, Bio06, Bio13 e Bio14), apresentou $AUC = 0,95 \pm 0,02$, mas foi significativo apenas para o limiar de máxima sensibilidade e especificidade. O modelo apresentou erros de omissão de 20,00% para os limiares de presença mínima e 10 percentil, e de 0,00% para o limiar de máxima sensibilidade e especificidade (**Tabela 10**). A probabilidade de presença do tamanduá-bandeira no modelo de distribuição potencial para a Caatinga variou de 0,00 a 0,85, com média de $0,06 \pm 0,14$ (**Tabela 11, Figura 15**). A variável que

mais contribuiu para o modelo foi a Bio02 (variação anual da temperatura), com 93,4% de contribuição (**Figura 17**).

Figura 17. Contribuição das variáveis bioclimáticas para o modelo de distribuição potencial do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MPoB), para o bioma Caatinga.

5.2.3. Cerrado

O modelo de distribuição potencial do Cerrado, gerado a partir das variáveis bioclimáticas não correlacionadas (Bio02, Bio04, Bio13 e Bio14) e da variável topográfica altitude, apresentou $AUC = 0,76 \pm 0,03$, e foi significativo para os três limiares logísticos. O modelo apresentou erros de omissão de 1,22%, 10,41% e 27,35% para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, respectivamente (**Tabela 10**). A probabilidade de presença do tamanduá-bandeira no modelo de distribuição potencial para o Cerrado variou de 0,01 a 0,93, com média de $0,31 \pm 0,18$ (**Tabela 11, Figura 15**). A variável que mais contribuiu para o modelo foi a Bio14 (precipitação do mês mais seco), seguida da altitude, que juntas contribuíram com 58,2% (**Figura 18**).

Figura 18. Contribuição das variáveis bioclimáticas e topográficas para o modelo de distribuição potencial do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MPoB), para o bioma Cerrado.

5.2.4. Mata Atlântica

O modelo de distribuição potencial da Mata Atlântica, gerado a partir das variáveis bioclimáticas não correlacionadas (Bio02, Bio05, Bio06, Bio13 e Bio14), apresentou $AUC = 0,82 \pm 0,04$, e foi significativo para os três limiares logísticos. O modelo apresentou erros de omissão de 1,87%, 13,75% e 10,00% para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, respectivamente (**Tabela 10**). A probabilidade de presença do tamanduá-bandeira no modelo de distribuição potencial para a Mata Atlântica variou de 0,00 a 0,77, com média de $0,24 \pm 0,20$ (**Tabela 11, Figura 15**). A variável que mais contribuiu para o modelo foi a Bio02 (variação anual da temperatura), com 43%, e a Bio14 (precipitação do mês mais seco), com 32,5% de contribuição (**Figura 19**).

Figura 19. Contribuição das variáveis bioclimáticas para o modelo de distribuição potencial do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MPoB), para o bioma Mata Atlântica.

5.2.5. Pantanal

Todos os modelos de distribuição potencial ajustados para o Pantanal tiveram valores muito baixos de AUC ($<0,7$) e não foram significativos para nenhum dos limiares logísticos. O modelo que incluiu apenas as variáveis bioclimáticas não correlacionadas (Bio02, Bio05, Bio06, Bio13 e Bio14) e a variável topográfica altitude apresentou valor de $AUC = 0,65 \pm 0,12$ e erros de omissão de 10,00%, 16,00% e 22,00% para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, respectivamente (**Tabela 10**). A probabilidade de presença do tamanduá-bandeira no modelo de distribuição potencial para o Pantanal variou de 0,17 a 0,66 com média de $0,44 \pm 0,08$ (**Tabela 11, Figura 15**). As variáveis que mais contribuíram para o modelo foram a Bio05 (temperatura máxima do mês mais quente) e a altitude, com 33,7% e 27,6% de contribuição, respectivamente (**Figura 20**).

Figura 20. Contribuição das variáveis bioclimáticas e topográficas para o modelo de distribuição potencial do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MPoB), para o bioma Pantanal.

Tabela 10. Valores de AUC, limiar logístico, erro de omissão e probabilidade binomial (valor p) para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, para os modelos de distribuição potencial do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MPoB).

	Presença mínima				10 percentil			Máxima sensibilidade e especificidade		
	AUC	Limiar	Erro de omissão	p	Limiar	Erro de omissão	p	Limiar	Erro de omissão	p
Amazônia	0,67 ± 0,07	0,13	11,43%	0,42	0,42	21,43%	0,10	0,44	36,19%	0,00
Caatinga	0,95 ± 0,02	0,38	20,00%	0,12	0,12	20,00%	0,12	0,36	0,00%	0,01
Cerrado	0,76 ± 0,03	0,09	1,22%	0,01	0,01	10,41%	0,00	0,41	27,35%	0,00
Mata Atlântica	0,82 ± 0,04	0,14	1,87%	0,02	0,02	13,75%	0,00	0,34	10,00%	0,00
Pantanal	0,65 ± 0,12	0,36	10,00%	0,56	0,56	16,00%	0,44	0,50	22,00%	0,09

Tabela 11. Probabilidade de presença média, mínima e máxima do tamanduá-bandeira nos modelos de distribuição potencial em escala de bioma (MPoB).

	Probabilidade de presença		
	Média	Mínima	Máxima
Amazônia	0,32 ± 0,15	0,00	0,75
Caatinga	0,06 ± 0,14	0,00	0,85
Cerrado	0,31 ± 0,18	0,01	0,93
Mata Atlântica	0,24 ± 0,20	0,00	0,77
Pantanal	0,44 ± 0,08	0,17	0,66

5.3. Modelo de distribuição atual continental

O modelo de distribuição atual em escala continental que apresentou o melhor balanço entre o valor de AUC e os erros de omissão foi aquele em que foram inseridas as variáveis bioclimáticas não correlacionadas (Bio02, Bio04, Bio05, Bio13, Bio15), a variável topográfica altitude, as variáveis de uso e cobertura do solo categóricas (GlobCover) e contínuas (porcentagens de cobertura arbórea, cana-de-açúcar, pastagem e silvicultura) e a variável antrópica de densidade humana (**Figura 21**).

Figura 21. Modelo de distribuição potencial atual (MATC) do tamanduá-bandeira, gerado a partir de variáveis bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie.

O modelo final apresentou valor de $AUC = 0,81 \pm 0,03$, sendo significativo para os três limiares logísticos ($p < 0,05$) e com erros de omissão de 0,52% para o limiar de presença mínima, 15,94% para o limiar de presença de 10 percentil e 20,94% para o limiar de máxima sensibilidade e especificidade (**Tabela 12, Figura 23**). O modelo gerado com o *Bias Grid*, a partir das mesmas variáveis bioclimáticas e topográficas, apresentou valor de $AUC = 0,80 \pm 0,01$, sendo significativo também para os três limiares logísticos e com erros de omissão equivalentes a 0,12%, 13,47% e 17,72% para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, respectivamente (**Tabela 12, Figuras 22 e 24**).

Figura 22. Modelo de distribuição atual continental (MATC) do tamanduá-bandeira, gerado a partir de variáveis bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas, com o uso do *Bias Grid*. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie.

Tabela 12. Valores de AUC, limiar logístico, erro de omissão e probabilidade binomial (valor p) para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, para o modelo de distribuição atual continental (MATC) do tamanduá-bandeira.

	Presença mínima				10 percentil			Máxima sensibilidade e especificidade		
	AUC	Limiar	Erro de omissão	p	Limiar	Erro de omissão	p	Limiar	Erro de omissão	p
MA_tC	0,81 ± 0,02	0,03	0,52%	0,01	0,20	15,94%	0,00	0,27	20,94%	0,00
MA_tC (B_{ias})	0,80 ± 0,01	0,10	0,12%	0,00	0,42	13,47%	0,00	0,46	17,72%	0,00

Figura 23. Modelos de distribuição atual continental (MATC) do tamanduá-bandeira, gerados a partir de variáveis bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas, cortados para os limiares logísticos de: a) presença mínima, b) 10 percentil e c) máxima sensibilidade e especificidade. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie.

Figura 24. Modelos de distribuição atual continental (MATC) do tamanduá-bandeira, gerados a partir de variáveis bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas, com o uso do *Bias Grid*, cortados para os limiares logísticos de: a) presença mínima, b) 10 percentil e c) máxima sensibilidade e especificidade. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie.

A probabilidade de presença do tamanduá-bandeira no modelo de distribuição atual continental variou de 0,00 a 0,96, com média de $0,21 \pm 0,17$ e no modelo de distribuição atual continental com o uso do *Bias Grid*, variou de 0,00 a 0,87, com média de $0,36 \pm 0,16$ (**Tabela 13**). Assim como nos modelos de distribuição potencial, a região sudeste e centro-oeste do país são indicadas como as de maior probabilidade de presença para a espécie, incluindo o Pantanal e parte do Cerrado e da Mata Atlântica, sendo a Amazônia, a Caatinga e os Pampas as áreas de menores probabilidades de presença. Entretanto, os modelos de distribuição atual continental apresentam-se não tão contínuos quanto os modelos de distribuição potencial na mesma escala.

Tabela 13. Probabilidade de presença média, mínima e máxima do tamanduá-bandeira no modelo de distribuição potencial atual com e sem o uso do *Bias Grid* para lidar com o viés amostral.

	Probabilidade de presença		
	Média	Mínima	Máxima
MAtC	0,21 ± 0,17	0,00	0,96
MAtC (<i>Bias</i>)	0,36 ± 0,16	0,00	0,87

A variável que mais contribuiu para explicar o modelo de distribuição atual em escala continental foi a porcentagem de cana-de-açúcar, seguida da porcentagem de cobertura arbórea e da Bio15 (sazonalidade da precipitação), que juntas somaram 54,1% de contribuição. Já para o modelo de distribuição atual com o uso do *Bias Grid*, a variável que mais contribuiu foi a porcentagem de cobertura arbórea, seguida da Bio15 (sazonalidade da precipitação) e da Bio02 (variação anual da temperatura), sendo que estas somaram 51,5% de contribuição. Nos dois modelos, nenhuma variável contribuiu isoladamente para explicar mais do que 50% dos dados de ocorrência. (**Figura 25**).

Figura 25. Contribuição das variáveis bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas para os modelos de distribuição atual continental (MAtC) do tamanduá-bandeira, gerados com e sem o uso do *Bias Grid* para lidar com o viés amostral.

5.4. Modelos de distribuição atual para os biomas

Foram gerados modelos de distribuição atual em escala de bioma a partir de diferentes combinações das variáveis ambientais bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas, sendo que cada bioma apresentou um conjunto específico de variáveis capaz de melhor prever a ocorrência da espécie nos modelos (**Figura 26**). Os modelos gerados com uso do *Bias Grid* tiveram desempenho insatisfatório e, portanto, foram descartados.

Figura 26. Modelos de distribuição atual do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MATB), gerados a partir de variáveis bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie.

5.4.1. Amazônia

O melhor modelo de distribuição atual para a Amazônia foi ajustado a partir das variáveis bioclimáticas não correlacionadas (Bio04, Bio05, Bio06, Bio13 e Bio14), da variável topográfica altitude e de variáveis de uso e cobertura do solo categóricas (GlobCover) e contínuas (porcentagens de cobertura arbórea, pastagem, silvicultura e homogeneidade de habitat). O modelo apresentou valor de $AUC = 0,76 \pm 0,06$ e foi significativo ($p < 0,5$) apenas para os limiares de presença de 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade. Os erros de omissão foram de 3,81%, 23,81% e 34,76% para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, respectivamente (**Tabela 14**). A probabilidade de presença do tamanduá-bandeira no modelo de distribuição potencial para a Amazônia variou de 0,01 a 0,96, com média de $0,29 \pm 0,14$ (**Tabela 15, Figura 26**). A variável que mais contribuiu para o modelo foi a Bio14 (precipitação do mês mais seco), seguida do GlobCover e da porcentagem de pastagem, sendo que essas três variáveis juntas contribuíram 55% para o modelo (**Figura 27**).

Figura 27. Contribuição das variáveis bioclimáticas, topográficas e de uso e cobertura da terra para o modelo de distribuição atual do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MATB), para o bioma Amazônia.

5.4.2. Caatinga

O modelo de distribuição atual da Caatinga foi gerado a partir das variáveis bioclimáticas não correlacionadas (Bio02, Bio04, Bio05, Bio06, Bio13 e Bio14) e das variáveis de uso e cobertura da terra categóricas (GlobCover) e contínuas (porcentagem de cobertura arbórea). O

modelo apresentou $AUC = 0,99 \pm 0,01$, mas foi significativo apenas para os limiares de presença de 10 percentil e de máxima sensibilidade e especificidade. O modelo apresentou erros de omissão de 5,00% para os limiares de presença mínima e 10 percentil, e de 0,00% para o limiar de máxima sensibilidade e especificidade (**Tabela 14**). A probabilidade de presença do tamanduá-bandeira no modelo de distribuição atual para a Caatinga variou de 0,00 a 0,95, com média de $0,04 \pm 0,10$ (**Tabela 15, Figura 26**). A variável que mais contribuiu para o modelo foi a Bio02 (variação anual da temperatura), com 63,8% de contribuição, seguida da porcentagem de cobertura arbórea e do GlobCover (**Figura 28**).

Figura 28. Contribuição das variáveis bioclimáticas e de uso e cobertura da terra para o modelo de distribuição atual do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MAtB), para o bioma Caatinga.

5.4.3. Cerrado

O modelo de distribuição atual do Cerrado foi gerado a partir das variáveis bioclimáticas não correlacionadas (Bio02, Bio04, Bio13 e Bio14), da variável topográfica altitude, e de variáveis de uso e cobertura do solo categóricas (GlobCover) e contínuas (porcentagens de cobertura arbórea, cana-de-açúcar, pastagem, silvicultura e homogeneidade de habitat). O modelo apresentou $AUC = 0,80 \pm 0,03$ e foi significativo para os três limiares logísticos. O modelo apresentou erros de omissão de 1,63%, 15,71% e 24,08% para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, respectivamente (**Tabela 14**). A probabilidade de presença do tamanduá-bandeira no modelo de distribuição atual para o Cerrado variou de 0,00 a 0,96, com média de $0,22 \pm 0,16$ (**Tabela 15, Figura 26**). A variável que mais contribuiu para o

modelo foi a porcentagem de cana-de-açúcar, seguida da Bio14 (precipitação do mês mais seco), altitude e Bio04 (sazonalidade da temperatura), que juntas contribuíram com 56,7% (**Figura 29**).

Figura 29. Contribuição das variáveis bioclimáticas, topográficas e de uso e cobertura da terra para o modelo de distribuição atual do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MATB), para o bioma Cerrado.

5.4.4. Mata Atlântica

O modelo de distribuição atual da Mata Atlântica foi gerado a partir das variáveis bioclimáticas não correlacionadas (Bio02, Bio05, Bio06, Bio13 e Bio14) e de variáveis de uso e cobertura do solo categóricas (GlobCover) e contínuas (porcentagens de cobertura arbórea, cana-de-açúcar, pastagem, silvicultura). O modelo apresentou $AUC = 0,87 \pm 0,04$, e foi significativo para os três limiares logísticos. O modelo apresentou erros de omissão de 3,12%, 24,37% e 13,75% para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, respectivamente (**Tabela 14**). A probabilidade de presença do tamanduá-bandeira no modelo de distribuição atual para a Mata Atlântica variou de 0 a 0,96, com média de $0,12 \pm 0,16$ (**Tabela 15**, **Figura 26**). A variável que mais contribuiu para o modelo foi a porcentagem de cana-de-açúcar, seguida da Bio14 (precipitação do mês mais seco) e do GlobCover, que juntas somaram 60,1% de contribuição (**Figura 30**).

Figura 30. Contribuição das variáveis bioclimáticas, de uso e cobertura da terra e antrópicas para o modelo de distribuição atual do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MAtB), para o bioma Mata Atlântica.

5.4.5. Pantanal

O modelo de distribuição atual para o Pantanal foi gerado a partir das variáveis bioclimáticas não correlacionadas (Bio02, Bio05, Bio06, Bio13 e Bio14), da variável topográfica altitude e da variável categórica de uso e cobertura de terra (GlobCover).

Figura 31. Contribuição das variáveis bioclimáticas, topográficas e de uso e cobertura da terra para o modelo de distribuição atual do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MAtB), para o bioma Pantanal.

O modelo não foi significativo para o limiar logístico de presença mínima, apenas para os limiares de 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade. O modelo apresentou valor de $AUC = 0,78 \pm 0,08$ e erros de omissão de 12,00%, 22,00% e 14,00% para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, respectivamente (**Tabela 14**). A probabilidade de presença do tamanduá-bandeira no modelo de distribuição atual para o Pantanal variou de 0,09 a 0,83 com média de $0,30 \pm 0,15$ (**Tabela 15, Figura 26**). A variável que mais contribuiu para o modelo foi o GlobCover, com 64,5% de contribuição, seguida da Bio05 (temperatura máxima do mês mais quente), com 24,4% de contribuição (**Figura 31**).

Tabela 14. Valores de AUC, limiar logístico, erro de omissão e probabilidade binomial (valor p) para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, para os modelos de distribuição atual do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MatB).

	Presença mínima				10 percentil			Máxima sensibilidade e especificidade		
	AUC	Limiar	Erro de omissão	p	Limiar	Erro de omissão	p	Limiar	Erro de omissão	p
Amazônia	$0,76 \pm 0,06$	0,10	3,81%	0,36	0,31	23,81%	0,00	0,46	34,76%	0,00
Caatinga	$0,99 \pm 0,01$	0,49	5,00%	0,01	0,49	5,00%	0,01	0,53	0,00%	0,00
Cerrado	$0,80 \pm 0,03$	0,07	1,63%	0,00	0,22	15,71%	0,00	0,32	24,08%	0,00
Mata Atlântica	$0,87 \pm 0,04$	0,04	3,12%	0,00	0,23	24,37%	0,00	0,21	13,75%	0,00
Pantanal	$0,78 \pm 0,08$	0,23	12,00%	0,13	0,36	22,00%	0,05	0,44	14,00%	0,02

Tabela 15. Probabilidade de presença média, mínima e máxima do tamanduá-bandeira nos modelos de distribuição atual em escala de bioma (MatB).

	Probabilidade de presença		
	Média	Mínima	Máxima
Amazônia	$0,32 \pm 0,15$	0,00	0,75
Caatinga	$0,06 \pm 0,14$	0,00	0,85
Cerrado	$0,31 \pm 0,18$	0,01	0,93
Mata Atlântica	$0,24 \pm 0,20$	0,00	0,77
Pantanal	$0,44 \pm 0,08$	0,17	0,66

5.5. Adequabilidade ambiental dos biomas

Os modelos de distribuição atual em escala de bioma foram cortados pelo limiar de 10 percentil, uma vez que os modelos dos biomas Amazônia e Pantanal não foram significativos para o limiar de presença mínima, e classificados em cinco classes de adequabilidade ambiental (Figura 32).

Figura 32. Modelos de distribuição atual do tamanduá-bandeira em escala de bioma (MAAtB), gerados a partir de variáveis bioclimáticas, topográficas, de uso e cobertura da terra e antrópicas, cortados para o limiar de 10 percentil e classificados em cinco classes de adequabilidade ambiental. Cores mais quentes indicam maior adequabilidade ambiental (i.e. probabilidade de presença) da espécie.

Os biomas que apresentaram a maior proporção de área adequada (i.e. acima do limiar de corte), em relação à área do bioma foram o Cerrado (40,33%) e a Amazônia (39,17%), seguidos pelo Pantanal (28,91%), Mata Atlântica (18,40%) e Caatinga (1,58%). Considerando apenas a classe de adequabilidade alta (acima de 75%), o Cerrado apresentou a maior proporção (0,58%), seguido pela Mata Atlântica (4,25%), Amazônia (0,27%), Caatinga (0,13%) e Pantanal (0,01%) (**Tabela 16**). De maneira geral, a classe de adequabilidade baixa (de 25% a 50%) foi a que apresentou os maiores valores de área, tanto para os biomas individualmente (exceto para a Caatinga), quanto para a área total de distribuição modelada.

Tabela 16. Áreas adequadas ao tamanduá-bandeira, segundo as seguintes classes de adequabilidade ambiental (i.e. probabilidade de presença): Muito baixa – do limiar de corte (10 percentil) a 25%, Baixa – de 25% a 50%, Média – de 50% a 75% e Alta – acima de 75% de adequabilidade ambiental.

Área adequada em km ² (% da área do bioma)					
	Adequabilidade muito baixa	Adequabilidade baixa	Adequabilidade média	Adequabilidade alta	Total
Amazônia	0 (0%)	141.998,58 (29,50%)	386.833,59 (9,40%)	11.292,07 (0,27%)	1.612.751,46 (39,17%)
Caatinga	0 (0%)	17.701,09 (0,10%)	11.190,70 (1,35%)	1.104,33 (0,13%)	13.082,07 (1,58%)
Cerrado	141.998,58 (6,98%)	141.998,58 (25,91%)	139.609,46 (6,87%)	11.731,75 (0,58%)	820.078,03 (40,33%)
Mata Atlântica	17.701,09 (1,59%)	17.701,09 (12,25%)	47.200,92 (4,25%)	3.375,91 (0,30%)	204.346,58 (18,40%)
Pantanal	0 (0%)	141.998,58 (18,88%)	15.122,40 (10,02%)	12,16 (0,01%)	43.613,82 (28,91%)
Total	159.699,67 (1,94%)	1.906.699,00 (23,14%)	599.957,07 (7,28%)	27.516,22 (0,33%)	2.693.871,96 (32,69%)

5.6. Análise de lacunas e indicação de áreas prioritárias para a conservação

O modelo de distribuição atual para os biomas Cerrado e Pantanal foi gerado a partir das variáveis bioclimáticas não correlacionadas (bio02, bio04, bio06, bio13, bio14), da variável topográfica altitude e de variáveis de uso e cobertura do solo categóricas (GlobCover) e contínuas (porcentagens de cobertura arbórea) (**Figura 33**). O modelo apresentou AUC = $0,75 \pm 0,03$ e foi significativo para os três limiares logísticos. O modelo apresentou erros de omissão de 1,63%, 15,31% e 41,02% para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, respectivamente (**Tabela 17, Figura 34**).

Figura 33. Modelo de distribuição atual do tamanduá-bandeira para os biomas Cerrado e Pantanal, gerado a partir de variáveis bioclimáticas, topográficas e de uso e cobertura da terra. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie.

Tabela 17. Valores de AUC, limiar logístico, erro de omissão e probabilidade binomial (valor p) para os limiares de presença mínima, 10 percentil e máxima sensibilidade e especificidade, para o modelo de distribuição atual do tamanduá-bandeira para os biomas Cerrado e Pantanal.

	Presença mínima				10 percentil			Máxima sensibilidade e especificidade		
	AUC	Limiar	Erro de omissão	p	Limiar	Erro de omissão	p	Limiar	Erro de omissão	p
Cerrado e Pantanal	0.75 ± 0.03	0.09	1.63%	0.00	0.22	15.31%	0.00	0.39	41.02%	0.00

Figura 34. Modelos de distribuição atual do tamanduá-bandeira para os biomas Cerrado e Pantanal, gerados a partir de variáveis bioclimáticas, topográficas e de uso e cobertura da terra, cortados para os limiares logísticos de: a) presença mínima, b) 10 percentil e c) máxima sensibilidade e especificidade. Cores mais quentes indicam maior probabilidade de presença da espécie.

A probabilidade de presença do tamanduá-bandeira no modelo de distribuição atual para o Cerrado e Pantanal variou de 0,00 a 0,98, com média de $0,26 \pm 0,17$ (**Tabela 18**).

Tabela 18. Probabilidade de presença média, mínima e máxima do tamanduá-bandeira nos modelos de distribuição atual para os biomas Cerrado e Pantanal.

	Probabilidade de presença		
	Média	Mínima	Máxima
Cerrado e Pantanal	0.26 ± 0.17	0.00	0.98

A variável que mais contribuiu para o modelo foi a Bio14 (precipitação do mês mais seco), seguida da porcentagem de cobertura arbórea e altitude, que juntas contribuíram com 56,8% (**Figura 35**).

Figura 35. Contribuição das variáveis bioclimáticas, topográficas e de uso e cobertura da terra para o modelo de distribuição atual do tamanduá-bandeira para os biomas Cerrado e Pantanal.

O modelo foi cortado pelo limiar de presença mínima e classificado em cinco classes de adequabilidade ambiental (**Figura 36**), sendo que a classe de adequabilidade baixa foi a que apresentou o maior valor de área, com 867.308,93 km² (39,59% da área somada dos biomas), seguida pelas classes de adequabilidade baixa, média e alta, com 737.164,88 km² (33,65%), 175.404,35 km² (8,01%) e 19.376,72 km² (0,88%), respectivamente (**Tabela 19**).

Tabela 19. Áreas adequadas ao tamanduá-bandeira, segundo as seguintes classes de adequabilidade ambiental (i.e. probabilidade de presença): Muito baixa – do limiar de corte (presença mínima) a 25%, Baixa – de 25% a 50%, Média – de 50% a 75% e Alta – acima de 75% de adequabilidade ambiental.

Área adequada em km ² (% da área dos biomas)					
	Adequabilidade muito baixa	Adequabilidade baixa	Adequabilidade média	Adequabilidade alta	Total
Cerrado e Pantanal	737.164,88 (33,65%)	867.308,93 (39,59%)	175.404,35 (8,01%)	19.376,72 (0,88%)	1.799.254,88 (82,12%)

Figura 36. Modelo de distribuição atual do tamanduá-bandeira para os biomas Cerrado e Pantanal, gerado a partir de variáveis bioclimáticas, topográficas e de uso e cobertura da terra, cortado para o limiar logístico de presença mínima, classificado em cinco classes de adequabilidade ambiental e sobreposto às Unidades de Conservação federais de Proteção Integral e de Uso Sustentável.

A área total de distribuição da espécie, calculada a partir do modelo cortado pelo limiar de presença mínima, foi de 1.799.254,88 km², o que corresponde a 82,12% da área modelada dos biomas Cerrado e Pantanal. Ao sobrepor este modelo à rede de Unidades de Conservação, verificou-se que, considerando todas as UCs, somente 9,25% desta área de distribuição encontra-se protegida. Se contabilizadas apenas as UCs de Proteção Integral, esse valor cai para 3,27% e, para as UCs de Uso Sustentável, 5,97%. Portanto, considerando o limiar de 10% de proteção previamente definido, conclui-se que a espécie não está adequadamente protegida, existindo uma lacuna parcial de conservação. Quando a análise de lacunas é feita apenas para as áreas de alta

adequabilidade à espécie, o cenário é mais positivo. Dos 19.376,72 km² de área de alta adequabilidade, 30,18% estão localizados dentro de UCs no Cerrado e Pantanal, sendo 8,43% dentro de UCs de Proteção Integral e 21,75% dentro de UCs de Uso Sustentável (**Tabela 20**).

Tabela 20. Análise de lacunas de conservação para o tamanduá-bandeira, realizada a partir do modelo de distribuição atual para os biomas Cerrado e Pantanal, cortado para o limiar de presença mínima, e sobreposto às Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI) e de Uso Sustentável (UCUS). Cálculos foram feitos considerando-se a área total de distribuição do modelo e apenas a área altamente adequada, ou seja, com valores de adequabilidade ambiental (i.e. probabilidade de presença) acima de 75%.

	Área protegida (%)		
	UCPI	UCUS	Total
Área total de distribuição	3,27%	5,97%	9,25%
Área de alta adequabilidade	8,43%	21,75%	30,18%

Foram elaborados dois modelos de áreas prioritárias, o primeiro sem a utilização da máscara de remoção (área plantada de cana-de-açúcar) (**Figura 37**), e o segundo com essa máscara de remoção (**Figura 38**). Os modelos indicaram como prioritárias as áreas com alta adequabilidade ambiental, mas também incluíram áreas não tão adequadas, como a porção oeste do Cerrado, ao norte do Pantanal e em contato com a Amazônia. Além disso, ambos os modelos indicaram como área prioritária um corredor central no Cerrado, conectando áreas protegidas por Unidades de Conservação, além de grande parte do Pantanal. O uso da máscara de remoção de área plantada de cana-de-açúcar fez com que o modelo não indicasse como área prioritária a porção sudeste do Cerrado, na região de transição (ecótono) com a Mata Atlântica, fortemente indicada como prioritária pelo modelo sem o uso da máscara de remoção.

Figura 37. Áreas prioritárias para a conservação do tamanduá-bandeira no Cerrado e no Pantanal, definidas a partir do modelo de distribuição atual da espécie e de uma camada de custo de oportunidade da terra.

Figura 38. Áreas prioritárias para a conservação do tamanduá-bandeira no Cerrado e no Pantanal, definidas a partir do modelo de distribuição atual da espécie e de uma camada de custo de oportunidade da terra, porém utilizando a área plantada de cana-de-açúcar como uma máscara de remoção.

6. DISCUSSÃO

A distribuição de uma espécie no espaço geográfico, ou seja, os padrões espaciais que se estabelecem a partir da interação da espécie com o ambiente, pode ser observada em diferentes escalas (GUISAN; THUILLER, 2005) – em geral com fatores ambientais operando de uma maneira hierárquica (PEARSON; DAWSON, 2003). Segundo Elith e Leathwick (2009), não há uma única escala natural na qual tais padrões espaciais devam ser estudados e, nesse sentido, diversos autores têm se dedicado a avaliar o efeito da escala e de diferentes conjuntos de variáveis ambientais na distribuição das espécies. De fato, esta é considerada uma etapa crítica no processo da MDE, pois escolhas inapropriadas podem levar a resultados enganosos que, se mal interpretados, põem em risco a aplicação segura dos modelos (FRANKLIN, 2010b; PETERSON et al., 2011), especialmente daqueles voltados à conservação (GUISAN et al., 2013). Nesse sentido, os resultados do presente estudo contribuem para investigar essas questões teóricas, bem como para avaliar as potencialidades e limitações da MDE como uma ferramenta aplicada à conservação de uma espécie ameaçada, o tamanduá-bandeira.

De maneira geral, o modelo de distribuição potencial do tamanduá-bandeira em escala continental (Brasil) teve desempenho superior aos modelos de distribuição potencial em escala de bioma. Essa diferença foi mais acentuada para a Amazônia e o Pantanal, cujos modelos de distribuição potencial não foram sequer significativos para praticamente nenhum dos limiares de corte ($p < 0,05$) e tiveram baixo desempenho ($AUC < 0,7$). Isto sugere que estes modelos não foram capazes de prever corretamente as áreas em que a espécie de fato ocorre como sendo as de maior probabilidade de presença (PEARCE; FERRIER, 2000). No caso da Caatinga, o alto desempenho dos modelos de distribuição potencial ($AUC > 0,9$) pode ser explicado pelo número reduzido de pontos de ocorrência da espécie no bioma, uma vez que amostras muito pequenas podem levar o algoritmo a maximizar a acurácia dos modelos (HERNANDEZ et al., 2006). Além disso, o modelo de distribuição potencial da Caatinga foi o único no qual apenas uma variável bioclimática, a Bio02 (variação anual da temperatura), teve mais de 90% de contribuição para explicar a ocorrência da espécie, o que provavelmente elevou o valor de AUC. Essa forte associação entre a Bio02 e certas regiões da Caatinga tem sido observada em outros estudos de modelagem feitos no bioma (e.g. MORATO et al., 2014, K. Ferraz, comunicação pessoal) e, portanto, esses modelos devem ser interpretados com cuidado. Ainda assim, estes resultados dão suporte à hipótese de que a distribuição potencial do tamanduá-bandeira é melhor explicada em escala continental, por variáveis ambientais bioclimáticas e topográficas, do que em escala de bioma.

Já a hipótese de que a distribuição atual do tamanduá-bandeira seria melhor explicada em escala de bioma, por variáveis de uso e cobertura da terra e antrópicas, do que em escala continental, não foi inteiramente corroborada. Os modelos de distribuição atual em escala de bioma tiveram desempenho inferior (Amazônia e Pantanal), igual (Cerrado) ou superior (Mata Atlântica e Caatinga) ao modelo em escala continental. Ainda assim, os modelos em escala de bioma representaram melhor a distribuição atual da espécie no espaço geográfico. Segundo Peterson et al (2011), durante o processo de modelagem, é fundamental que a variabilidade do espaço ambiental seja contemplada pelos dados de ocorrência da espécie. Assim, modelar em uma escala (extensão) mais fina, como a de bioma, pode ser uma maneira de diminuir essa variabilidade, garantindo que a amostragem seja bem representativa das condições ambientais da área modelada (FERRAZ et al., 2012b). Outra implicação de modelar a distribuição da espécie em escala de bioma é a redução do espaço ambiental destinado à seleção das pseudoausências pelo algoritmo de modelagem, o que pode ter contribuído para melhorar a acurácia de alguns modelos nessa escala. Nos modelos de distribuição potencial e atual na escala continental, o uso do *Bias Grid* para lidar com o viés amostral da base de dados de ocorrência produziu resultados semelhantes; modelos gerados com o *Bias Grid* apresentaram melhor desempenho. Além disso, os modelos tiveram as probabilidades máximas de presença da espécie reduzidas, enquanto que as probabilidades médias foram maiores. Isso por que o *Bias Grid* direciona a seleção das pseudoausências, que normalmente é aleatória, para um espaço ambiental previamente definido a partir do próprio conjunto de pontos, ou seja, ele evita que o viés amostral resulte em um viés ambiental (PHILLIPS et al., 2009) e, assim, a distribuição da espécie fica menos restrita aos dados de ocorrência. Como na escala de bioma o espaço ambiental é menor, o viés amostral não foi tão expressivo e, portanto, o uso do *Bias Grid* não surtiu efeito.

Ademais, os modelos de distribuição atual do tamanduá-bandeira tiveram desempenho superior aos modelos de distribuição potencial nas duas escalas de análise. A inserção das variáveis de uso e cobertura da terra e antrópicas contribuíram para um aumento nos valores de AUC de praticamente todos os modelos, ainda que para alguns biomas esse aumento tenha sido acompanhado de maiores erros de omissão, em decorrência dos modelos de distribuição atual serem naturalmente mais restritos no espaço geográfico. De fato, os modelos de distribuição atual em escala de bioma tendem a se aproximar mais da real distribuição das espécies e, por isso, são os mais indicados para tomar decisões em conservação. Essa abordagem tem sido adotada nos Planos de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Ameaçadas de Extinção (FERRAZ et al., 2012a, 2012b), mesmo para espécies com ampla distribuição, como a onça-pintada, por exemplo.

Embora essa melhora na performance dos modelos tenha sido muito mais significativa na escala de bioma, ela também ocorreu na escala continental, o que, a princípio, parece não corroborar a hipótese de que nesta escala as variáveis bioclimáticas e topográficas teriam maior importância. Contudo, uma possível explicação reside no fato de que a distribuição potencial foi modelada a partir de dados de ocorrência recentes, ou seja, que representam apenas as regiões acessíveis à espécie no tempo presente (ver diagrama BAM em SOBERON; PETERSON, 2005). Isso faz com que, mesmo na escala continental, a presença do tamanduá-bandeira seja bem explicada por variáveis relacionadas ao uso e cobertura da terra, como o próprio GlobCover e a porcentagem de cobertura arbórea, por exemplo. Segundo Peterson et al (2011), para compreender os padrões de distribuição das espécies, é preciso que os dados de ocorrência e as variáveis ambientais coincidam no espaço e no tempo. Assim, uma modelagem que incorporasse dados históricos, como no caso da MDE aplicada a paleobiogeografia (e.g. DANTAS et al., 2013), talvez se aproximasse mais da distribuição potencial da espécie, indicando não só as regiões do espaço em que a sua presença é provável no tempo presente, mas também aquelas em que ela ocorria no passado, mas deixou de ocorrer devido às mudanças ambientais resultantes da atividade humana.

Em geral, os modelos de distribuição potencial e atual do tamanduá-bandeira nas diferentes escalas tiveram desempenho estatístico aceitável, porém não excelente (PEARCE; FERRIER, 2000). Dentre as possíveis explicações para a baixa acurácia dos modelos, pode-se mencionar a ampla distribuição geográfica e a tolerância ambiental da espécie. Segundo Hernandez et al (2006), espécies amplamente distribuídas no espaço geográfico (e ambiental) são mais difíceis de serem modeladas do que espécies com distribuições restritas (endêmicas). Quanto maior a distribuição da espécie, maior a chance dela possuir lacunas de amostragem, o que parece ser o caso do tamanduá-bandeira. A base de dados de ocorrência utilizada nesse estudo não representou adequadamente alguns biomas, existindo lacunas de amostragem na região central Amazônica, entre os estados do Amazonas, Pará e Mato Grosso, e também em Rondônia, na divisa com a Bolívia, onde a espécie está presente (e.g. KOSYDAR et al., 2014). Já no Cerrado, a porção leste do Mato Grosso do Sul, o centro-sul do Mato Grosso e o oeste de Minas Gerais também carecem de pontos de presença e, portanto, podem ter sido erroneamente previstas como áreas inadequadas à espécie. Com relação à tolerância ambiental, para McPherson e Jetz (2007), quanto mais tolerante é um organismo às variações ambientais, maior a probabilidade do algoritmo superestimar a distribuição da espécie, o que leva a um aumento no erro de comissão (sobreprescrição). Nesse sentido, talvez os padrões de ocorrência de uma espécie capaz de utilizar habitats variados, como o tamanduá-bandeira (MIRANDA; BERTASSONI; ABBA, 2014), sejam

mais dependentes de interações bióticas (e.g. recursos alimentares, predadores) do que de fatores abióticos. Por isso, modelos de distribuição que incorporem essas interações bióticas (e.g. GONZÁLEZ-SALAZAR; STEPHENS; MARQUET, 2013; JENKS et al., 2012) podem obter resultados mais satisfatórios.

Dentre as variáveis ambientais preditoras que mais contribuíram para explicar a ocorrência da espécie, merecem destaque as variáveis bioclimáticas de sazonalidade de temperatura (Bio04) e precipitação (Bio15), que representam tendências anuais de variação nesses parâmetros e podem estar relacionadas com a disponibilidade de recursos alimentares. De acordo com McNab (1984), formigas e cupins ocorrem de maneira irregular no espaço e no tempo, nem sempre presentes em alta abundância; inclusive, essa é uma das hipóteses para a convergência evolutiva de baixas taxas metabólicas basais entre os animais mirmecófagos, uma vez que elas permitem a manutenção de um gasto energético compatível com a sobrevivência por longos períodos sem se alimentar (e.g. WILLIAMS; ANDERSON; RICHARDSON, 1997). Durante os meses mais quentes e chuvosos, os indivíduos alados (reprodutores) são mais frequentes nas colônias desses insetos e, por serem maiores e mais calóricos, tornam-se alvos preferenciais dos tamanduás-bandeira (LUBIN; MONTGOMERY; YOUNG, 1977); já na estação seca, a falta de recursos pode levar os indivíduos a forragearem por maiores distâncias (DE FREITAS et al., 2015). Para Shaw (1987), essa sazonalidade dos recursos alimentares pode ser entendida como uma das razões pelas quais o tamanduá-bandeira está ausente das regiões temperadas, além da dificuldade que eles possuem em manter uma temperatura corpórea constante em ambientes mais frios (LOVEGROVE, 2000; MCNAB, 1985). Essa limitação fisiológica (termorregulação) talvez explique o decréscimo na probabilidade de presença com o aumento da variável de temperatura máxima do mês mais quente (Bio05), nos modelos de distribuição do Pantanal. Neste bioma, indivíduos mostraram maior atividade em horas de temperaturas mais amenas, sendo mais ativos nos campos abertos, e utilizando manchas de floresta e cerrado como abrigo nos períodos mais quentes do dia (MOURÃO; MEDRI, 2007). Já as relações com a variação anual da temperatura (Bio02) e a precipitação do mês mais seco (Bio14) não foram tão claras.

A altitude foi uma variável preditora importante principalmente nos modelos de distribuição potencial da Amazônia e do Cerrado. No caso da Amazônia, a menor probabilidade de presença da espécie com o aumento da altitude pode estar relacionada à concentração dos pontos de ocorrência na planície do Rio Amazonas. Esse possível viés amostral fica ainda mais acentuado nos modelos com a variável de distância de drenagem, nos quais o algoritmo prevê apenas as áreas próximas aos corpos d'água como sendo mais adequadas à espécie. Para o Cerrado, a probabilidade de presença do tamanduá-bandeira foi crescente com o aumento do

gradiente altitudinal, indicando regiões de altitudes superiores a 1.000 metros como as mais adequadas à espécie, incluindo o sudoeste de Minas Gerais, na região do Parque Nacional da Serra da Canastra, e a porção leste e sudoeste de Goiás, na região dos Parques Nacionais de Brasília e das Emas, respectivamente. Este resultado também foi obtido na modelagem de distribuição atual do lobo-guará no Cerrado (PAULA, 2016) e, embora a contribuição dessa variável faça sentido biológico, uma vez que a espécie ocupa habitats em diferentes altitudes (MIRANDA et al. 2015), é possível que ela também tenha sido influenciada pelo viés amostral, nesse caso com relação às Unidades de Conservação.

Nos modelos de distribuição atual, as variáveis de uso e cobertura da terra contribuíram mais do que as variáveis antrópicas para explicar a ocorrência da espécie, com destaque para o GlobCover e as porcentagens de cobertura arbórea, silvicultura e cana-de-açúcar. A alta contribuição da variável GlobCover no modelo de distribuição atual do Pantanal pode ser explicada pelo fato de que neste bioma não há muita variação bioclimática ou topográfica, enquanto que é possível distinguir pelo menos três classes de cobertura da terra, entre elas a de vegetação aberta (campos) ou florestal em solos regularmente inundados, que apresentou as maiores probabilidades de presença para a espécie.

A relação positiva entre a probabilidade de presença de *M. tridactyla* e a porcentagem de cobertura arbórea, em praticamente todos os modelos, era esperada com base na ecologia da espécie. Embora o tamanduá-bandeira seja associado a fitofisionomias mais abertas (e.g. cerrado e campo limpo), que atuam como substrato de forrageamento, ele também necessita de áreas florestadas para termorregulação, repouso e abrigo (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006), e a supressão dessa vegetação é uma das principais ameaças à espécie (MIRANDA et al. 2015). A relação positiva com o aumento na porcentagem de silvicultura também não surpreende; o tamanduá-bandeira tem sido registrado em plantações de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. em áreas de Cerrado no estado São Paulo (e.g. PAOLINO et al. 2016; VERSIANI, 2016; TIMO et al., 2014) e em plantações de *Acacia mangium* em Roraima (KREUTZ et al. 2012). Segundo Kreutz et al. (2012), a disponibilidade de alimento e a possibilidade de se proteger de predadores e temperaturas extremas podem ser os principais motivos para o uso desse tipo de ambiente. Entretanto, os impactos do manejo das florestas plantadas nas populações da espécie não foram ainda avaliados. Braga et al. (2013) registraram um elevado consumo de formigas cortadeiras por tamanduás-bandeira em plantios de *Pinus* spp no Paraná, sendo que o controle químico dessas pragas pode causar envenenamentos e, nesse sentido, é considerado uma potencial ameaça à saúde dos indivíduos.

De fato, o táxon não é restrito a habitats primários, tendo sido registrado em áreas ocupadas por diferentes culturas agrícolas (e.g. algodão, milho, soja, cana-de-açúcar) (MIRANDA, 2015). Ainda assim, nos modelos de distribuição atual do Cerrado e da Mata Atlântica, a probabilidade de presença da espécie foi maior em áreas de maior porcentagem de cana-de-açúcar, o que não era esperado. Isso porque a cana-de-açúcar é uma cultura intensiva que oferece uma série de riscos ao tamanduá-bandeira; segundo Loarie et al (2011), a conversão da vegetação natural do Cerrado em cana-de-açúcar altera o clima local, aumentando a temperatura do ar, o que, aliado à presença do fogo como técnica de colheita manual, coloca esses animais em uma situação de vulnerabilidade. Além disso, o solo dos cultivos de cana-de-açúcar é pobre em formigas e cupins quando comparado à vegetação nativa e até mesmo às pastagens (FRANCO et al. 2016). Ao oferecer menor disponibilidade de alimento, é provável que os indivíduos tenham que se deslocar mais, aumentando assim a probabilidade de serem atropelados nas estradas adjacentes às plantações. Não obstante, a espécie está presente nesses ambientes, ainda que eles não sejam adequados. Uma possível hipótese neste caso é a de que os impactos negativos da perda e degradação de habitat pelas mudanças no uso do solo ainda não surtiram efeito na espécie, ou seja, existe um débito de extinção (KUUSSAARI et al 2009). Outra explicação mais simples envolve novamente o viés da base de dados de ocorrência, já que houve uma concentração de pontos na região sudeste, particularmente no estado de São Paulo, um os principais vetores de expansão da cana-de-açúcar (VERDADE et al. 2012).

Com relação à hipótese de adequabilidade ambiental dos biomas, os modelos de distribuição potencial indicaram o Cerrado e a Amazônia como os biomas mais adequados, seguidos do Pantanal, da Mata Atlântica e da Caatinga. Este resultado difere ligeiramente do esperado, pois o Pantanal não se destacou junto ao Cerrado como uma área de alta adequabilidade ao tamanduá-bandeira, apesar de ter sido o bioma com o maior valor de probabilidade média de presença da espécie. É possível que isto tenha relação com a baixa heterogeneidade ambiental do bioma, o que reduz a habilidade do algoritmo em correlacionar os pontos de ocorrência às variáveis ambientais. Paula (2016) sugere que o fato do Pantanal ser uma grande planície alagável, com altitude média de 100 metros, pode ter contribuído para que os modelos de distribuição atual do lobo-guará também tenham indicado a região como de baixa/média adequabilidade à espécie, uma vez que a altitude foi uma variável importante nesses modelos e, nesse sentido, talvez a mesma hipótese possa ser aplicada neste estudo. Por outro lado, os modelos de distribuição atual da Amazônia e do Pantanal tiveram o pior desempenho entre os biomas, com valores de AUC no limite do aceitável e, por isso, devem ser interpretados com restrições. Por outro lado, o modelo de distribuição atual da Caatinga foi o que obteve o

maior valor de AUC, mas em decorrência das particularidades metodológicas já explanadas. No caso da Mata Atlântica, se consideramos apenas as áreas de alta adequabilidade (acima de 75%), o bioma ocupa a segunda posição, com menor área do que o Cerrado, apenas. Quanto aos Pampas, nem mesmo os modelos de distribuição potencial em escala continental indicaram o bioma como adequado à espécie, o que provavelmente se deu pela ausência dos registros históricos. No geral, a distribuição do tamanduá-bandeira nos biomas brasileiros aproximou-se bastante das distribuições definidas pela IUCN (MIRANDA et al. 2014) e pela revisão mais recente do ICMBio (MIRANDA et al. 2015). Entretanto, a área total adequada (acima do limiar de corte) correspondeu a cerca de 40% da extensão de ocorrência calculada para a espécie na Oficina de Avaliação do Estado de Conservação de Xenarthra Brasileiros, o que é compreensível, tendo em vista que os modelos de distribuição em escala de bioma são mais restritos no espaço geográfico.

Já a hipótese de que a distribuição atual do tamanduá-bandeira coincide espacialmente com as áreas protegidas por Unidades de Conservação foi corroborada, porém com algumas ressalvas. É possível que, caso a análise de lacunas tivesse sido feita para os demais biomas, além do Cerrado e Pantanal, o resultado fosse diferente. Como os cálculos foram feitos a partir do modelo de distribuição atual cortado pelo limiar de presença mínima, a área prevista como adequada é naturalmente maior. A escolha por outros limiares, como o de 10 percentil e o de máxima sensibilidade e especificidade, provavelmente traria como consequência uma maior lacuna de conservação na distribuição da espécie. Ainda assim, a coincidência espacial entre as áreas ambientalmente adequadas e as áreas protegidas não garante que estas contribuam efetivamente para a conservação do tamanduá-bandeira. Unidades de Conservação de Proteção Integral são uma categoria mais restritiva de acordo com a legislação ambiental brasileira, e tem como objetivo preservar a natureza, sendo permitido apenas o uso indireto de seus recursos naturais; já as Unidades de Conservação de Uso Sustentável permitem a ocupação humana e o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais. Considerando que a maior parte da área de distribuição atual do táxon é sobreposta às UCUS e não às UCPI, não se pode afirmar que a espécie está devidamente protegida. Outros fatores como o tamanho da reserva e quantidade de vegetação nativa, por exemplo, devem ser analisados (ZIMBRES et al. 2012). Além disso, considerando o contexto da presença do tamanduá-bandeira em áreas agrícolas e antropizadas, é importante que se avalie também o papel das Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL) na conservação da espécie.

Por fim, o fato dos modelos de priorização terem selecionado áreas com adequabilidade baixa/média como sendo prioritárias para a conservação, como no caso da região de ecótono entre o Cerrado e a Amazônia, provavelmente tem relação com o uso do *proxy* para o valor da

terra. Ainda que esta camada ambiental tenha suas limitações, segundo Faleiro e Loyola (2013), utilizar apenas critérios biológicos na identificação de áreas prioritárias subestima a complexidade dos conflitos socioeconômicos e as dimensões políticas dos problemas reais de conservação. Já o uso da máscara de remoção contribuiu para que fossem selecionadas áreas com maior potencial para a conservação *in situ*, uma vez que as áreas de cana-de-açúcar podem ser entendidas como áreas de maior vulnerabilidade, nas quais ações de manejo são mais recomendadas. Além disso, a escolha por utilizar um único modelo de distribuição atual (Cerrado e Pantanal) para a indicação de áreas prioritárias para a conservação do tamanduá-bandeira contribuiu para evitar as incertezas oriundas do processo de modelagem da espécie nos outros biomas. Assim, embora a MDE tenha um enorme potencial para a conservação, é importante saber avaliar o quanto podemos confiar em suas previsões. A confiabilidade de um modelo depende não só dos dados utilizados na parametrização, mas também das características ecológicas da espécie que está sendo modelada. Por isso, é essencial que os modelos de distribuição sejam sempre validados externamente, a partir da consulta com especialistas. Nesse sentido, estudos como esse podem contribuir para esclarecer questões teóricas e metodológicas, garantindo a aplicação segura de bons modelos de distribuição de espécies voltados à conservação.

7. CONCLUSÕES

- A distribuição potencial do tamanduá-bandeira foi melhor explicada em escala continental, por variáveis ambientais bioclimáticas e topográficas, do que em escala de bioma; a distribuição atual do tamanduá-bandeira foi bem explicada por variáveis de uso e cobertura da terra e antrópicas, nas duas escalas de análise;
- Nos modelos de distribuição potencial, as variáveis que melhor explicaram a ocorrência da espécie foram a sazonalidade de temperatura e precipitação, possivelmente relacionadas com a disponibilidade de recursos alimentares, sendo a altitude uma variável preditora importante no modelo de distribuição potencial do Cerrado; Nos modelos de distribuição atual, a probabilidade de presença do tamanduá-bandeira teve relação positiva com as porcentagens de cobertura arbórea e silvicultura, e também foi maior com o aumento na porcentagem de cana-de-açúcar, ainda que esse ambiente não seja adequado à espécie;
- O Cerrado foi o bioma de maior adequabilidade ambiental ao tamanduá-bandeira, seguido da Amazônia, do Pantanal, da Mata Atlântica e da Caatinga. Não foram encontrados dados de ocorrência recentes para a espécie nos Pampas e, portanto, este bioma não foi modelado;
- Menos de 10% da distribuição atual do tamanduá-bandeira no Cerrado e no Pantanal coincide espacialmente com as áreas protegidas por Unidades de Conservação e, portanto, conclui-se que a espécie não está adequadamente protegida, existindo uma lacuna parcial de conservação.
- Áreas prioritárias para a conservação do tamanduá-bandeira incluem um corredor central no Cerrado, conectando áreas protegidas por Unidades de Conservação, grande parte do Pantanal, além de áreas de transição (ecótonos) entre o Cerrado e a Mata Atlântica / Amazônia.

REFERÊNCIAS

- ALEXANDRE, B. DA R.; LORINI, M. L.; GRELLE, C. E. DE V. Modelagem preditiva de distribuição de espécies ameaçadas de extinção: um panorama das pesquisas. **Oecologia Australis**, v. 17, n. 4, p. 483–508, 2013.
- ALHO, C. J. R.; CAMARGO, G.; FISCHER, E. Terrestrial and aquatic mammals of the Pantanal. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 1, p. 297–310, 2011.
- ANACLETO, T. C. S.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; VITAL, M. V. C. Estimating potential geographic ranges of armadillos (*Xenarthra*, *Dasypodidae*) in Brazil under niche-based models. **Mammalia**, v. 70, n. 3–4, p. 202–213, 2006.
- AUSTIN, M. P. Spatial prediction of species distribution: An interface between ecological theory and statistical modelling. **Ecological Modelling**, v. 157, n. 2–3, p. 101–118, 2002.
- BECHARA, G. H. et al. Ticks Associated with Armadillo (*Euphractus sexcinctus*) and Anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) of Emas National Park, State of Goiás, Brazil. **Ann. N.Y. Acad. Sci.**, v. 969, p. 290–293, 2002.
- BEISIEGEL, B. DE M. First camera trap record of bush dogs in the state of São Paulo, Brazil. **Canid News**, v. 12.5, n. Figure 2, p. 1–5, 2009.
- BERTASSONI, A. et al. Movement patterns and space use of the first giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) monitored in São Paulo State, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 52, n. 1, p. 68–74, 2 jan. 2017.
- BLAKE, J. G. et al. Temporal Activity Patterns of Terrestrial Mammals in Lowland Rainforest of Eastern Ecuador. p. 137–146, 2012.
- BROCARD, C. R. et al. Mamíferos não voadores do Parque Estadual Carlos Botelho, Continuum florestal do Paranapiacaba. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 4, p. 198–208, 2012.
- BROCARD, C. R. et al. No changes in seedling recruitment when terrestrial mammals are excluded in a partially defaunated Atlantic rainforest. **Biological Conservation**, v. 163, p. 107–114, 2013.

BROOKS, D. M. et al. A preliminary assessment of the mammalian fauna of the eastern Bolivian panhandle. **Mammalia**, v. 65, n. 4, p. 509–520, 2001.

BROWN, J. L. SDMtoolbox: A python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 7, p. 694–700, 2014.

CÁCERES, N. C. et al. Mammals from Mato Grosso do Sul, Brazil. **Check List**, v. 4, n. 3, p. 321–335, 2008.

CAMILO-ALVES, C. D. S. E. P.; MOURÃO, G. D. M. Responses of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) to variation in ambient temperature. **Biotropica**, v. 38, n. 1, p. 52–56, 2006.

CARVALHO, A. S. List Large and Medium-Sized Mammals of Carajás National. **Carvalho, Andréa Siqueira**, v. 10, n. 1, p. 1–9, 2014.

CATULLO, G. et al. A gap analysis of Southeast Asian mammals based on habitat suitability models. **Biological Conservation**, v. 141, n. 11, p. 2730–2744, 2008.

CHIARELLO, A. G. et al. Mamíferos Ameaçados de Extinção no Brasil. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**, p. 261–874, 2008.

CLOZATO, C. L. et al. Population structure and genetic diversity of the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*: *Myrmecophagidae*, *pilosa*) in Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, v. 40, n. 1, p. 50–60, 2017.

COITINHO, H. I. et al. Distribución Actual y Potencial de *Cabassous tatouay* y *Tamandua tetradactyla* en el Límite sur de su Distribución: Implicancias para su Conservación en Uruguay. **Edentata**, v. 14, n. 1, p. 23–34, 2013.

COLLEVATTI, R. G. et al. Evidence of high inbreeding in a population of the endangered giant anteater, *Myrmecophaga tridactyla* (*Myrmecophagidae*), from Emas National Park, Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, v. 30, n. 1, p. 112–120, 2007.

CUYCKENS, G. A. E.; MORALES, M. M.; TOGNETTI, M. F. Assessing the distribution of a Vulnerable felid species: threats from human land use and climate change to the kodkod *Leopardus guigna*. **Oryx**, v. 49, n. 4, p. 611–618, 7 out. 2015.

DANTAS, M. A. T. et al. A review of the time scale and potential geographic distribution of *Notiomastodon platensis* (Ameghino, 1888) in the late Pleistocene of South America. **Quaternary International**, v. 317, p. 73–79, dez. 2013.

DE FREITAS, S. R. et al. How landscape features influence road-kill of three species of mammals in the Brazilian savanna? **Oecologia Australis**, v. 18, p. 35–45, 2015.

DE THOISY, B.; BROSSE, S.; DUBOIS, M. A. Assessment of large-vertebrate species richness and relative abundance in Neotropical forest using line-transect censuses: What is the minimal effort required? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 11, p. 2627–2644, 2008.

DESBIEZ, J.; BODMER, R. E.; TOMAS, W. M. Mammalian densities in a Neotropical wetland subject to extreme climatic events. **Biotropica**, v. 42, n. 3, p. 372–378, 2010.

DI BLANCO, Y. E.; PÉREZ, I. J.; DI BITETTI, M. S. Habitat Selection in Reintroduced Giant Anteaters: The Critical Role of Conservation Areas. **Journal of Mammalogy**, v. 96, n. 5, p. 1024–1035, 2015.

DINIZ, M. F.; BRITO, D. The charismatic giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*): a famous John Doe? **Edentata**, v. 13, n. 1, p. 76–83, 2012.

DINIZ, M. F.; BRITO, D. Threats to and viability of the giant anteater, *Myrmecophaga tridactyla* (Pilosa: Myrmecophagidae), in a protected Cerrado remnant encroached by urban expansion in central Brazil. **Zoologia**, v. 30 (2), n. 2, p. 151–156, 2013.

DINIZ, M. F.; BRITO, D. Natureza & Conservação populations in an agricultural frontier. **Natureza & Conservação**, v. 3, p. 1–7, 2015.

ELITH, J. et al. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 1, p. 43–57, 2011.

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

ELTON, C. Animal Ecology. **Animal Ecology**, p. 207, 1927.

FERRAZ, K. et al. How species distribution models can improve cat conservation - jaguars in Brazil. **CATNews**, n. 7, p. 38–42, 2012a.

FERRAZ, K. M. P. M. D. B. et al. Species distribution modeling for conservation purposes. **Natureza a Conservacao**, v. 10, n. 2, p. 214–220, 2012b.

FICETOLA, G. F.; THUILLER, W.; MIAUD, C. Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species - The American bullfrog. **Diversity and Distributions**, v. 13, n. 4, p. 476–485, 2007.

FIGEL, J. J. et al. Unexpected documentation and inter-Andean range expansion of a vulnerable large mammal (Mammalia, Pilosa, Myrmecophaga tridactyla) in Colombia. **Mammalia**, v. 80, n. 4, p. 449–452, 2016.

FRAGOSO, J. M. V. et al. Line transect surveys underdetect terrestrial mammals: Implications for the sustainability of subsistence hunting. **PLoS ONE**, v. 11, n. 4, p. 1–18, 2016.

FRANKLIN, J. **Mapping species distributions**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010a. v. 1

FRANKLIN, J. **Mapping species distributions**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010b.

GALLIEN, L. et al. **Predicting potential distributions of invasive species: Where to go from here?** **Diversity and Distributions**, 2010.

GALLO, J. A. et al. First study on food habits of anteaters, *Myrmecophaga tridactyla* and *Tamandua tetradactyla*, at the southern limit of their distribution. **Mammalia**, v. 0, n. 0, p. 1–4, 2017.

GENOWAYS, H. H.; TIMM, R. M. The Xenarthrans of Nicaragua. **J. Neotrop. Mammal**, v. 10, p. 231–253, 2003.

GONTHIER, D. J.; CASTAÑEDA, F. E. Large- and medium-sized mammal survey using camera traps in the sikre river in the Río Plátano biosphere reserve, Honduras. **Tropical Conservation Science**, v. 6, n. 4, p. 584–591, 2013.

GONZÁLEZ-SALAZAR, C.; STEPHENS, C. R.; MARQUET, P. A. Comparing the relative contributions of biotic and abiotic factors as mediators of species' distributions. **Ecological Modelling**, v. 248, p. 57–70, jan. 2013.

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

427–433, 1917.

GUISAN, A. et al. Using niche-based models to improve the sampling of rare species. **Conservation Biology**, v. 20, n. 2, p. 501–511, 2006.

GUISAN, A. et al. Predicting species distributions for conservation decisions. **Ecology Letters**, v. 16, n. 12, p. 1424–1435, 2013.

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

GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological modeling**, v. 135, p. 147–186, 2000a.

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

HANNIBAL, W. Mammals of medium and large size from a fragmented seasonal forest landscape in Mato Grosso do Sul state, central-western Brazil. **Check List**, v. 10, n. 6, p. 1430–1434, 2014.

HANNIBAL, W. et al. Biogeography and conservation of non-volant mammals from the Urucum Mountains: A Chiquitano dry forest ecoregion in western Brazil. **Mammalia**, v. 81, n. 2, p. 169–180, 2017.

HEIKKINEN, R. K. et al. Biotic interactions improve prediction of boreal bird distributions at macro-scales. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 6, p. 754–763, 2007.

HERNANDEZ, P. A. et al. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. **Ecography**, v. 29, n. 5, p. 773–785, 2006.

HIJMANS, R. J. et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 25, n. 15, p. 1965–1978, 2005.

HOLLAND, S. M. Principal Components Analysis. 2008.

HUTCHINSON, G. E. Concluding Remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, v. 22, n. 0, p. 415–427, 1957.

JENKINS, C. N.; ALVES, M. A. S.; PIMM, S. L. Avian conservation priorities in a top-ranked

biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 143, n. 4, p. 992–998, 2010.

JENKS, K. E. et al. Mapping the distribution of dholes, *Cuon alpinus* (Canidae, Carnivora), in Thailand. **Mammalia**, v. 76, n. 2, p. 175–184, 2012.

KOSTER, J. M. Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) Killed By Hunters With Dogs In the Bosawas Biosphere Reserve, Nicaragua. **The Southwestern Naturalist**, v. 53, n. 3, p. 414–416, 2008.

KOSYDAR, A. J. et al. Effects of hunting and fragmentation on terrestrial mammals in the Chiquitano forests of Bolivia. **Tropical Conservation Science**, v. 7, n. 2, p. 288–307, 2014.

KREUTZ, K.; FISCHER, F.; LINSÉNMAIR, K. E. Timber plantations as favourite habitat for giant anteaters. **Mammalia**, v. 76, n. 2, p. 137–142, 2012.

LACERDA, A. C. R.; TOMAS, W. M.; MARINHO-FILHO, J. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília national park, Brazil: Interactions with native mammals. **Animal Conservation**, v. 12, n. 5, p. 477–487, 2009.

LÁZARI, P. R. DE et al. Flood-mediated use of habitat by large and midsized mammals in the Brazilian Pantanal. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 70–75, 2013.

LEWIS, J. S. et al. Biotic and abiotic factors predicting the global distribution and population density of an invasive large mammal. **Scientific Reports**, v. 7, p. 44152, 2017.

LÓPEZ, E.; CHACÓN-PACHECO, J. Nuevo Registro de *Myrmecophaga tridactyla* Para El Departamento de Córdoba, Colombia Con Anotaciones Sobre Comportamiento Agonístico Interespecífico. **Rev. Colombiana cienc.**, v. 5, n. 1, p. 422–436, 2013.

LOVEGROVE, B. G. The Zoogeography of Mammalian Basal Metabolic Rate. **The American Naturalist**, v. 156, n. 2, p. 201–219, 2000.

LUBA, C. DO N. et al. Semen characteristics and refrigeration in free-ranging giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). **Theriogenology**, v. 84, n. 9, p. 1572–1580, 2015.

LUBIN, Y. D.; MONTGOMERY, G. G.; YOUNG, O. P. Food resources of anteaters (Edentata: Myrmecophagidae) I. A year's census of arboreal nests of ants and termites on Barro

Colorado Island, Panama Canal Zone. **Biotropica**, v. 9, n. 1, p. 26–34, 1977.

M. MCPHERSON, J.; JETZ, W. Effects of species' ecology on the accuracy of distribution models. **Ecography**, v. 30, n. 1, p. 135–151, 2007.

MAGIOLI, M. et al. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **European Journal of Wildlife Research**, v. 62, n. 4, p. 431–446, 2016.

MAMEDE, S. B. Response of Wild MaMMals To seasonal shRinking-and-expansion of habiTaTs due To flooding RegiMe of The panTanal, bRazil. **Braz. J. Biol. Braz. J. Biol**, v. 66, n. 664, p. 991–998, 2006.

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

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 243–253, 2000.

MARTÍNEZ-MEYER, E. et al. **Ecological niche modelling and prioritizing areas for species reintroductions**Oryx, 2006.

MARTÍNEZ, C. G. H. et al. Registros Históricos del oso hormiguero gigante *Myrmecophaga tridactyla* (*Xenarthra* , *Myrmecophagidae*) en Costa Rica. n. September 2013, 2017.

MARTINS, S. D. S.; SANDERSON, J. G.; E SILVA, J. D. S. Monitoring mammals in the Caxiuan?? National Forest, Brazil - First results from the Tropical Ecology, Assessment and Monitoring (TEAM) program. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 857–870, 2007.

MIRANDA, F.R.; CHIARELLO, A. G.; RÖHE, F.; BRAGA, F.G.; MOURÃO, G.M.; MIRANDA, G.H.B.; SILVA, K.F.M.; FARIA-CORRÊA, M.A.; VAZ, S.M. & BELENTANI, S.C.S. Avaliação do Risco de Extinção de *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758 no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio. 2015.

MCALPINE, C. A. et al. Can multiscale models of species' distribution be generalized from region to region? A case study of the koala. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 2, p. 558–567, 2008.

MCCAIN, C. M. First Evidence of the Giant Anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) in Honduras.

The Southwestern Naturalist, v. 46, n. 2, p. 252–254, 2001.

MCNAB, B. K. Physiological convergence amongst ant-eating and termite-eating mammals. **Journal of Zoology**, v. 203, n. 4, p. 485–510, 1984.

MCNAB, B. K. Energetics, population biology, and distribution of Xenarthrans, living and extinct. In: **The Evolution and Ecology of Armadillos, Sloths and Vermilinguas**. [s.l: s.n.]. p. 219–232.

MEDRI, Í. M.; MOURÃO, G. A brief note on the sleeping habits of the giant anteater – *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus (Xenarthra, Myrmecophagidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 1213–1215, 2005a.

MEDRI, Í. M.; MOURÃO, G. Home range of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal wetland, Brazil. **Journal of Zoology**, v. 266, n. 4, p. 365–375, 2005b.

MEDRI, Í. M.; MOURÃO, G. DE M.; HARADA, A. Y. Dieta de Tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Pantanal da Nhecolândia, Brasil. **Edentata**, n. 5, p. 30–34, 2003.

MIRANDA, F.; BERTASSONI, A.; ABBA, A. M. *Myrmecophaga tridactyla*, Giant Anteater. **The IUCN Red List of Threatened Species**, v. 8235, p. 1–14, 2014.

MOILANEN, A. et al. **Zonation v.3.1 Manual**. [s.l: s.n.].

MORATO, R. G. et al. Identification of priority conservation areas and potential corridors for Jaguars in the Caatinga Biome, Brazil. **PLoS ONE**, v. 9, n. 4, 2014.

MOURÃO, G. D. M.; MEDRI, Í. M. A new way of using inexpensive large-scale assembled GPS to monitor giant anteaters in short time intervals. **Wildlife Society Bulletin**, v. 30, n. 4, p. 1029–1032, 2002.

MOURÃO, G. D. M.; MEDRI, Í. M. Activity of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal of Brazil. **Journal of Zoology**, v. 271, n. 2, p. 187–192, 2007.

NAIDOO, R.; IWAMURA, T. Global-scale mapping of economic benefits from agricultural lands: Implications for conservation priorities. **Biological Conservation**, v. 140, n. 1–2, p. 40–49, 2007.

NASCIMENTO, J. L. DO; CAMPOS, I. B. **Atlas da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção em Unidades de Conservação Federais**. [s.l: s.n.].

OWEN, J.; GIRÓN, L. Revised checklist and distributions of land mammals of El Salvador. **Museum of Texas Tech University**, n. 310, p. 32, 2012.

PAGLIA, A. P. et al. **Annotated checklist of Brazilian mammals 2º Edição**. [s.l: s.n.]. v. 6

PAOLINO, R. M. et al. Buffer zone use by mammals in a Cerrado protected area. **Biota Neotropica**, v. 16, n. 2, p. e20140117, 2016.

PASSOS, F. C. et al. The Vulnerable giant anteater *Myrmecophaga tridactyla*: new records from the Atlantic Forest highlands and an overview of its occurrence in protected areas in Brazil. **Oryx**, v. 51, n. 3, p. 564–566, 2016.

PAULA, R. C. DE. Adequabilidade ambiental dos biomas brasileiros à ocorrência do lobo- guará (*Chrysocyon brachyurus*) e efeitos da composição da paisagem em sua ecologia espacial , atividade e movimentação. 2016.

PEARCE, J.; FERRIER, S. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. **Ecological Modelling**, v. 133, n. 3, p. 225–245, 2000.

PEARSON, R. G. Species' distribution modeling for conservation educators and practitioners. **Lessons in Conservation**, n. 3, p. 54–89, 2010.

PEARSON, R. G.; DAWSON, T. P. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? **Global Ecology and Biogeography**, v. 12, n. 5, p. 361–371, 2003.

PENIDO, G.; ZANZINI, A. C. S. Checklist of large and medium-sized mammals of the Estação Ecológica Mata do Cedro, an Atlantic forest remnant of central Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 8, n. 4, p. 712–717, 2012.

PÉREZ JIMENO, G.; LLARÍN AMAYA, L. Contribución al conocimiento de la distribución del oso hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*) en Argentina. **Edentata**, v. 8–10, p. 8–12, 2009.

PETERSON, A. T. et al. **Ecological niches and geographic distributions**. [s.l: s.n.]. v. 49

PETERSON, A. T.; SOBERÓN, J. Species distribution modeling and ecological niche modeling: Getting the Concepts Right. **Natureza a Conservacao**, v. 10, n. 2, p. 102–107, 2012.

PHILLIPS, S. J. et al. Sample selection bias and presence-only distribution models: Implications for background and pseudo-absence data. **Ecological Applications**, v. 19, n. 1, p. 181–197, 2009.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, n. 3–4, p. 231–259, jan. 2006.

PHILLIPS, S. J.; DUDÍK, M.; SCHAPIRE, R. E. A maximum entropy approach to species distribution modeling. **Twenty-first international conference on Machine learning - ICML '04**, p. 83, 2004.

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

QUIROGA, V. A. et al. Local and continental determinants of giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) abundance: biome, human and jaguar roles in population regulation. **Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde**, v. 81, n. 3, p. 274–280, 2016.

R CORE TEAM. R Development Core Team. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**, v. 55, p. 275–286, 2015.

REDFORD, K. H. Feeding and food preference in captive and wild Giant anteaters *Myrmecophaga tridactyla*. **Journal of Zoology**, v. 205, n. 4, p. 559–572, 1985.

REYES, H. O. P.; MATAMOROS, W. A.; GLOWINSKI, S. L. Distribution and Conservation Status of the Giant Anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) in Honduras. **The Southwestern Naturalist**, v. 55, n. 1, p. 118–120, 2010.

ROBERT. H. WHITTAKER; LEVIN, S. A.; ROOT, R. B. Niche, Habitat, and Ecotope. **The American naturalist**, v. 107, n. May-June., 1973, p. 321–338, 1973.

RODRIGUES, A. S. L. et al. Global Gap Analysis: Priority Regions for Expanding the Global Protected-Area Network. **BioScience**, v. 54, n. 12, p. 1092, 2004.

RODRIGUES, F. H. G. et al. Composição e caracterização da fauna de mamíferos do Parque Nacional das Emas, Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 19, n. 2, p. 589–600, 2002.

RODRÍGUEZ, J. P. et al. The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. **Diversity and Distributions**, v. 13, n. 3, p. 243–251, 2007.

RUDORFF, B. F. T. et al. Studies on the Rapid Expansion of Sugarcane for Ethanol Production in São Paulo State (Brazil) Using Landsat Data. **Remote Sensing**, v. 2, n. 4, p. 1057–1076, 2010.

SALVADOR, S.; CLAVERO, M.; LEITE PITMAN, R. Large mammal species richness and habitat use in an upper Amazonian forest used for ecotourism. **Mammalian Biology**, v. 76, n. 2, p. 115–123, 2011.

SCHALLER, G. B. **Mammals and their biomass on a Brazilian Ranch** Arquivos de Zoologia, 1983.

SCHNEIDER, M. et al. **Lista atualizada dos mamíferos encontrados no Parque Nacional da Serra da Canastra (MG) e arredores, com comentários sobre as espécies** Biociências, 2000.

SCOTT, J. M. et al. GAP Analysis: A Geographic Approach to Protection of Biological Diversity. **Wildlife Monographs**, v. 123, n. 123, p. 3–41, 2012.

SHAW, C. A.; MCDONALD, H. G. First record of giant anteater (Xenarthra, Myrmecophagidae) in North America. **Science**, v. 236, n. 1969, p. 186–188, 1987.

SHAW, J. H.; MACHADO-NETO, J.; CARTER, T. S. Behavior of Free-Living Giant Anteaters (Myrmecophaga tridactyla) (Myrmecophaga Giant Anteaters Behavior of Free-Living. **Biotropica**, v. 19, n. 3, p. 255–259, 1987.

SILVEIRA, L. et al. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. **Oryx**, v. 33, n. 2, p. 108–114, 1999.

SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A. T. A.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Camera trap, line transect census and track surveys: A comparative evaluation. **Biological Conservation**, v. 114, n. 3, p. 351–355, 2003.

SMITH, P. *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758. **FAUNA Paraguay**, v. 2011, n. 2, p. 18, 2007.

SOBERÓN, J.; OSORIO-OLVERA, L.; PETERSON, T. Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 88, n. 2, p. 437–441, 2017.

SOBERON, J.; PETERSON, T. A. Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species ' Distributional Areas. **Biodiversity Informatics**, v. 2, p. 1–10, 2005.

SUPERINA, M.; MIRANDA, F. R.; ABBA, A. M. The 2010 Anteater Red List Assessment. **Edentata**, v. 12, p. 96–114, 2010.

TIMM, R. M. et al. Mammals of Cabo Blanco: History, diversity, and conservation after 45 years of regrowth of a Costa Rican dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 6, p. 997–1013, 2009.

TIMO, T. P. C. et al. Effect of the plantation age on the use of eucalyptus stands by medium to large-sized wild mammals in south-eastern brazil. **IForest**, v. 8, p. 108–113, 2014.

TOBLER, M. W. et al. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. **Animal Conservation**, v. 11, n. 3, p. 169–178, 2008.

TOGNELLI, M. F. et al. Assessing conservation priorities of xenarthrans in Argentina. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 1, p. 141–151, 3 dez. 2011.

TOMAS, W. M. W. et al. Mammals in the Pantanal wetland . **The pantanal: ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland**, n. March 2017, p. 563–595, 2010.

TÔRRES, N. M.; VERCILLO, U. E. Como ferramentas de modelagem de distribuição de espécies podem subsidiar ações de governo? **Natureza a Conservacao**, v. 10, n. 2, p. 228–230, 2012.

TROLLE, M. Mammal survey in the southeastern Pantanal, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 12, n. 4, p. 823–836, 2003.

TULLOCH, A. I. T. et al. Conservation planners tend to ignore improved accuracy of modelled species distributions to focus on multiple threats and ecological processes. **Biological Conservation**, v. 199, p. 157–171, 2016.

VERSIANI, N. F. O tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em áreas protegidas e seus entornos no Cerrado do nordeste do estado de São Paulo. p. 170, 2016.

VOSS, R. S.; LUNDE, D. P.; SIMMONS, N. B. the Mammals of Paracou, French Guiana: a Neotropical Lowland Rainforest Fauna Part 2. Nonvolant Species. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, v. 263, n. 263, p. 3–236, 2001.

VYNNE, C. et al. Scat-Detection Dogs Seek Out New Locations of *Priodontes maximus* and *Myrmecophaga tridactyla* in Central Brazil. **Edentata**, v. 8–10, n. 8, p. 13–14, 2009.

WILLIAMS, J. B.; ANDERSON, M. D.; RICHARDSON, P. R. K. Seasonal differences in field-metabolism, water requirements, and foraging behavior of free-living aardwolves. **Ecology**, v. 78, n. 8, p. 2588–2602, 1997.

YOUNG, R.; COELHO, C. A note on the climbing abilities of giant anteater, *Myrmecophaga tridactyla* (Xenarthra, Myrmecophagidae). **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão, Nova Série**, v. 15, n. March, p. 41–46, 2003.

ZIMBRES, B. Q. C. et al. Range shifts under climate change and the role of protected areas for armadillos and anteaters. **Biological Conservation**, v. 152, p. 53–61, ago. 2012.

APÊNDICES

APÊNDICE A. Pôster apresentado no 8º Congresso Brasileiro de Mastozoologia, intitulado “Modelos preditivos de distribuição de espécies podem contribuir para a conservação de mamíferos?”. João Pessoa, Setembro de 2016.