



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

Cristiano Henrique Gonçalves Machado Filho

ÁREAS ADEQUADAS PARA A ANTA-BRASILEIRA (*Tapirus terrestris*, Linnaeus
1758) NA MATA-ATLÂNTICA: INTEGRANDO FATORES EM DIFERENTES
ESCALAS ESPACIAIS.

Orientador: Prof. Dr. Paulo De Marco Júnior

Goiânia

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR
VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES E DISSERTAÇÕES
NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG**

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou download, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

O conteúdo das Teses e Dissertações disponibilizado na BDTD/UFG é de responsabilidade exclusiva do autor. Ao encaminhar o produto final, o(a) autor(a) e o(a) orientador(a) firmam o compromisso de que o trabalho não contém nenhuma violação de quaisquer direitos autorais ou outro direito de terceiros.

1. Identificação do material bibliográfico: ☒ Dissertação ☐ Tese

2. Identificação da Tese ou Dissertação:

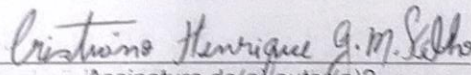
Nome completo do(a) autor(a): Cristiano Henrique Gonçalves Machado Filho

Título do trabalho: Áreas adequadas para a anta-brasileira (*Tapirus terrestris*, Linnaeus 1758) na Mata-Atlântica: Integrando fatores em diferentes escalas espaciais.

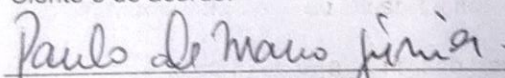
3. Informações de acesso ao documento:

Concorda com a liberação total do documento ☒ SIM ☐ NÃO¹

Independente da concordância com a disponibilização eletrônica é imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF da tese ou dissertação.


Assinatura do(a) autor(a)²

Ciente e de acordo:


Assinatura do(a) orientador(a)²

Data: 09 / 03 / 2020

¹ Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. Após esse período, a possível disponibilização ocorrerá apenas mediante: a) consulta ao(a) autor(a) e ao(a) orientador(a); b) novo Termo de Ciência e de Autorização (TECA) assinado e inserido no arquivo da tese ou dissertação. O documento não será disponibilizado durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

² As assinaturas devem ser originais sendo assinadas no próprio documento. Imagens coladas não serão aceitas.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

Cristiano Henrique Gonçalves Machado Filho

ÁREAS ADEQUADAS PARA A ANTA-BRASILEIRA (*Tapirus terrestris*, Linnaeus
1758) NA MATA-ATLÂNTICA: INTEGRANDO FATORES EM DIFERENTES
ESCALAS ESPACIAIS.

Orientador: Prof. Dr. Paulo De Marco Júnior

Dissertação apresentada à Universidade
Federal de Goiás, como parte das
exigências do Programa de Pós-Graduação
em Ecologia e Evolução para a obtenção do
título de mestre.

Goiânia

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do
Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Machado Filho, Cristiano Henrique Gonçalves
Áreas adequadas para anta-brasileira (*Tapirus terrestris*, Linnaeus
1758) na Mata-Atlântica [manuscrito] : Integrando fatores em diferentes
escalas espaciais / Cristiano Henrique Gonçalves Machado Filho. -
2020.
56 f.

Orientador: Prof. Dr. Paulo De Marco Júnior .
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Instituto
de Ciências Biológicas (ICB), Programa de Pós-Graduação em Ecologia
e Evolução, Goiânia, 2020.
Bibliografia. Apêndice.
Inclui siglas, mapas, gráfico, tabelas.

1. Escala de efeito. 2. Modelo Multi-escala. 3. Modelo de
distribuição de espécies. 4. Perda de hábitat. I. , Paulo De Marco
Júnior, orient. II. Título.

CDU 574



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS

INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO

Ata nº 171 da sessão de Defesa de Dissertação de **Cristiano Henrique Gonçalves Machado Filho**, que confere o título de Mestre(a) em **Ecologia e Evolução**, na área de concentração em **Ecologia e Evolução**.

Aos vinte e oito dias do mês de fevereiro, a partir das 9h, no Auditório do ICB V, do Instituto de Ciências Biológicas, realizou-se a sessão pública de Defesa de Dissertação intitulada “**Áreas adequadas para a anta- brasileira (Tapirus terrestris, Linnaeus 1758) na mata-atlântica: integrando fatores em diferentes escalas espaciais**”. Os trabalhos foram instalados pelo(a) Orientador(a), Professor(a) Doutor(a) **Paulo De Marco Júnior**, ICB/UFG, com a participação dos demais membros da Banca Examinadora: **Professor Doutor Arthur Ângelo Bispo de Oliveira**, FI/UFG, membro titular externo; **Dra. Alessandra Bertassoni da Silva**, PosDoc DECOL/UFG, membro titular interno. Durante a arguição os membros da banca não fizeram sugestão de alteração do título do trabalho. A Banca Examinadora reuniu-se em sessão secreta a fim de concluir o julgamento da Dissertação, tendo sido o candidato **aprovado** pelos seus membros. Proclamados os resultados pelo Professor Doutor **Paulo De Marco Júnior**, Presidente da Banca Examinadora, foram encerrados os trabalhos e, para constar, lavrou-se a presente ata que é assinada pelos Membros da Banca Examinadora, aos **vinte e oito dias do mês de fevereiro**.

TÍTULO SUGERIDO PELA BANCA



Documento assinado eletronicamente por **Paulo De Marco Júnior**, Professor do Magistério Superior, em 28/02/2020, às 11:12, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Arthur Angelo Bispo De Oliveira**, Professor do Magistério Superior, em 28/02/2020, às 11:35, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Alessandra Bertassoni da Silva**, Usuário Externo, em 28/02/2020, às 11:37, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1186693** e o código CRC **5006DCE0**.

Referência: Processo nº 23070.006343/2020-10

SEI nº 1186693



A anta-brasileira (*Tapirus terrestris*) registrada por armadilha fotográfica em um fragmento nativo cercado por matriz de silvicultura.

— “Mora no beira-córrego, em capão de mato. Faz um fuxico, ali, uns ramos; nesse enredado, elas dormem.” A anta, que ensina o filhote a nadar: coça-o leve com os dentes, alongando o trombigo.

— “Sai dos brejos, antes do sol. Sobe, para vir arrancar folhas novas de palmeiras, catar frutinhas caídas, roer cascas do ipê, angico, peroba...”
(...)

A anta, e o filhote — zebrado riscado branco como em novos eles são — tão gentil.
(Tapiiraiauara, João Guimarães Rosa, 1967.)

Agradecimentos

Todos nós temos uma primeira lembrança, e tudo leva a crer que seja de algo que foi muito importante, como a primeira queda quando estávamos aprendendo a andar de bicicleta. As lembranças mais remotas que consigo ter são de momentos em contato com a vegetação e a fauna nativa do Cerrado em propriedades rurais onde pessoas da minha família trabalhavam. Entre os animais, eu aprendi logo cedo o nome de algumas aves, peixes, répteis e mamíferos. Assim, tenho a convicção de que esse trabalho, bem como a minha possível carreira, tiveram início muito cedo em minha vida, logo na infância. Se me orgulho por isso, devo então agradecer antes de tudo aos meus pais e à minha família.

A cada professor, desde a alfabetização com a professora Marlene, de quem tenho muitas lembranças boas e admiração, passando por todos os níveis de ensino: minha imensa gratidão. Mas, em especial, quero citar aqui aqueles que estiveram presentes nos últimos anos, dentre os quais pretendo continuar compartilhando momentos até um futuro em longo prazo. Ao professor Arthur Ângelo Bispo de Oliveira, Carlos Bianchi e Shayana de Jesus, os quais me proporcionaram boas conversas desde 2016. Sou grato por essa oportunidade.

Meus agradecimentos por quem tenho imensa admiração, tanto pela pessoa alegre e otimista que é, mesmo frente a todas as adversidades que encontramos pelo caminho, quanto pela amizade e relação invejável que possui com todos os seus alunos. Mas dizer obrigado não é o bastante, sinto-me ainda em falta diante de apenas isso. Mesmo presente todos os dias no laboratório, sua atenção é muito disputada pelas pessoas. Mas essa forma dinâmica com que orienta seus alunos me fez crescer bastante, pois tive que ficar sozinho em vários caminhos. Assim, acabei descobrindo que, de acordo com o poema de Antônio Machado,

“Caminante, no hay camino, se hace camino al andar.”

sua citação mais frequente nos dias de desespero dos alunos. Portanto, além de um simples obrigado, que todos fiquem cientes de que parte do meu crescimento profissional se deve ao Paulo De Marco Júnior.

Quero agradecer também a todos os colegas de laboratório e do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução. Muitas pessoas me ajudaram durante o desenvolvimento da dissertação, tanto profissional quanto emocionalmente, apesar de que esses dois aspectos estão intimamente relacionados, em minha opinião. Agradeço também todos aqueles a quem tive a oportunidade de ajudar de alguma maneira. Saibam que aprendi bastante com vocês. Um agradecimento especial eu direciono à Rafaela

Gonçalves Almeida, que esteve comigo nesse período. Sua presença foi companheira, motivadora, influenciadora e apoiadora em todas as etapas. A você devo muito do que sou.

Finalmente, agradeço ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, com seus excelentes professores e coordenadores, e ao CNPq pelo financiamento do mestrado.

SUMÁRIO

ABSTRACT	2
APRESENTAÇÃO.....	3
INTRODUÇÃO GERAL	3
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	6
CAPÍTULO ÚNICO: ÁREAS ADEQUADAS PARA A ANTA-BRASILEIRA (<i>Tapirus terrestris</i> , Linnaeus 1758) NA MATA-ATLÂNTICA: INTEGRANDO FATORES EM DIFERENTES ESCALAS ESPACIAIS	11
RESUMO	11
INTRODUÇÃO.....	12
MÉTODOS.....	17
RESULTADOS	24
DISCUSSÃO.....	30
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35
APÊNDICE A	45
APÊNDICE B.....	46
CONSIDERAÇÕES FINAIS	48

ABSTRACT

In broad spatial scales, the distribution of the abiotic conditions is commonly used to predict the species' distributions and environmental suitability. However, variables on smaller scales are important to this predicts as well. Anthropogenic changes on landscape-scale, like habitat removal and fragmentation, bring meaningful results to species population and can be overlooked in coarse-scale analysis. Here, we aim to integrate the effects of the processes which occur in both broad and fine spatial scale, with the effect of climatic variables and the effect of the variables on the landscape scale level, respectively. To achieve this goal, we focused on the Atlantic-forest region and used the lowland-tapir as a model to adjust relationships between a proxy of the abundance of this species and the habitat amount in 31 landscapes distributed on the biome. In the second step, we used Ecological Niche Models to estimate the environmental suitability in the Atlantic-forest. Finally, we included the values of suitability as a predictor in Generalizes Linear Models to estimate a proxy of abundance in response to the effects of habitat amount and environmental suitability to generate the distribution of this proxy along the biome. Our modeling approach indicated a positive effect of habitat amount on the local abundance of lowland-tapir, in contrast to climate which did not have an effect. These results show us a better predictive power when we include the effect of landscape-scale to estimate environmental suitability. The scale in which the lowland-tapir perceive the elements of the landscape in the Atlantic-forest was nine kilometers in this study. However, this scale can change as a function of the fragmentation level. Thus, we reinforce the importance of inclusion of the smaller scales and processes which occur on the landscape scale when modeling environmental suitability. Finally, our results indicate that environmental changes until the radius of nine kilometers on landscapes where the lowland-tapir occur can affect the persistence of this species. This distance is empirical support to the development of conservation actions in suitable areas to lowland-tapir in the Atlantic-forest.

KEYWORDS: effect scale, multi-scale model, species distribution model, habitat loss.

APRESENTAÇÃO

Esta dissertação apresenta um conteúdo predominantemente metodológico, mas possui implicações importantes em estratégias de conservação para a anta-brasileira. Nossa abordagem busca integrar aspectos da ocupação na escala da paisagem com modelos de distribuição em escala ampla sugerindo a necessidade de que essas diferentes escalas e seus atributos sejam considerados por tomadores de decisões empenhados na conservação da biodiversidade. Dentro desse contexto, tomamos o cuidado de pensar nas características da espécie durante o planejamento do estudo, das análises dos dados e na avaliação e discussão dos resultados. Entre tais características, dedicamos maior atenção ao tamanho corporal e suas implicações, à capacidade de movimentação ao longo da paisagem, bem como a escala na qual a espécie pode perceber o ambiente onde ocorre. A importância desses fatores está apresentada ao longo do texto. Ela foi escrita na forma de um único artigo formatado para ser submetido à revista *Landscape Ecology*.

INTRODUÇÃO GERAL

O tamanho corporal parece estar associado ao nível de ameaça das espécies em todo o mundo (Di Marco et al. 2014; Dirzo et al. 2014; Ripple et al. 2017)). Espécies de grande porte são consideradas mais vulneráveis devido a fatores de sua história de vida que estão diretamente relacionados ao tamanho corporal e à exposição a maiores riscos de origem antrópica (Purvis et al. 2000; Fisher and Owens 2004; Cardillo et al. 2005). De modo geral, as espécies com tamanho corporal grande apresentam populações pequenas (Robinson and Redford 1986; White et al. 2007) como resultado da necessidade de grandes áreas de vida para os indivíduos explorarem recursos para sua sobrevivência (Corriale et al. 2013; Viana et al. 2018). Espécies com essas características ficam cada vez mais ameaçadas já que ambientes contínuos com essas características estão cada vez mais escassos (Ribeiro et al. 2009; Haddad et al. 2015) como consequência do declínio global da cobertura vegetal causado pela ação humana (Köthke et al. 2013). Essa incompatibilidade entre os requerimentos dos animais e os

efeitos das ações antrópicas constitui uma ameaça para a persistência das espécies ao longo do tempo (Woodroffe 2000).

No Brasil, a maior parte de áreas contínuas de hábitat pode ser encontrada em áreas protegidas, as quais representam aproximadamente 30% do território do país (UNEP-WCMC 2020). Assim, a maior parte do território brasileiro encontra-se fora do sistema oficial de proteção, incluindo cidades, rodovias e propriedades para o desenvolvimento de atividades econômicas, predominantemente a agropecuária. Essas áreas necessariamente se sobrepõem às áreas de ocorrência de muitas espécies, aumentando as chances de conflito entre humanos e animais silvestres. Além disso, mesmo em áreas protegidas, esse conflito pode ser frequente devido às alterações no entorno dessas unidades e a fatores culturais associados ao uso da biodiversidade como a caça (Carvalho Jr and Morato 2013; Castilho et al. 2017). Animais de grande porte, incluindo a anta-brasileira, que pode apresentar massa corporal de até 300 kg (Medici 2010), geralmente são caçados com maior frequência devido à quantidade de recurso alimentar que podem fornecer (Bodmer 1995; Mesquita and Barreto 2015). Além disso, as áreas protegidas podem sofrer com uma baixa governança (Eklund and Cabeza 2016), expressa pela carência de recursos para monitoramento, fiscalização e ações educativas em várias áreas do País (Rife et al. 2013; Watson et al. 2014). Assim, mesmo possuindo as maiores quantidades de hábitat contínuo para os indivíduos de espécies ameaçadas elas podem sofrer impactos antrópicos semelhantes àqueles que ocorrem em áreas não protegidas.

Espécies como a anta-brasileira (Medici 2010) ou a onça-pintada (Morato et al. 2016) se movem muito entre fragmentos e, por isso, são consideradas “espécies de paisagem” (Coppolillo et al. 2004), representando indicadores importantes para restauração da conectividade em sistemas alterados (Jorge et al. 2013; Giombini et al. 2016; Paolucci et al. 2019). Dessa forma, a proteção dessas espécies precisa integrar estratégias tanto em áreas protegidas quanto em áreas fora do sistema oficial de proteção, já que os indivíduos dessas espécies estarão se movendo na paisagem como um todo. Esse fluxo de indivíduos pode permitir a existência de dinâmicas metapopulacionais que diminuem riscos de extinção e aumentam as chances de estabelecimento de subpopulações em novos locais (Hanski 1998). Deste modo, a capacidade de movimentação dos indivíduos da espécie é um parâmetro importante para

avaliar o nível de isolamento das áreas consideradas adequadas por meio dos resultados desse trabalho.

Um dos pontos fundamentais para a análise das respostas demográficas de uma espécie é a escala espacial dessas respostas em relação às variáveis ambientais (Pearson and Dawson 2003; Hortal et al. 2010). Um dos principais objetivos dessa dissertação é identificar áreas adequadas para a anta-brasileira integrando os efeitos de fatores que atuam em duas escalas espaciais: a escala macroecológica e a escala da paisagem. Como escala macroecológica, definimos uma larga extensão geográfica, ao nível de um bioma que abrange aproximadamente 29° de longitude (Ribeiro et al. 2009) e analisada em uma resolução espacial baixa (aproximadamente 9.5 km x 9.5 km) em função de variáveis bioclimáticas. Na escala da paisagem, apesar de trabalharmos com a mesma extensão, avaliamos sob uma resolução espacial mais fina (a partir de 1 km x 1 km) a qual representa a escala espacial onde indivíduos das espécies utilizam o ambiente. No entanto, os fatores que atuam na escala da paisagem podem ser percebidos pelos indivíduos de cada espécie de forma diferente. O conceito de escala de efeito traduz essas diferenças considerando a distância na qual os fatores ambientais podem afetar uma população ou comunidade (Holland et al. 2004; Wu 2004; Jackson and Fahrig 2015). Assim, nos ajuda a entender em qual resolução espacial devemos interpretar os processos que ocorrem na paisagem para cada espécie em particular.

O desafio metodológico de integrar efeitos de diferentes escalas está na pauta mais atual na literatura científica tanto teórica (Cord and Rodder 2011; Wang et al. 2018) quanto aplicada à conservação da biodiversidade (Mendes and De Marco 2017; Ducci et al. 2019). Nesse trabalho nós buscamos tanto avançar no desenvolvimento de uma abordagem objetiva para essa integração e com forte base empírica, quanto gerar resultados que tenham um significado efetivo para a discussão de ações conservacionistas para a anta-brasileira. Essa espécie foi utilizada como alvo do estudo por todas as características discutidas acima: maior tamanho corporal, necessidade de maior área de vida, e possibilidade de ser mais afetada pelas variáveis na escala da paisagem. No entanto, ela também é um objeto importante de estudo pelo grau de ameaça que se encontra na Mata Atlântica brasileira (Medici et al. 2018), e pela disponibilidade de informações sobre sua biologia essenciais para o desenvolvimento desse modelo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bodmer RE (1995) Managing Amazonian Wildlife: Biological Correlates of Game Choice by Detribalized Hunters. *Ecol Appl* 5:872–877
- Cardillo M, Mace GM, Jones KE, et al (2005) Multiple Causes of High Extinction Risk in Large Mammal Species. *1067*:1239–1241
- Carvalho Jr EA, Morato RG (2013) Factors affecting big cat hunting in Brazilian protected areas. *Trop Conserv Sci* 6:303–310
- Castilho L, Vleeschouwer K, Milner-Gulland E, Schiavetti A (2017) Hunting of mammal species in protected areas of the southern Bahian Atlantic Forest, Brazil. *Fauna Flora Int* 1–11. <https://doi.org/10.1017/S0030605317001247>
- Coppolillo P, Gomez H, Maisels F, Wallace R (2004) Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biol Conserv*
- Cord A, Rodder D (2011) Inclusion of habitat availability in species distribution models through multi-temporal remote-sensing data ? *Ecol Appl* 21:3285–3298
- Corriale M, Muschetto E, Herrera E (2013) Influence of group sizes and food resources in home-range sizes of capybaras from Argentina. *J Mammal* 94:19–28. <https://doi.org/10.1644/12-MAMM-A-030.1>
- Di Marco M, Boitani L, Mallon D, et al (2014) A Retrospective Evaluation of the Global Decline of Carnivores and Ungulates biodiversity. *Conserv Biol* 0:1–10. <https://doi.org/10.1111/cobi.12249>
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, et al (2014) Defaunation in the Anthropocene. *Science* (80-) 345:
- Ducci L, Roscioni F, Russo MLCPAD, Frate L (2019) The role of protected areas in preserving habitat and functional connectivity for mobile flying vertebrates : the common noctule bat (*Nyctalus noctula*) in Tuscany (Italy) as a case study. *Biodivers Conserv*. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01744-5>
- Eklund J, Cabeza M (2016) Quality of governance and effectiveness of protected areas : crucial concepts for conservation planning. *Ann N Y Acad Sci* 1–14. <https://doi.org/10.1111/nyas.13284>
- Fisher DO, Owens IPF (2004) The comparative method in conservation biology. *Trends Ecol Evol* 19:. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.05.004>

- Giombini MI, Bravo SP, Tosto DS (2016) The key role of the largest extant Neotropical frugivore (*Tapirus terrestris*) in promoting admixture of plant genotypes across the landscape. *Biotropica* 48:499–508
- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, et al (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth ' s ecosystems. *Science* (80-) 1–10
- Hanski I (1998) Metapopulation dynamics. *Nature* 396:41–49
- Holland JD, Bert DG, Fahrig L (2004) Determining the Spatial Scale of Species ' Response to Habitat. *Bioscience* 54:
- Hortal J, Roura-Pascual N, Sanders N, Rahbek C (2010) Understanding (insect) species distributions across spatial scales. *Ecography (Cop)* 33:51–53.
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06428.x>
- Jackson HB, Fahrig L (2015) Are ecologists conducting research at the optimal scale ? *Glob Ecol Biogeogr* 52–63. <https://doi.org/10.1111/geb.12233>
- Jorge SP, Galetti M, Ribeiro MC, Ferraz MPM (2013) Mammal defaunaion as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biol Conserv* 163:49–57.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.018>
- Köthke M, Leischner B, Elsasser P (2013) Forest Policy and Economics Uniform global deforestation patterns — An empirical analysis. *For Policy Econ* 28:23–37.
<https://doi.org/10.1016/j.forpol.2013.01.001>
- Medici EP (2010) Assessing the Viability of Lowland Tapir Populations in a Fragmented Landscape. Thesis
- Medici EP, Flesher K, Beisiegel BM, et al (2018) Livro Vermelho das Espécies Ameaçadas de Extinção. *ICMBio* ii:59–67
- Mendes P, De Marco P (2017) Bat species vulnerability in Cerrado : integrating climatic suitability with sensitivity to land-use changes. *Environ Conserv*.
<https://doi.org/10.1017/S0376892917000194>
- Mesquita GP, Barreto LN (2015) Evaluation of Mammals Hunting in Indigenous and Rural Localities in Eastern Brazilian Amazon. *Ethnobiol Conserv* 2:1–14.
<https://doi.org/10.15451/ec2015-1-4.2-1-14>
- Morato RG, Stabach JA, Fleming CH, et al (2016) Space Use and Movement of a Neotropical Top Predator : The Endangered Jaguar. *PLoS One* 1–17.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0168176>
- Paolucci LN, Pereira RL, Rattis L, et al (2019) Lowland tapirs facilitate seed dispersal

- in degraded Amazonian forests. *Biotropica* 1–8. <https://doi.org/10.1111/btp.12627>
- Pearson RG, Dawson TP (2003) Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Glob Ecol Biogeogr* 12:361–371
- Purvis A, Gittleman JL, Cowlishaw G, Mace GM (2000) Predicting extinction risk in declining species. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1234>
- Ribeiro M, Metzger J, Martensen A, et al (2009) The Brazilian Atlantic Forest : How much is left , and how is the remaining forest distributed ? Implications for conservation. *Biol Conserv* 142:1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Rife AN, Erisman B, Sanchez A, Aburto-oropeza O (2013) When good intentions are not enough . . . Insights on networks of “ paper park ” marine protected areas. *Conserv Lett* 6:200–212. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00303.x>
- Ripple WJ, Wolf C, Newsome TM, et al (2017) Extinction risk is most acute for the world ’ s largest and smallest vertebrates. *PNAS* 1–6. <https://doi.org/10.1073/pnas.1702078114>
- Robinson J, Redford K (1986) Body Size , Diet , and Population Density of Neotropical Forest Mammals. *Am Nat* 128:665–680
- UNEP-WCMC (2020) Global statistics from the World Database on Protected Areas. Available at: www.protectedplanet.net
- Viana DS, Granados JE, Fandos P, et al (2018) Linking seasonal home range size with habitat selection and movement in a mountain ungulate. *Mov Ecol* 1–11. <https://doi.org/10.1186/s40462-017-0119-8>
- Wang WJ, He HS, Thompson FR, et al (2018) Effects of species biological traits and environmental heterogeneity on simulated tree species distribution shifts under climate change. *Sci Total Environ* 634:1214–1221. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.353>
- Watson JEM, Dudley N, Segan DB, Hockings M (2014) The performance and potential of protected areas. *Nature* 515:. <https://doi.org/10.1038/nature13947>
- White EP, Ernest SKM, Kerkhoff AJ, Enquist BJ (2007) Relationships between body size and abundance in ecology. *Trends Ecol Evol* 22:. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.03.007>
- Woodroffe R (2000) Predators and people : using human densities to interpret declines

of large carnivores. *Anim Conserv* 165–173

Wu J (2004) Effects of changing scale on landscape pattern analysis : scaling relations. *Landsc Ecol* 125–138

CAPÍTULO ÚNICO

Este capítulo será submetido à revista *Landscape Ecology* e encontra-se formatado de acordo com as normas estabelecidas pela revista.

ÁREAS ADEQUADAS PARA A ANTA-BRASILEIRA (*Tapirus terrestris*, Linnaeus 1758) NA MATA-ATLÂNTICA: INTEGRANDO FATORES EM DIFERENTES ESCALAS ESPACIAIS

Cristiano Henrique Gonçalves Machado Filho ^{a,1}, Paulo De Marco Júnior ^b

^a Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução. Theory, Metacommunity and Landscape Ecology Lab. Instituto de Ciências Biológicas V, Universidade Federal de Goiás, Goiás, Brasil. 74001-970

^b Departamento de Ecologia – UFG, Brasil. Theory, Metacommunity and Landscape Ecology Lab. Instituto de Ciências Biológicas V, Universidade Federal de Goiás, Goiás, Brasil. 74001-970

¹ Autor para correspondência: e-mail cristianohgm.filho@gmail.com, número de telefone +55 62 981086772.

RESUMO

Em amplas escalas espaciais, a distribuição das condições abióticas é comumente utilizada para fazer previsões sobre a distribuição e adequabilidade ambiental para as espécies. No entanto, processos em escalas menores são determinantes para essas previsões. Alterações antrópicas na escala da paisagem, como remoção e fragmentação de habitat, geram consequências significativas para populações de espécies e podem ser negligenciadas em análises em escalas amplas. Nosso objetivo é integrar os efeitos dos processos que ocorrem em diferentes escalas espaciais. Buscamos integrar uma escala ampla, considerando o efeito de variáveis climáticas, e a escala da paisagem, onde perda e fragmentação de habitat são os principais impactos observados para a espécie. Para isso, focamos na região da Mata-Atlântica e utilizamos a anta-brasileira como organismo modelo para ajustar relações entre a densidade da espécie e a quantidade de habitat em 31 paisagens ao longo da Mata-Atlântica em uma escala que a espécie melhor percebe o ambiente. Em um segundo passo, utilizamos a modelagem de nicho ecológico para estimar a adequabilidade ambiental para a espécie no bioma. Finalmente, incluímos os valores de adequabilidade ambiental como variável

preditora em modelos lineares generalizados para fazer estimativas de densidade em resposta aos efeitos da quantidade do hábitat e da adequabilidade ambiental, e gerar mapas com a distribuição dessa densidade no bioma. Nosso modelo mostrou um efeito positivo para a quantidade de habitat sobre a densidade local de anta-brasileira, ao contrário do clima que não apresentou efeito. Isso nos indica um melhor poder preditivo quando incluímos o efeito da escala da paisagem em procedimentos para estimar a adequabilidade ambiental. A escala na qual a anta-brasileira percebe os elementos da paisagem na Mata-Atlântica é de 9 km de acordo com nossos resultados. No entanto, essa escala pode variar de acordo com o nível de fragmentação das paisagens. Isso reforça a importância da inclusão de escalas mais finas e processos que ocorrem na escala da paisagem em modelagens de áreas adequadas. Nosso trabalho indica que as alterações que ocorrem em um raio de até 9 km em paisagens onde a anta-brasileira ocorre podem afetar a persistência da espécie. Essa distância representa um suporte empírico para o desenvolvimento de ações de conservação em áreas adequadas para a ocorrência da anta-brasileira na Mata-Atlântica.

PALAVRAS-CHAVE: escala de efeito, modelo multi-escala, modelo de distribuição de espécies, perda de habitat

INTRODUÇÃO

A distribuição das espécies no espaço e no tempo é determinada por um conjunto de variáveis ambientais e interações que permitem a persistência de suas populações. Este conjunto de condições e recursos corresponde ao conceito mais amplo de nicho ecológico utilizado na literatura (Hutchinson 1957). De modo geral, a visão moderna sobre a distribuição das espécies em escala macroecológica sugere três tipos de processos relevantes: (i) a distribuição espacial das condições ambientais abióticas, (ii) interações bióticas, e (iii) as restrições de dispersão histórica das espécies (Guisan and Thuiller 2005; Soberón and Peterson 2005; Soberón 2007). A capacidade de dispersão para áreas acessíveis durante a história evolutiva da espécie afeta fortemente a distribuição de uma espécie, mas é difícil de ser estimada devido à incompletude de informações históricas e conhecimento sobre as características da maioria das espécies (Barve et al. 2011). Da mesma forma, o efeito das interações ecológicas é complexo e

difícil de ser avaliado em escalas amplas (Soberón 2007). Por outro lado, o efeito de variáveis como o clima - as variáveis cenopoéticas de Hutchinson (1978) -, são usualmente tratadas como restrições em larga escala à distribuição das espécies e amplamente utilizadas para estimar seu nicho ecológico.

A interpretação da distribuição das espécies em larga escala têm sido eficiente para gerar respostas para uma variedade de questões ecológicas, evolutivas ou relacionadas à conservação da biodiversidade (Lima-ribeiro et al. 2012; Soberón & Peterson 2005). No entanto, os indivíduos de cada espécie podem responder a variáveis ambientais em diferentes escalas espaciais (Pearson & Dawson 2003). Enquanto variáveis climáticas podem estar relacionadas com o nicho e a distribuição das espécies em escalas geográfica e temporal amplas (Lima-ribeiro et al. 2012; Soberón 2007), variáveis como a quantidade de hábitat remanescente pode ser importante para prever a presença dos indivíduos na escala da paisagem (Fahrig 2003, 2013; Pearson et al. 2004). Além disso, variáveis do hábitat podem afetar a probabilidade de ocorrência da espécie na escala local (Mendes et al. 2017).

Tanto os processos climáticos em larga escala como os fatores determinantes da ocupação de uma espécie em um ambiente na escala de paisagem são importantes para determinar o status de conservação de uma espécie (Chazdon et al. 2009; Dobrovolski et al. 2011). Considerando escalas amplas, o tamanho da área de distribuição geográfica é um indicador fácil de estimar para avaliar a vulnerabilidade de espécies ameaçadas de extinção (Nóbrega & De Marco 2011). Por isso, modelos de nicho baseados em variáveis climáticas têm sido intensamente estudados como forma de estimar a amplitude de distribuição e identificar áreas adequadas para as populações de espécies ameaçadas (Cianfrani et al. 2010; Cordeiro et al. 2015; Garcia et al. 2012; Paglia et al. 2012). Essa facilidade pode, entretanto, não compensar as perdas geradas pela ineficiência em detectar processos que ocorrem em escalas mais finas e que podem ter efeitos negativos para as espécies, como a fragmentação e perda de hábitat (Fahrig and Merriam 1994; Fahrig 2003; Cabeza et al. 2010; Harms et al. 2017). Com isso em vista, a literatura mais recente mostra uma busca por métodos que integram as respostas das espécies em diferentes escalas, em um modelo único, permitindo uma avaliação mais realista da distribuição das comunidades e populações, bem como riscos de extinção local (Bae et al. 2018; Mendes & De Marco 2017; Cord & Rodder 2011; Ducci et al. 2019; Mateo et al. 2019; Wang et al. 2018). Essa integração configura em uma

tendência e ainda necessita de um arcabouço teórico melhor definido e de desenvolvimento metodológico. Por fim, esses aprofundamentos são essenciais para o planejamento mais efetivo de medidas de conservação para as espécies (Soberón 2007; Jones 2011).

Análises na escala da paisagem podem constituir um passo importante na compreensão das ameaças às espécies, e deixam mais claras as ações necessárias para reverter essas ameaças. Como muitas das ameaças podem ser reconhecidas e interpretadas na escala da paisagem (e.g. perda de habitat, empreendimentos econômicos) as ações e respostas também estão ligadas a essa escala (Arroyo-Rodríguez and Fahrig 2014; Wilson et al. 2016). As principais alterações ambientais atuais estão ligadas à mudança do uso e cobertura do solo, que são normalmente avaliadas em uma escala de paisagem. Mudanças de origem antrópica nessa escala, direta ou indiretamente, geram a fragmentação e a perda de hábitat e deixam as espécies expostas aos seus potenciais efeitos (Carvalho et al. 2009; Pfeifer et al. 2017). Isso porque a estrutura espacial dos fragmentos de hábitat e recursos neles inseridos pode determinar a persistência das populações em uma paisagem (Fahrig and Merriam 1994; Goodwin and Fahrig 2002; Fahrig 2017). Por exemplo, a resposta das espécies em relação à composição de uma paisagem é influenciada, dentre outros fatores, pela capacidade de movimentação dos seus indivíduos (Forester et al. 2009) e pelo nível de interferência antrópica nesses ambientes (Tucker et al. 2018). Espécies generalistas devem conseguir explorar todo o hábitat disponível na paisagem devido a maior gama de recursos que podem utilizar (Knecht et al. 2007). Essa disponibilidade, no entanto, pode ser afetada pela sazonalidade na abundância de alguns recursos, e assim, a capacidade de movimentação deve ser determinante para que indivíduos mudem de locais de acordo com a quantidade de recursos disponíveis. Por outro lado, espécies que possuem restrições na capacidade de movimentação podem ser mais afetadas por alterações antrópicas devido ao isolamento de manchas e menor quantidade de hábitat (Fahrig 2003), e pelo efeito adicional da impermeabilidade da matriz (Prevedello and Vieira 2010; Aben et al. 2012). Deste modo, diferentes espécies devem apresentar variação na forma como ocupam uma paisagem. Portanto, com a integração dessas respostas àquelas relacionadas a fatores climáticos em amplas escalas, podemos obter resultados que refletem de maneira mais precisa como as espécies poderiam se distribuir espacialmente.

Uma maneira de integrar modelos de distribuição macroclimáticos com modelos na escala da paisagem foi desenvolvido por Mendes & De Marco (2017). Nesse modelo se assume que o clima determina a adequabilidade ambiental na macroescala, mas que as alterações na paisagem determinam a persistência da espécie em cada célula do modelo. Um suporte importante a essa integração é a teoria da quantidade de habitat (“*Habitat Amount*”) que prediz que as características da paisagem estão fortemente relacionadas à quantidade de hábitat e que pode sintetizar os efeitos nessa escala (Fahrig 2013). A teoria prediz que a quantidade de habitat total na paisagem deve ser o melhor preditor persistência das espécies (Fahrig 2013; Mendes & De Marco 2017), o que é facilmente defensável para espécies que usam recursos dispersos na paisagem e, por isso, tem de se movimentar bastante entre manchas. As mudanças de uso de solo reduzem a disponibilidade de hábitat na paisagem e, com isso, determinam a ocorrência e abundância local de populações (Fahrig 2001; Mendes & De Marco 2017). A integração dos processos em macroescala e os fenômenos na escala da paisagem devem gerar uma imagem mais realista dos riscos que as espécies sofrem nos sistemas naturais. Por exemplo, indivíduos podem ficar expostos a riscos em áreas cujas condições climáticas são adequadas, mas que possuem alterações nas paisagens que diminuem a capacidade de permanência da espécie no local. Por outro lado, paisagens alteradas pela ação humana podem permitir a persistência de espécies quando apresentam maior quantidade de cobertura florestal e/ou conectividade entre manchas de hábitat (Declerck et al. 2010; Melo et al. 2013). Assim, a sensibilidade das espécies aos impactos e sua capacidade de adaptação podem determinar essa persistência de acordo com a maneira com que diferentes espécies percebem a paisagem. Esses dois componentes da vulnerabilidade de uma espécie a alterações ambientais (Foden et al. 2013), são usualmente considerados mais difíceis de ser estimados, exatamente por dependerem de características de cada espécie. No entanto, alguns avanços importantes vieram da capacidade de incorporar a sensibilidade das espécies às alterações na escala da paisagem através da análise de dados empírico de ocupância em diferentes paisagens com uma variação conspícua da quantidade de habitat (Mendes and De Marco 2017). Assim, a incorporação de efeitos em diferentes escalas espaciais pode ser uma abordagem eficiente para prever não apenas uma distribuição mais realista de uma espécie, mas também tornam aparentes os efeitos da perda de habitat e os riscos à conservação da espécie (Cord & Rodder 2011).

Muitas espécies neotropicais, incluindo grandes mamíferos herbívoros, possuem amplas áreas de vida, baixa densidade populacional e longo período de gestação (Garcia et al. 2012; Pukazhenth et al. 2013), e são, conseqüentemente, sensíveis tanto a mudanças no clima, como a mudanças na estrutura da paisagem (Brady et al. 2011; Cordeiro et al. 2015). A família de mamíferos *Tapiridae* possui espécies com essas características (Pukazhenth et al. 2013), a qual é representada por quatro espécies do gênero *Tapirus*, que ocorrem tanto na América central e do sul como no sudeste asiático (Nowak & Walker 1999). A anta-brasileira (*Tapirus terrestris*, Linnaeus, 1758) é uma das espécies que ocorrem na América do sul, e pode ser um organismo modelo adequado para estudos com o objetivo de identificar como espécies de mamíferos respondem ao ambiente em diferentes escalas espaciais. A anta possui área de vida de até aproximadamente 200 hectares e ocorre em diversos ambientes, geralmente associados a fontes de água. A espécie atua como eficiente dispersora de sementes, incluindo grandes sementes que não podem ser dispersas via endozoocoria por outras espécies (Barcelos 2013), e pode contribuir para a restauração de ambientes degradados (Paolucci et al. 2019). Deste modo, a anta é considerada uma “espécie de paisagem”, termo empregado com base nos requerimentos de grandes áreas para sobrevivência e importantes funções ecológicas que desempenham na paisagem (Coppolillo et al. 2004). Apesar de possuir características-chave para a manutenção do ecossistema, a anta-brasileira está classificada pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) e pelo Ministério do Meio Ambiente (2018) como Vulnerável, e Em Perigo na lista regional para a Mata Atlântica (Medici et al. 2012, 2018). A perda de hábitat tem reduzido e isolado suas populações, diminuindo sua capacidade de responder a mudanças ambientais em longo prazo (Garcia et al. 2012). Em um cenário de mudanças climáticas, por exemplo, áreas adequadas atualmente podem não coincidir com as áreas adequadas no futuro (Walther et al. 2002; Anderson 2013). Conseqüentemente, a espécie precisaria se adaptar ao novo clima, ou migrar para as novas áreas (Peterson et al. 2019), processo que seria dependente de características das paisagens que permitissem sua movimentação (Anderson 2013).

A Mata Atlântica brasileira é um dos exemplos dentre uma grande quantidade de sistemas com alto nível de antropização e presença humana (Myers et al. 2000; Ribeiro et al. 2009; Haddad et al. 2015). Um desafio importante para a biologia da conservação atual é compreender os padrões de ocorrência das espécies ao longo desse tipo de

paisagem (Chazdon et al. 2009), o que permitiria identificar estratégias para a conservação mais realista, principalmente em áreas que não estão sob o sistema oficial de proteção (Anand et al. 2010; Athreya et al. 2013; Franklin & Lindenmayer 2009; Galetti et al. 2009). Diante da exposição da anta-brasileira aos efeitos das atividades antrópicas na Mata Atlântica, ela se torna um excelente modelo para entender como a estrutura da paisagem está inserida no contexto da adequabilidade climática em escalas macroecológicas. Essa característica permite avaliar como essas análises podem influir em ações para conservação dessa espécie (Cordeiro et al. 2015). Nesse trabalho buscamos desenvolver uma abordagem de integração entre modelos considerando o efeito do clima na escala macroecológica, bem como o efeito da quantidade de hábitat na escala da paisagem de a partir da abordagem de Mendes e De Marco (2017). Isso permitirá identificar áreas adequadas em diferentes cenários de paisagens com alterações ambientais na Mata Atlântica brasileira, e com isso contribuir para uma análise de sua conservação nesse bioma.

MÉTODOS

Visão geral

Em um primeiro passo, utilizamos dados disponibilizados no Data paper Atlantic-Camtraps: a dataset of medium and large terrestrial mammals communities in the Atlantic Forest of South America (Lima et al. 2017). A partir desses dados, filtramos as informações disponíveis para a anta-brasileira, as quais foram os pontos de ocorrência da espécie, a quantidade de registros independentes em cada ponto, representando nossa variável resposta, o esforço amostral utilizado para a obtenção dos registros, bem como o ano desses registros. Utilizamos os pontos de ocorrência para extrair a quantidade de hábitat na paisagem, um de nossos preditores para o ajuste dos modelos, medindo-a em diferentes resoluções para encontrar a escala de efeito para a espécie.

Em um segundo passo, utilizamos a modelagem de nicho ecológico (ENM, na língua inglesa *Ecological Niche Modeling*) para identificar áreas com adequabilidade climática para a ocorrência da anta. Utilizamos variáveis bioclimáticas e pontos de ocorrência em toda sua área de distribuição, permitindo um recorte para a região da

Mata Atlântica. Como segundo preditor do modelo integrado, utilizamos os valores de adequabilidade estimados pelo ENM nos pontos de ocorrência das paisagens.

Finalmente, o terceiro passo corresponde aos ajustes de Modelos Lineares Generalizados (GLM da língua inglesa *Generalized Linear Models*) com o número de registros da anta-brasileira em função dos preditores nas escalas macroecológica e da paisagem, sendo o último avaliado em diferentes resoluções para encontrar a escala de efeito. Para projetar no espaço a adequabilidade do modelo integrado, aplicamos a equação do modelo ajustado aos mapas de preditores (adequabilidade climática e quantidade de hábitat).

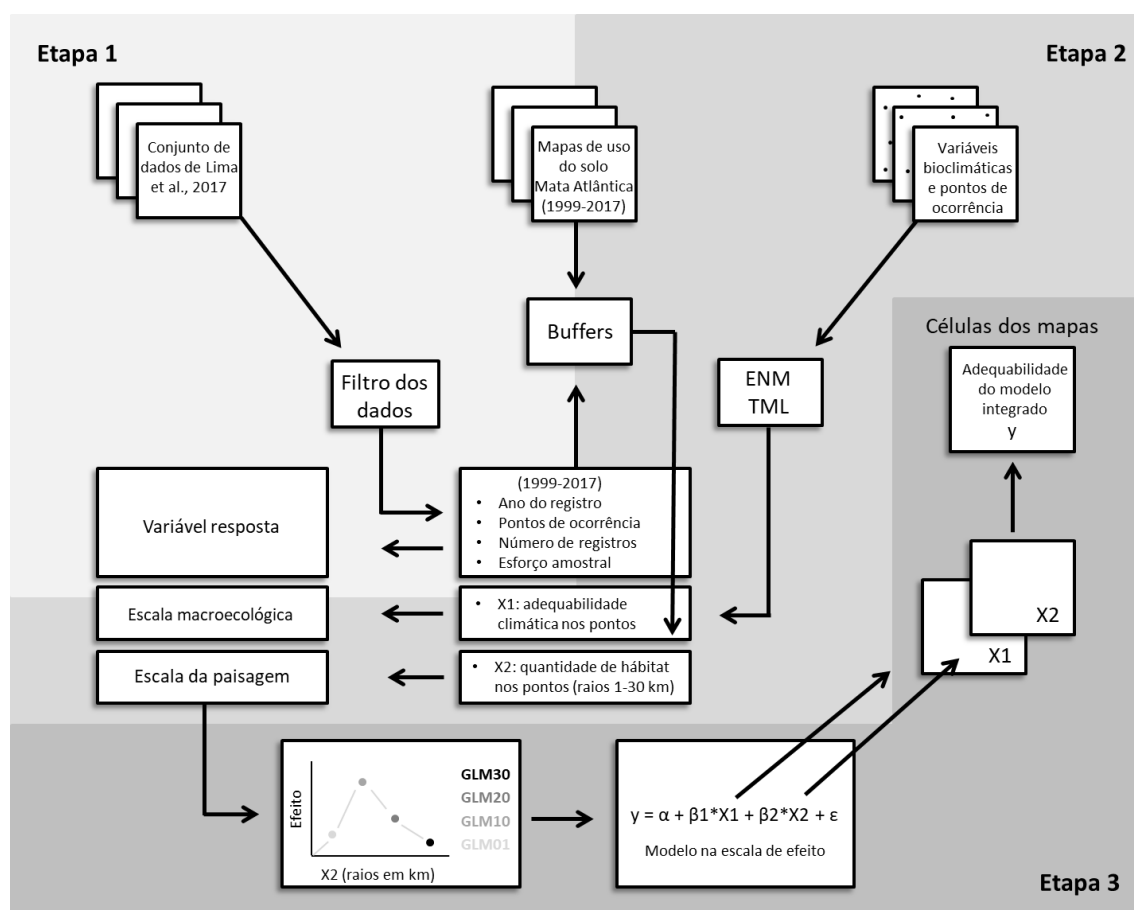


Figura 1. Modelo conceitual apresentando os passos utilizados para integrar efeitos de variáveis em duas escalas distintas e estimar a adequabilidade ambiental para a anta-brasileira. (1) Obtivemos registros da espécie e a quantidade de hábitat na escala da paisagem para identificar as relações da espécie com as variáveis da paisagem na escala de efeito; (2) utilizamos modelos de nicho ecológico (ENM) para encontrar áreas com adequabilidade climática em escala macroecológica; e (3) ajustamos modelos lineares generalizados com os preditores em escala macroecológica e da escala da paisagem para

projetar no espaço a adequabilidade do modelo integrado por meio da equação do modelo ajustado.

Modelos na escala da paisagem

Obtenção dos registros da anta-brasileira

Utilizamos o conjunto de dados das comunidades de mamíferos de médio e grande porte da Mata-Atlântica brasileira, disponibilizado pelo trabalho de Lima e colaboradores (2017). Os dados são referentes a 170 pesquisas em 144 áreas distribuídas ao longo da Mata-Atlântica, realizadas por 74 estudos que utilizaram armadilhas fotográficas como método para amostragem das espécies. Os estudos foram realizados entre os anos de 1999 e 2017, e contém 53.438 registros independentes de 83 espécies de mamíferos, entre os quais, 2.723 são da anta-brasileira e estão distribuídos em 38 pesquisas.

Os dados estão organizados em cinco planilhas com informações referentes às espécies que foram registradas, às pesquisas que foram realizadas, aos locais de cada pesquisa, aos estudos que possibilitaram as pesquisas, e aos registros obtidos. Todas as planilhas e as informações referentes aos dados foram disponibilizadas pelos autores (disponíveis em <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ecy.1998/supinfo>). Fizemos um cuidadoso processo de filtragem desses dados, a fim de selecionar as coordenadas geográficas, o número de registros em locais com a presença da espécie, o ano em que foram realizados os estudos, e o esforço amostral. Após a filtragem dos dados, encontramos 31 locais com o número de registros independentes da anta-brasileira e os valores de esforço amostral (Apêndice A).

Algumas vantagens de utilizar esse conjunto de dados podem ser destacadas, como a inclusão de registros não publicados, obtidos diretamente com a rede dos pesquisadores que trabalham com o grupo na Mata-Atlântica. Além disso, a independência dos registros foi definida por meio de intervalos de tempo que indivíduos podem permanecer por um longo período de tempo em frente às armadilhas fotográficas. Ainda, existe a informação do esforço amostral que permite controlar o número de registros pelo período de amostragem em cada local.

Obtenção das variáveis da paisagem

Obtivemos as informações que descrevem a paisagem por meio de mapas de uso do solo da Mata Atlântica disponibilizados pela plataforma do MapBiomas (mapbiomas.org). O MapBiomas possui uma série histórica de mapas desde 1985 até 2018 com dados anuais de uso e cobertura do solo para todos os biomas brasileiros. Imagens com todas as sete bandas espectrais do satélite Landsat com 30 metros de resolução são classificadas pelo algoritmo *Random Forest*, o qual é baseado em aprendizado de máquina. A classificação é então submetida a uma análise de acurácia por meio de amostras de píxeis, cujo tamanho da amostra é determinado por técnicas estatísticas. A metodologia detalhada para a classificação do uso e cobertura do solo utilizada na plataforma pode ser acessada via endereço eletrônico <https://mapbiomas.org/atbd---entenda-cada-etapa>.

Cada um dos pontos de ocorrência com a informação da quantidade de registros da anta-brasileira do artigo de Lima e colaboradores (2017) apresenta o ano em que esses dados foram coletados, em uma série temporal de 1999 até 2017. Assim, a partir das coordenadas geográficas referentes aos dados de registro da espécie, calculamos a quantidade de vegetação nativa no mapa do MapBiomas referente ao ano de coleta. Dessa forma tivemos o cuidado de considerar a variação temporal da quantidade de habitat devido a remoção da vegetação nativa do bioma em relação à variação no ano de coleta dos dados da espécie. O cálculo foi realizado por meio de buffers com raios de 1 até 30 km a partir de cada ponto de ocorrência (Apêndice A). As classes de uso do solo foram utilizadas de acordo com os tipos de habitat utilizados pela espécie, as quais foram formações florestais (Vidolin et al. 2008; Medici et al. 2012), formação savânica (Bodmer & Brooks 1997), mangue (Jordan et al. 2010), formação natural não florestal, área úmida natural não florestal e formação campestre (Bodmer & Brooks 1997; Nowak & Walker 1999).

Procedimentos analíticos

As relações entre variáveis ambientais e a ocorrência das espécies são influenciadas por diferentes fatores como o tamanho corporal das espécies, e as variáveis da paisagem que foram selecionadas para o estudo (Miguet et al. 2016). Dentro desse contexto, precisamos mensurar as variáveis em uma escala espacial que otimiza a predição da resposta da espécie, denominada de escala de efeito (Jackson & Fahrig 2012; Jackson & Fahrig 2015). Utilizamos como indicador que maximiza a

resposta o pseudo- R^2 , que é baseado na diferença do total de desvios com a razão entre os desvios do modelo apenas com intercepto e o modelo com os preditores (1-desvio com preditor / desvio com intercepto) (Zuur et al. 2009). Assim, realizamos os cálculos da quantidade de vegetação nativa em raios de um até 30 quilômetros, partindo de cada coordenada dos locais de registro e aumentando o raio a cada 500 metros. Acreditamos que esta amplitude de extensões é adequada para identificar a escala de efeito para a anta-brasileira, devido à extensa área de vida da espécie e sua capacidade de movimento ao longo da paisagem (Medici 2010). Além disso, essas extensões incluem áreas correspondentes ao território de um indivíduo e alcança tamanhos de área acima da distância de dispersão da espécie, permitindo que a relação seja estimada em uma escala de efeito adequada (Jackson & Fahrig 2015).

Adequabilidade climática a partir dos modelos de nicho ecológico (ENM)

Obtenção dos registros de ocorrência

Obtivemos as coordenadas geográficas dos registros de ocorrência por meio de uma base de dados de espécies ameaçadas de extinção do Instituto Chico Mendes para a Conservação da Biodiversidade (ICMBio) referente ao ano de 2014. Para a formação da base de dados com os registros das espécies, foram realizadas buscas na literatura, por meio das plataformas *ISI web of Knowledge*, *Google Acadêmico*, *Scopus* e *Global Biodiversity & Information Facility* (GBIF). Além disso, foi realizada uma avaliação dos dados para a remoção de coordenadas imprecisas, como coordenadas com algum erro de latitude e/ou longitude e/ou localizadas fora do continente. A partir dessa base de dados de ocorrência das espécies ameaçadas de extinção, selecionamos as coordenadas geográficas dos registros de *T. terrestris*.

Obtenção das variáveis ambientais

Utilizamos 19 variáveis bioclimáticas disponibilizadas na plataforma *WorldClim Version 2*, com a resolução de aproximadamente 9.25 km (disponível em www.worldclim.org/version2) estendendo-se por toda a região neotropical. As variáveis são derivadas da temperatura e precipitação mensal entre os anos de 1970 e 2000 (Fick and Hijmans 2017). No entanto, elas apresentam alta colinearidade o que pode diminuir o poder preditivo dos modelos (De Marco and Nóbrega 2018). Para evitar esse

problema utilizamos os escores de uma análise de componentes principais (PCA da língua inglesa *Principal Component Analysis*) nos modelos ao invés das variáveis originais. A PCA é uma análise multivariada que utiliza os autovalores da matriz de covariância das variáveis bioclimáticas, formando novos eixos ortogonais ordenados de maneira decrescente de acordo com a quantidade retida da variância dos dados (Manly 1994). Deste modo, selecionamos os seis primeiros eixos, os quais acumularam 96.13% da variância ambiental total na extensão estudada (Apêndice B).

Procedimentos de modelagem

Utilizamos os algoritmos *Random Forest* (RF), *Support Vector Machine* (SVM), Máxima Entropia (Maxent) e de Processos Gaussianos (GAU) para obter as predições das áreas com adequabilidade climática. O algoritmo RF é baseado na criação e combinação de árvores de decisão utilizando um subconjunto aleatório dos preditores para obter as estimativas (Prasad et al. 2006). O SVM utiliza os registros de presença para encontrar um hiperplano que maximiza a separação dos dados de presença das pseudo-ausências (Guo et al. 2005). Maxent é baseado no princípio da máxima entropia, que utiliza a distribuição de probabilidades mais uniforme baseado no que é conhecido dos registros de presença e dos preditores ambientais (Phillips et al. 2017; Phillips et al. 2004). O GAU assume que os preditores possuem distribuição normal, com média μ e variância α^2 , e utiliza uma função de covariância para encontrar a similaridade dos preditores entre diferentes pontos de ocorrência, fazendo interpolações a partir dos dados observados (Golding & Purse 2016). Esses algoritmos são considerados eficientes em prever a adequabilidade climática das espécies em várias avaliações

Os algoritmos necessitam de registros de ausência das espécies para o ajuste dos modelos. No entanto, ausências verdadeiras são raras devido a possíveis falhas de detecção dos indivíduos em locais onde a espécie pode estar presente. Uma alternativa para substituir os registros de ausência é a criação de pseudo-ausências em locais que são considerados inadequados para a espécie. Assim, criamos as pseudo-ausências alocando pontos por meio de restrições ambientais geradas por um modelo de envelope bioclimático, mantendo a proporção de 1:1 com os registros de presença (Barbet-Massin et al. 2012). No entanto, as pseudo-ausências influenciam no poder de predição dos algoritmos (Chefaoui & Lobo 2008; Wisz & Guisan 2009; Lobo & Tognelli 2011), e, portanto, é importante definir a extensão da área para a qual será ajustado o modelo de

adequabilidade. A escolha da extensão do ajuste dos modelos para a região neotropical foi feita visando considerarmos que ela representa toda a área acessível para a espécie, se considerarmos eventos de dispersão ao longo do tempo (Barve et al. 2011). Para avaliar a capacidade de predição de cada algoritmo, utilizamos a métrica TSS (da língua inglesa *True Skill Statistics*) (Allouche et al. 2006). Finalmente, para diminuir as incertezas geradas nos modelos, utilizamos um consenso entre as áreas adequadas preditas por cada algoritmo. Produzimos o modelo consenso como a média dos modelos que apresentaram valores de TSS maiores do que a média entre os modelos (Velazco et al. 2019). Todos os procedimentos de modelagem foram realizados utilizando o pacote ENMTML do software R (Andrade et al. 2020).

Integração entre os modelos

Os dados presentes em Lima e colaboradores (2017) não apresentam uma estimativa direta da densidade da Anta nas paisagens. Nós buscamos identificar, nas variáveis disponíveis um representante apropriado da densidade para os nossos objetivos. Para tratar os dados dessa maneira, podemos partir do pressuposto de que a variação na detecção de uma espécie é uma função de sua abundância em determinado local (Royle & Nichols 2003). Em locais com maiores taxas de detecção da espécie (número de registros independentes), podemos esperar também uma densidade maior. Assim, utilizamos o número de registros independentes obtido do trabalho de Lima e colaboradores (2017) como uma variável resposta, a qual pode representar a densidade da anta-brasileira na paisagem. Os dados de esforço amostral correspondem ao produto do número de armadilhas fotográficas pelas unidades amostrais e pelos dias de pesquisa. Assim, podemos controlar o número de registros independentes considerando o esforço amostral utilizado em cada local. Para isso, ajustamos modelos lineares generalizados (GLM da língua inglesa *Generalized Linear Models*) incluindo o esforço como uma covariável no modelo. Devido à variável resposta consistir do número de registros, um conjunto de números naturais inteiros, utilizamos a família exponencial de distribuição de Poisson com função de ligação logarítmica no GLM.

Projetando a predição do modelo integrado

Para produzir uma predição integrada nas duas escalas é necessário que os dados básicos de entrada do modelo (quantidade de habitat derivado do mapa de uso de solo e o mapa de adequabilidade climática) estejam com resolução igual à escala de efeito encontrada no estudo. Nós fizemos isso criando uma máscara com células do tamanho da escala de efeito encontrada e calculando os valores médios das células cujos centróides pertencem às células na máscara, para os dois mapas de entrada. A partir desses mapas com resolução ajustada, fizemos a projeção das áreas adequadas para a anta-brasileira no espaço geográfico utilizando os coeficientes dos modelos ajustados, e os conjuntos de valores das células de cada mapa nós utilizamos como os vetores de variáveis preditoras. Para fins de comparação entre o modelo integrado e o modelo apenas com adequabilidade climática, utilizamos correlações entre as predições de cada um dos modelos e os valores observados.

RESULTADOS

Determinação da escala de efeito

O conjunto de pseudo- R^2 obtido nos modelos ajustados nas diferentes escalas espaciais variou de 0.22 a 0.30, sendo que o maior valor foi encontrado com a quantidade de habitat mensurada em um raio de 9 km a partir do centro de cada paisagem (Figura 2). Os resíduos do modelo ajustado nessa escala também são apresentados na figura 2.

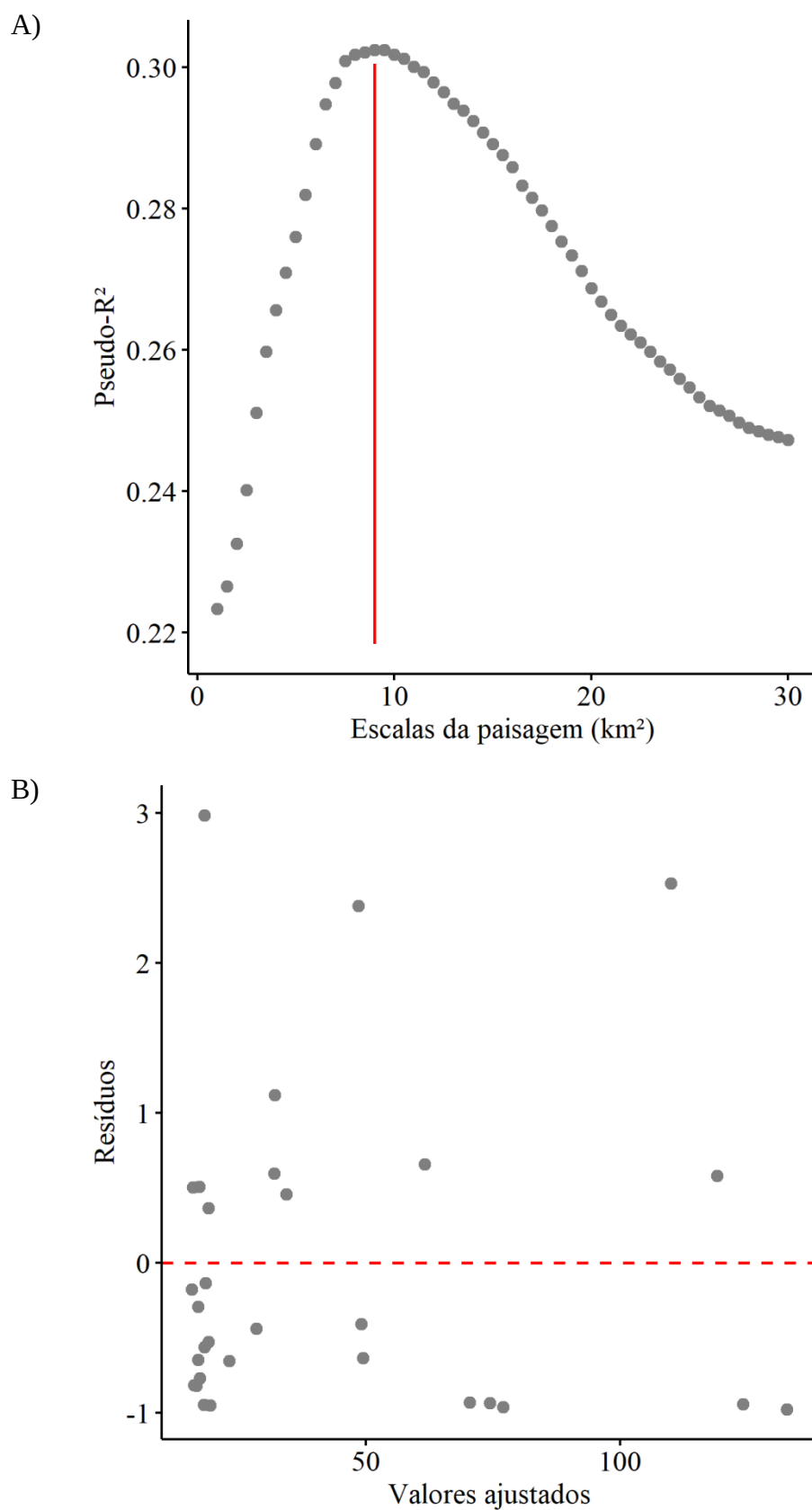


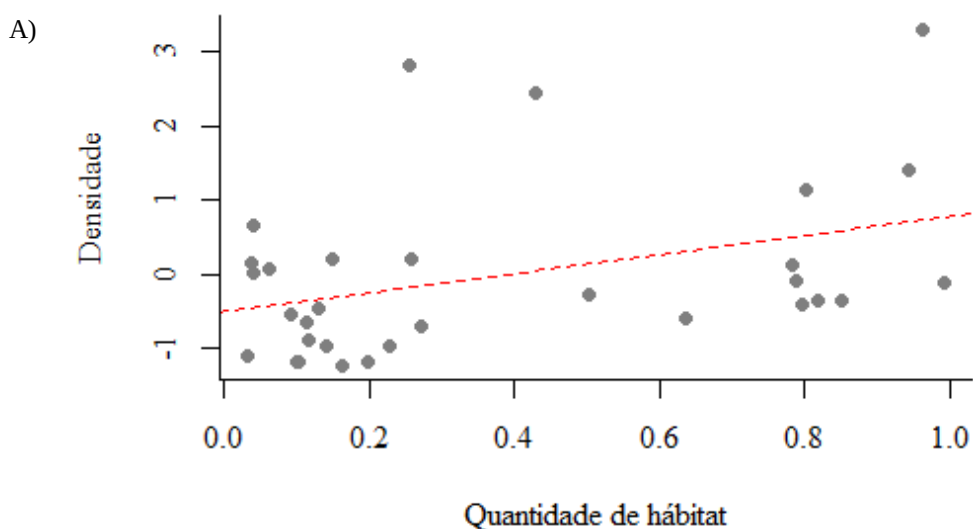
Figura 2. Análise da escala de efeito para a densidade de Anta (A) e diagnóstico dos resíduos em relação aos valores ajustados para o modelo com melhor ajuste (B).

Adequabilidade ao nível da paisagem

Nós detectamos sobredispersão no GLM e, portanto, utilizamos o modelo quasi-Poisson que estimou o parâmetro de dispersão ($\theta = 68.2$) corrigindo os erros padrão das estimativas por meio do produto da dispersão e da média. Assim, o número de registros foi maior em locais com alta quantidade de hábitat, sendo essa a única variável com importância no modelo. (Tabela 2; Figura 3). A figura 4 apresenta o mapa da proporção de hábitat nas paisagens da Mata-Atlântica.

Tabela 2. Modelo da densidade (número de registros) da anta-brasileira em relação as variáveis nas escalas macroecológica e da paisagem, controlando pelo esforço amostral, já na escala de efeito para a espécie. São apresentados os coeficientes para o intercepto e para os efeitos de cada variável preditora, os seus respectivos erros padrão. Na análise de desvios a primeira coluna corresponde aos desvios explicados por cada variável, GL são os graus de liberdade, e p é a probabilidade associada ao teste de χ^2 .

	Coeficientes do modelo		Análise de Desvio		
	Estimativa	Erro padrão	Desvio	GL	p -valor
Intercepto	3.63270	1.27192		30	
Esforço amostral	0.00015	0.00011	177.8	28	0.106
Quantidade de Hábitat	1.32317	0.73897	543.8	29	0.004
Adequabilidade Ambiental	-1.29236	1.66718	41.7	27	0.433



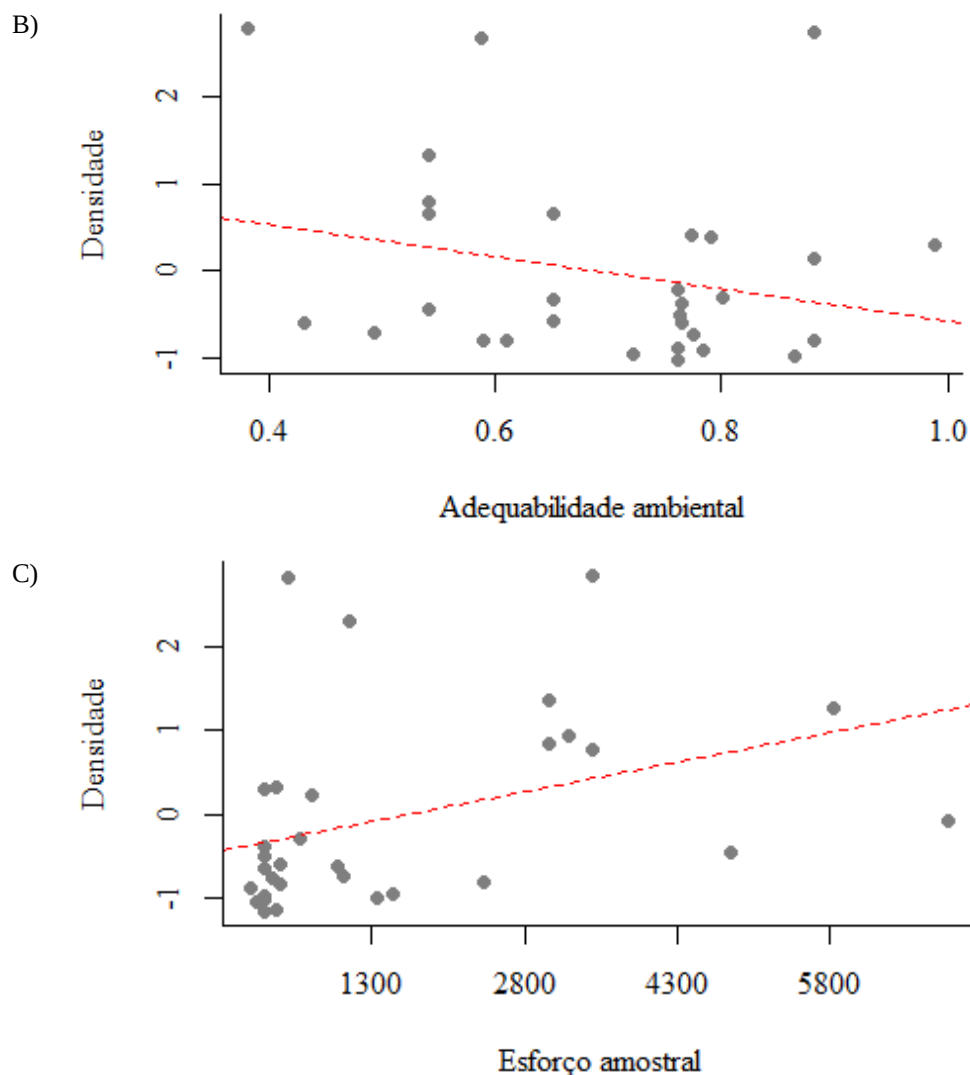


Figura 3. Relações parciais entre cada preditor e a densidade dado o efeito de todos os preditores. Densidade da anta em função dos efeitos da paisagem (A; Quantidade de Habitat), efeitos macroecológicos (B; Adequabilidade ambiental), e controlando pelo esforço amostral (C).

Adequabilidade climática a partir dos modelos de nicho ecológico (ENM)

Os algoritmos utilizados para fazer o consenso foram apenas o SVM e RDF, por apresentarem valores de TSS acima da média de todos os algoritmos (Tabela 1). Esses modelos e o consenso gerado por eles apresentaram valores de TSS sempre acima de 0.5, podendo ser considerados bons modelos (Tabela 1). Aproximadamente 46% da área da Mata-Atlântica apresentou alta adequabilidade climática (valores ≥ 0.7) para a anta-brasileira. Tais áreas ficaram concentradas nas regiões sudeste, sul e parte do centro-

oeste do país, enquanto a região nordeste apresentou os menores valores de adequabilidade (Figura 4 (A)).

Tabela 1. Valores de TSS para todos os algoritmos utilizados e para o consenso. Valores em negrito correspondem aos algoritmos que apresentaram TSS acima da média (destacada em cinza) de todos os modelos.

Algoritmo	TSS
MXS	0.3547
SVM	0.5872
RDF	1.0000
GAM	0.4709
GAU	0.4767
Média	0.5779
Consenso	0.8081

Projeção das respostas nas duas escalas

A escala de efeito obtida no modelo (raio = 9 km) corresponde ao dobro do tamanho aproximado da célula do mapa de adequabilidade climática. Não há correlação entre os valores preditos pelo modelo quando incluímos apenas o efeito de adequabilidade com os valores observados de densidade na Mata-Atlântica ($r = -0.228$; $t = -1.264$; $gl = 29$; $p = 0.216$). Já o modelo integrado, considerando tanto a adequabilidade climática como o efeito da paisagem apresentou correlação positiva com a densidade observada ($r = 0.434$; $t = 2.599$; $gl = 29$; $p = 0.014$).

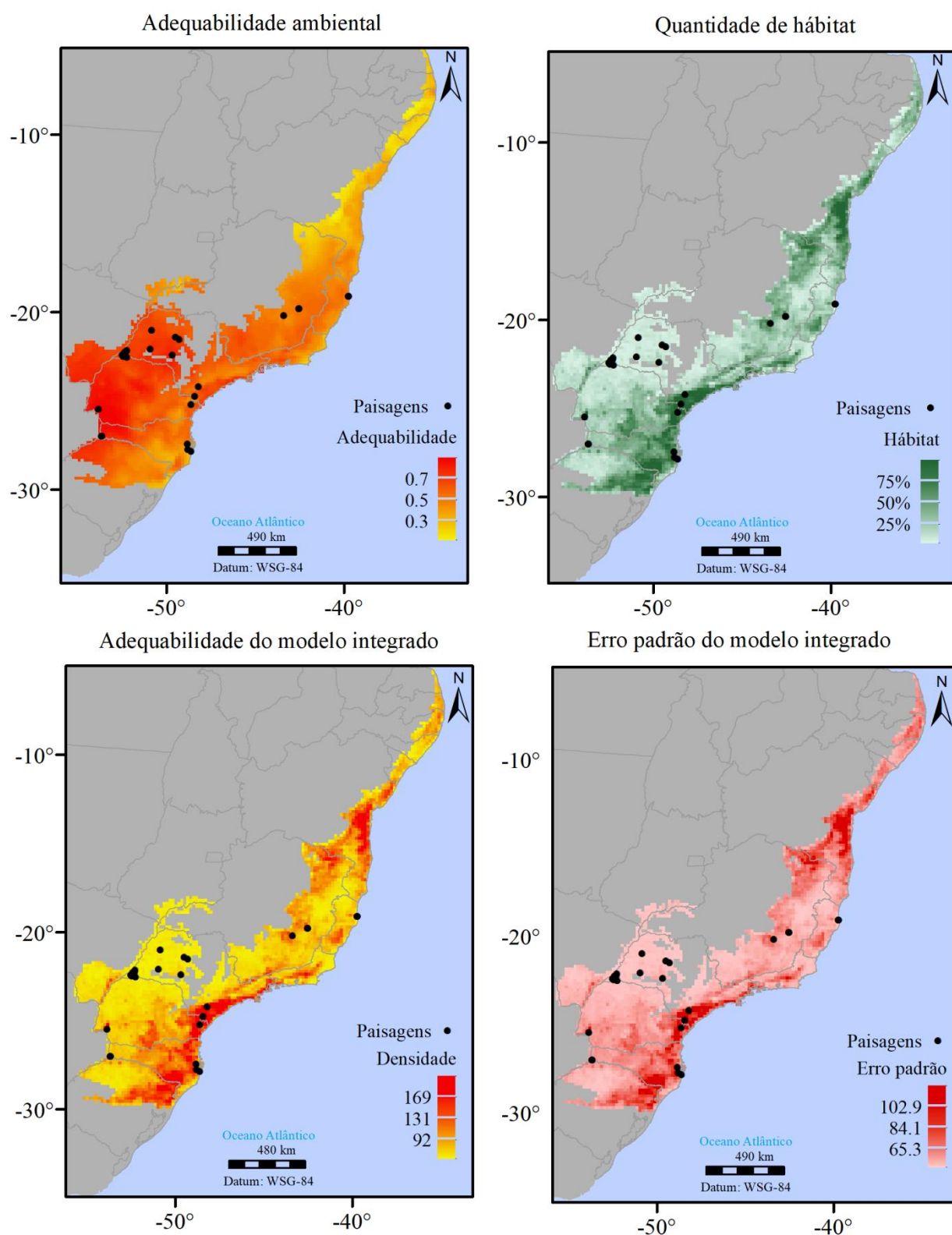


Figura 4. Mapa de adequabilidade climática (A); mapa com a proporção da quantidade de hábitat para a Mata-Atlântica (B); mapa da projeção do modelo integrado com o efeito do clima e da quantidade de hábitat (C); e mapa com os erros padrão das estimativas (D).

DISCUSSÃO

Escala de efeito

Existe apoio teórico na literatura para uma dependência entre a escala de efeito e traços ecológicos das espécies (Jenkins et al. 2007; Jackson and Fahrig 2012; Ricci et al. 2013). Apesar disso, estudos empíricos ainda apresentam resultados inconclusivos para essa relação devido a incompletude das estimativas empíricas da escala de efeito (Jackson and Fahrig 2014). A escala de efeito obtida em nosso modelo (9 km x 9 km) corresponde a um valor um pouco acima da média de áreas de vida da espécie na Mata-Atlântica, de aproximadamente 5 km² e em outras áreas de ocorrência, de até 3 km² (Noss et al. 2003). No entanto, a escala ficou próxima de valores máximos de movimentação registrados para a espécie ao longo da paisagem, de até 13 km (Tobler 2008), os quais podem ser maiores em áreas fragmentadas devido à necessidade de atravessar matrizes antrópicas (Medici 2010). Esse é o caso da maioria das paisagens ao longo da Mata-Atlântica, as quais são compostas principalmente por pequenos remanescentes da vegetação original (Haddad et al. 2015). De um ponto de vista teórico, podemos considerar que a escala de efeito observada para a densidade em uma espécie emerge dos efeitos observados da quantidade de habitat sobre o acesso de recursos dentro da área de vida de cada indivíduo. Assim, considerando o contexto ambiental atuando sobre a escala de efeito (Jackson & Fahrig 2015), é preciso considerar que esses valores podem se alterar no futuro em consequência de um aumento da perda de habitat. Talvez, ainda mais importante para a compreensão dos processos que afetam a dinâmica populacional da anta em uma região tão grande quanto a Mata Atlântica, essa dependência sugere que os nossos resultados devam ser considerados como uma estimativa média. Portanto, ela pode variar em diferentes áreas do sistema em decorrência da distância entre fragmentos. Essa interpretação é pelo menos parcialmente suportada pelo tamanho dos resíduos ao redor dos valores estimados para o melhor modelo ajustado (veja figura 2).

Nosso resultado está de acordo com a concepção da anta-brasileira como uma espécie de paisagem (Coppolillo et al. 2004b; O'Farril et al. 2013; Giombini et al. 2016) e nos permite argumentar que as alterações dentro do raio de até 9 km na área de vida desses indivíduos podem ter efeito em sua sobrevivência e, consequentemente, na

densidade da espécie no local. Este resultado deve ser considerado uma síntese importante e deve ser utilizado como um suporte para o desenvolvimento de ações para sua conservação. Por exemplo, as áreas de amortecimento em unidades de conservação são usualmente criadas de forma arbitrárias ou baseadas na experiência dos gestores (Alexandre et al. 2010; Perelló et al. 2012; Lima and Ranieri 2017). Nosso resultado oferece um critério empírico com embasamento teórico sugerindo que uma distância de até 9 km no entorno das unidades de conservação deve ser considerada como zona de amortecimento para evitar impactos negativos na população da anta-brasileira nessas áreas. Além disso, considerando relações alométricas entre o tamanho corporal de mamíferos, o tamanho do território e a distância de movimentação (Hendriks et al. 2009), a anta pode ser considerada um dos organismos com maior escala de efeito na Mata Atlântica. Dessa maneira, a espécie deve servir de modelo geral em análises das zonas de amortecimento em unidades de conservação. Essa informação objetiva sobre a escala de efeito é apenas um exemplo, e ela pode e deve ser usada em várias outras ações práticas ligadas à conservação dessa espécie.

Dos dados disponíveis para a anta-brasileira no trabalho de Lima e colaboradores (2017), nós utilizamos o número de registros independentes como um indicador de densidade porque não havia uma estimativa de densidade explícita. Uma forma de refinar os resultados aqui obtidos foi ponderar esse número de registros pelo esforço amostral utilizado em cada estudo reportado no artigo, como exposto na seção de métodos. No entanto, uma limitação que permaneceu ao longo de nossas análises, e que precisamos deixar claro para a interpretação dos resultados, é a falta de padronização da independência dos registros. Existe uma variação de tempo no qual os autores dos artigos utilizados por Lima e colaboradores definiram como registros independentes, que abrangem desde intervalos de 5 minutos (Kasper et al. 2007) até 24 horas entre os registros (Beca et al. 2016). Esse ponto pode ser relevante e pode ser desenvolvido à medida que as bases de dados sobre essa espécie melhorem no futuro.

Modelo integrado e o efeito da quantidade de hábitat

Nosso modelo mostrou um efeito positivo para a quantidade de habitat, mas não mostrou o efeito do clima sobre o nosso indicador de densidade local de anta-brasileira. Por essa razão, ao integrar o efeito da quantidade de hábitat e do clima, as projeções

refletem basicamente a distribuição da quantidade de hábitat no bioma. Isso nos indica um melhor poder preditivo quando incluímos o efeito da escala da paisagem. Esse padrão pode ser observado em outros estudos nos quais foram incluídas variáveis bióticas, como interações entre espécies e cobertura e uso do solo, as quais apresentaram efeitos maiores do que o efeito das variáveis abióticas (Araújo et al. 2014; Heikkinen et al. 2007; Meier et al. 2010).

Durante a história evolutiva a linhagem da anta-brasileira persistiu diante de grandes mudanças climáticas (Macfadden 2000). Além disso, existe uma variação altitudinal ampla na ocorrência das espécies atuais do gênero *Tapirus*. Essa variação ocorre tanto entre as espécies, com a anta-da-montanha (*Tapirus pinchaque*, Roulin 1829) ocorrendo em áreas de altitudes entre 1400 e 4700 metros (Downer 1996), como dentro de espécies, a anta-centro-americana (*Tapirus bairdii*,), que ocorre do nível do mar até 3620 metros (Garcia 2016), e a anta-brasileira que possui registros em até 1800 metros (Bornschein et al. 2012). Isso pode indicar uma grande tolerância ao clima que justifica a ausência de efeito da escala macroecológica em nosso modelo. Desse modo, o clima poderia determinar os limites mais amplos da distribuição da espécie em condições muito extremas nas quais tornasse sua persistência inviável (Cahill et al. 2014). Partindo dessa possível explicação, os limites da Mata-Atlântica não apresentam essas condições extremas, pois a área de ocorrência da anta-brasileira abrange áreas além dos limites do bioma (Padilla and Dowler 1994), com a exceção da região nordeste, a qual não apresenta registros recentes da espécie (Medici et al. 2018).

Uma maneira da espécie lidar com a variação climática pode ser descrita, em parte, como a capacidade dos indivíduos variarem a dieta de acordo a disponibilidade sazonal de recursos (Chalukian et al. 2013). Isso pode aumentar a chance de sobrevivência dos indivíduos diante de distúrbios ambientais. Como consequência disso, é possível que a amplitude de condições climáticas que pode ser tolerada pela anta-brasileira precise ser entendida também de forma integrada a esses efeitos em escalas mais finas. Da mesma forma, é possível que escolha de habitats ou alterações de preferência de uso desses habitats também representem formas de adaptação a mudanças climáticas. Considerando as características de flexibilidade comportamental da Anta, essas habilidades podem afetar sua resposta a essas mudanças. Em todos esses casos, as reduções de hábitat florestal podem afetar diretamente a capacidade da espécie de adaptar às mudanças climáticas (García et al. 2012). Essa capacidade de adaptação,

no entanto, está entre os aspectos mais difíceis de estimar em populações naturais e, nesse momento, podem ser considerados apenas como cenários plausíveis que precisam ser investigados.

Inicialmente, assumimos que as variáveis climáticas afetavam a distribuição em ampla escala, mas ao encontrar a escala de efeito observamos que a paisagem possui forte efeito em uma escala semelhante à que é utilizada frequentemente para modelos que incluem o clima (De Marco et al. 2018; Velazco et al. 2019). Isso pode ser explicado pelo alto nível de fragmentação do bioma, pois nessas circunstâncias os indivíduos se movimentam maiores distâncias para encontrar recursos e precisam de maiores áreas de vida (Medici 2010). Dentro desse contexto de movimento de indivíduos, paisagens que estão fora do sistema oficial de proteção podem ser utilizadas pela espécie dependendo da quantidade de hábitat disponível (Galetti et al. 2009) e se a matriz é permeável para sua movimentação (Prugh et al. 2008). Assim, importantes estratégias para a manutenção dessa espécie ameaçada no bioma podem ser avaliadas. Por exemplo, a intensificação de áreas antrópicas já estabelecidas e, em contrapartida, a manutenção dos remanescentes nativos, pode permitir a persistência da espécie em paisagens fragmentadas (Anand et al. 2010; Melo et al. 2013).

Nossa premissa original era que teríamos resultados mais realistas sobre a distribuição de uma espécie ameaçada ao incluir o efeito de variáveis em diferentes escalas, bem como a necessidade de testar diferentes escalas espaciais de modo a encontrar aquela que maximiza a relação caso ela exista. O resultado de que a escala de paisagem teve um impacto maior e praticamente obscureceu os efeitos da escala macroecológica precisa ser encarado sob dois pontos de vista distintos. Em primeiro lugar, reforçar que muitos dos modelos que buscam avaliar a distribuição das espécies para conservação apenas utilizando técnicas de modelagem de distribuição na escala macroecológica podem representar uma visão muito incompleta dos processos envolvidos. Isso ressaltaria a necessidade de avaliá-los com uma visão mais crítica e determinar com cuidado em que situações eles devem ser utilizados. Um segundo aspecto está no fato de que a distribuição ampla da anta é um indício direto de que clima não deve ter um impacto tão efetivo na determinação de sua distribuição. Seguindo essa lógica, esperaríamos que os efeitos de clima e paisagem possam ser mais equitativos em espécies com distribuição menor, na qual limites climáticos possam ser mais efetivos excluindo a espécie de muitas áreas que ela poderia colonizar. A lógica e

aplicação dos métodos desenvolvidos nesse estudo podem ser facilmente extrapolados para outras espécies de mamíferos com dados semelhantes e, com, isso uma visão mais clara da importância relativa de clima e paisagem na distribuição atual dessas espécies poderá ser atingida. Assim, modelos integrados podem ser ajustados de maneira mais efetiva para diferentes espécies em estudos futuros. Finalmente, por meio de modelos com maior poder preditivo devido à inclusão de variáveis importantes como a quantidade de habitat, estratégias de conservação mais eficientes podem ser avaliadas no contexto da distribuição e de áreas adequadas para as espécies.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aben J, Adriaensen F, Thijs KW, et al (2012) Effects of matrix composition and configuration on forest bird movements in a fragmented Afromontane biodiversity hotspot. 15:658–668. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00562.x>
- Alexandre B, Crouzeilles R, Eduardo C, et al (2010) How Can We Estimate Buffer Zones of Protected Areas ? A Proposal Using Biological Data. 8:165–170. <https://doi.org/10.4322/natcon.00802010>
- Allouche O, Tsoar A, Kadmon R (2006) Assessing the accuracy of species distribution models : prevalence , kappa and the true skill statistic (TSS). 1223–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- Anand MO, Krishnaswamy J, Kumar A, Bali A (2010) Sustaining biodiversity conservation in human-modified landscapes in the Western Ghats : Remnant forests matter. Biol Conserv doi:10.101: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.01.013>
- Anderson RP (2013) A framework for using niche models to estimate impacts of climate change on species distributions. Ann N Y Acad Sci 1297:8–28. <https://doi.org/10.1111/nyas.12264>
- Andrade A De, Jos S, Marco P De (2020) ENMTML : An R package for a straightforward construction of complex ecological niche models. 125:. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.104615>
- Araújo CB, Marcondes-Machado LO, Costa GC (2014) The importance of biotic interactions in species distribution models : a test of the Eltonian noise hypothesis using parrots. J Biogeogr 513–523. <https://doi.org/10.1111/jbi.12234>
- Arroyo-Rodríguez V, Fahrig L (2014) Why is a Landscape Perspective Important in Studies of Primates ? Am Jounal Primatol 909:901–909. <https://doi.org/10.1002/ajp.22282>
- Athreya V, Odden M, Linnell JDC, et al (2013) Big Cats in Our Backyards : Persistence of Large Carnivores in a Human Dominated Landscape in India. PLoS One 8:2–9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0057872>
- Bae M, Murphy CA, García-berthou E (2018) Science of the Total Environment Temperature and hydrologic alteration predict the spread of invasive Largemouth

- Bass (*Micropterus salmoides*). *Sci Total Environ* 639:58–66.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.001>
- Barbet-Massin M, Jiguet F, Albert CH, Thuiller W (2012) Selecting pseudo-absences for species distribution models: How, where and how many? *Methods Ecol Evol* 3:327–338. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00172.x>
- Barcelos AR (2013) Seed germination from lowland tapir (*Tapirus terrestris*) fecal samples collected during the dry season in the Northern Brazilian Amazon Seed germination from lowland tapir (*Tapirus terrestris*) fecal Amazon.
<https://doi.org/10.1111/1749-4877.12003>
- Barve N, Barve V, Jiménez-valverde A, et al (2011) The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecol Modell* 222file:///:/1810–1819. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011>
- Beca G, Vancine MH, Carvalho CS, et al (2016) Landscape influence on the persistence of terrestrial mammals in Atlantic Forest fragments. Dissertation
- Bodmer RE, Brooks DM (1997) Status and Action Plan of the Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) In: Status Survey and Conservation Action Plan: Tapirs.
- Bornschein MR, Belmonte-Lopes R, Klemann Junior L, et al (2012) The use of highlands by the Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) in the southern Brazilian Atlantic Forest O uso de áreas de grande altitude por *Tapirus terrestris*. *Neotrop Biol Conserv* 7:210–213. <https://doi.org/10.4013/nbc.2012.73.07>
- Brady MJ, Mcalpine CA, Baxter GS (2011) Matrix is important for mammals in landscapes with small amounts of native forest habitat. *Land Ecol* 26:617–628.
<https://doi.org/10.1007/s10980-011-9602-6>
- Cabeza M, Arponen A, Ja L (2010) Conservation planning with insects at three different spatial scales. *Ecography (Cop)*. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06040.x>
- Cahill AE, Aiello-lammens ME, Fisher-reid MC, et al (2014) Causes of warm-edge range limits : systematic review , proximate factors and implications for climate change. 429–442. <https://doi.org/10.1111/jbi.12231>
- Carvalho FM V, De Marco P, Ferreira LG (2009) The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biol Conserv* 142:1392–1403. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.031>
- Chalukian SC, Bustos M. , Lizarraga RL (2013) Diet of lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in El Rey National Park, Salas, Argentina. *Integr Zool* 48–56.

- <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2012.12009.x>
- Chazdon RL, Peres CA, Dent D, et al (2009) The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. *Conserv Biol* 23:1406–1417.
<https://doi.org/10.1111/J.1523-1739.2009.01338.X>
- Chefaoui RM, Lobo JM (2008) Assessing the effects of pseudo-absences on predictive distribution model performance. *Ecol Modell* 210:478–486.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.08.010>
- Cianfrani C, Le Lay G, Hirzel AH, Loy A (2010) Do habitat suitability models reliably predict the recovery areas of threatened species? *J Appl Ecol* 47:421–430
- Coppolillo P, Gomez H, Maisels F, Wallace R (2004a) Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biol Conserv*
- Coppolillo PB, Gomez H, Maisels Fi, Wallace R (2004b) Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biol Conserv* 419–430
- Cord A, Rodder D (2011) Inclusion of habitat availability in species distribution models through multi-temporal remote-sensing data ? *Ecol Appl* 21:3285–3298
- Cordeiro JLP, Fragoso JM V, Crawshaw D, Oliveira LFB (2015) Lowland tapir distribution and habitat loss in South America. *PeerJ*
- De Marco P, Nóbrega C (2018) Evaluating collinearity effects on species distribution models : An approach based on virtual species simulation. *PLoS One*
- De Marco P, Sara J, Poliana V, Caroline M (2018) Vulnerability of Cerrado threatened mammals : an integrative landscape and climate modeling approach. *Biodivers Conserv*. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1615-x>
- Declerck FAJ, Chazdon R, Holl KD, et al (2010) Biodiversity conservation in human-modified landscapes of Mesoamerica : Past , present and future. *Biol Conserv* 143:2301–2313. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.026>
- Dobrovolski R, Loyola RD, de Marco P, Diniz JAF (2011) Agricultural Expansion Can Menace Brazilian Protected Areas During the 21st Century. *Nat Conserv* 9:208–213
- Downer CC (1996) The mountain tapir, endangered “flagship” species of the high Andes. *Oryx* 30:
- Ducci L, Roscioni F, Russo MLCPAD, Frate L (2019) The role of protected areas in preserving habitat and functional connectivity for mobile flying vertebrates : the common noctule bat (*Nyctalus noctula*) in Tuscany (Italy) as a case study.

- Biodivers Conserv. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01744-5>
- Fahrig L (2001) How much habitat is enough ? *Biol Conserv* 100:65–74
- Fahrig L (2003) Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fahrig L (2017) Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se
- Fahrig L (2013) Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. *J Biogeogr* 40:1649–1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>
- Fahrig L, Merriam G (1994) Conservation of fragmented populations. *Conserv Biol* 8:50–59. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08010050.x>
- Fahrig L, Philippe H, Delsuc F, et al (2003) Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34:487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fick SE, Hijmans RJ (2017) WorldClim 2 : new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int Journal Climatol* 4315:4302–4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Foden WB, Butchart SHM, Stuart SN, et al (2013) Identifying the World ' s Most Climate Change Vulnerable Species : A Systematic Trait-Based Assessment of all Birds , Amphibians and Corals. *PLoS One* 8:. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065427>
- Forester JDF, Im HK, Rathouz PJ (2009) Accounting for animal movement in estimation of resource selection functions : sampling and data analysis. *Ecology* 90:3554–3565
- Franklin JF, Lindenmayer DB (2009) Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. *PNAS* 106:349–350
- Galetti M, Giacomini HC, Bueno RS, et al (2009) Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biol Conserv* 142:1229–1241
- Garcia MJ, Medici EP, Naranjo EJ, et al (2012) Distribution, habitat and adaptability of the genus tapirus. *Integr Zool* 7:346–355. <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2012.00317.x>
- García MJ, Medici EP, Naranjo EJ, et al (2012) Distribution , habitat and adaptability of the genus Tapirus. 346–355. <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2012.00317.x>
- Garcia M et al (2016) Tapirus bairdii , Baird â€™s Tapir. IUCN Red List Threat Species Version 20122 8235:

- Giombini MI, Bravo SP, Tosto DS (2016) The key role of the largest extant Neotropical frugivore (*Tapirus terrestris*) in promoting admixture of plant genotypes across the landscape. *Biotropica* 48:499–508
- Golding N, Purse B V (2016) Fast and flexible Bayesian species distribution modelling using Gaussian processes. 598–608. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12523>
- Goodwin B, Fahrig L (2002) How does landscape structure influence landscape connectivity? *Oikos* 3:552–570. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.11824.x>
- Guisan A, Thuiller W (2005) Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecol Lett* 8:993–1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Guo QH, Kelly M, Graham CH (2005) Support vector machines for predicting distribution of sudden oak death in California. *Ecol Modell* 182:75–90
- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, et al (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth ' s ecosystems. *Science* (80-) 1–10
- Harms TM, Murphy KT, Lyu X, et al (2017) Using landscape habitat associations to prioritize areas of conservation action for terrestrial birds. *PLoS One* 1–21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0173041>
- Heikkinen RK, Luoto M, Virkkala R, et al (2007) Biotic interactions improve prediction of boreal bird distributions at macro-scales. *Glob Ecol Biogeogr* 16:754–763
- Hendriks AJ, Willers BJC, Lenders HJR, Leuven RSEW (2009) Towards a coherent allometric framework for individual home ranges , key population patches and geographic ranges. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05718.x>
- Hutchinson, Evelyn G (1957) Population studies: Animal cology and demography conclusion. Concluding Remarks. *Cold Spring Harb Symp Quant Bio* 22:415–427
- Hutchinson, Evelyn G (1978) An introduction to population ecology
- Jackson BH, Fahrig L (2012) What size is a biologically relevant landscape ? *Landsc Ecol* 27:929–941. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9757-9>
- Jackson HB, Fahrig L (2015) Are ecologists conducting research at the optimal scale ? *Glob Ecol Biogeogr* 52–63. <https://doi.org/10.1111/geb.12233>
- Jackson HB, Fahrig L (2014) Are ecologists conducting research at the optimal scale ? *Glob Ecol Biogeogr*. <https://doi.org/10.1111/geb.12233>
- Jenkins DG, Brescacin CR, Duxbury C V, et al (2007) Does size matter for dispersal distance ? 415–425. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00312.x>

- Jones JPG (2011) Monitoring species abundance and distribution at the landscape scale. *J Appl Ecol* 48:9–13. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01917.x>
- Jordan CA, Stevens KJ, Urquhart GR, et al (2010) A New Record of Baird's Tapir *Tapirus bairdii* in Nicaragua and Potential Implications. *Tapir Conserv* 19:
- Kasper CB, Mazim FD, Soares JBG, et al (2007) Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte abundância relativa mamíferos grande no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil *Brasil Parque* urvo, . *Rev Bras Zool* 24:1087–1100
- Knegt HJ De, Hengeveld GM, Langevelde F Van, et al (2007) Patch density determines movement patterns and foraging efficiency of large herbivores. *Behav Ecol*. <https://doi.org/10.1093/beheco/arm080>
- Lima-Ribeiro MS, Varela S, Nogues-Bravo D, Diniz JAF (2012) Potential Suitable Areas of Giant Ground Sloths Dropped Before its Extinction in South America: the Evidences from Bioclimatic Envelope Modeling. *Nat Conserv* 10:145–151
- Lima EACF, Ranieri VEL (2017) Land Use Policy Land use planning around protected areas : Case studies in four state parks in the Atlantic forest region of southeastern Brazil. *Land use policy* 0–1. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.020>
- Lima F, Beca G, Muylaert R, et al (2017) ATLANTIC-CAMTRAPS : a dataset of medium and large terrestrial mammal communities in the Atlantic Forest of South America. *Ecology* 98:2979. <https://doi.org/10.1002/ecy.1998>
- Lobo JM, Tognelli MF (2011) Exploring the effects of quantity and location of pseudo-absences and sampling biases on the performance of distribution models with limited point occurrence data. *J Nat Conserv* 19:1–7. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2010.03.002>
- Macfadden BJ (2000) CENOZOIC MAMMALIAN HERBIVORES FROM THE AMERICAS : Reconstructing Ancient Diets and. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 33–59
- Manly BFJ (1994) *Multivariate Statistical Methods: A Primer*. Chapman and Hall, London
- Mateo RG, Gastón A, José M, et al (2019) Journal of Vegetation Science Hierarchical species distribution models in support of vegetation conservation at the landscape scale. *J Veg Sci* 386–396. <https://doi.org/10.1111/jvs.12726>
- Medici EP (2010) Assessing the Viability of Lowland Tapir Populations in a Fragmented Landscape. Thesis

- Medici EP, Flesher K, Beisiegel BDM, Keuroghlian A (2012) Avaliação do Risco de Extinção da Anta brasileira *Tapirus terrestris* Linnaeus , 1758 , no Brasil. ResearchGate
- Medici EP, Flesher K, Beisiegel BM, et al (2018) Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. ii:59–67
- Meier ES, Kienast F, Pearman PB, et al (2010) Biotic and abiotic variables show little redundancy in explaining tree species distributions. *Ecography (Cop)* 33:1038–1048
- Melo FPL, Arroyo-Rodriguez V, Fahrig L, et al (2013) On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends Ecol Evol* 1–7.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.01.001>
- Mendes P, De Marco P (2017) Bat species vulnerability in Cerrado : integrating climatic suitability with sensitivity to land-use changes. *Environ Conserv.*
<https://doi.org/10.1017/S0376892917000194>
- Mendes P, With KA, Signorelli L, De Marco P (2017) The relative importance of local versus landscape variables on site occupancy in bats of the Brazilian Cerrado. *Landsc Ecol* 32:.. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0483-6>
- Miguet P, Jackson HB, Jackson ND, et al (2016) What determines the spatial extent of landscape effects on species ? *Landsc Ecol* 1177–1194.
<https://doi.org/10.1007/s10980-015-0314-1>
- Moreira DO, Alibhai SK, Jewell ZC, et al (2018) Determining the numbers of a landscape architect species (*Tapirus terrestris*), using footprints. *PeerJ* 1–18.
<https://doi.org/10.7717/peerj.4591>
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, et al (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858
- Nóbrega C, De Marco P (2011) Unprotecting the rare species: a niche-based gap analysis for odonates in a core Cerrado area ´. *Divers Distrib* 491–505.
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00749.x>
- Noss AJ, Cuellar RL, Barrientos J, et al (2003) A Camera Trapping and Radio Telemetry Study of Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) in Bolivian Dry Forests. *Tapir Conserv* 44–45
- Nowak RM, Walker EP (1999) Walker’s Mammals of the World
- O’Farril G, Galetti M, Campos-Arceiz A (2013) Frugivory and seed dispersal by tapirs :

- an insight on their ecological role. *Integr Zool* 4–17.
<https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2012.00316.x>
- Padilla M, Dowler RC (1994) *Tapirus terrestris*. *Mammalian Species*. Am Soc Mammal 1–8
- Paglia AP, Rezende DT De, Koch I, et al (2012) Modelos de Distribuição de Espécies em Estratégias para a Conservação da Biodiversidade e para Adaptação Baseada em Ecossistemas Frente a Mudanças Climáticas. *Nat e Conserv* 10:231–234
- Paolucci LN, Pereira RL, Rattis L, et al (2019) Lowland tapirs facilitate seed dispersal in degraded Amazonian forests. *Biotropica* 1–8. <https://doi.org/10.1111/btp.12627>
- Pearson RG, Dawson TP (2003) Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Glob Ecol Biogeogr* 12:361–371
- Pearson RG, Dawson TP, Liu C (2004) Modelling species distributions in Britain : a hierarchical integration of climate and land-cover data. 3:285–298
- Perelló LFC, Guadagnin DL, Maltchik L, Santos JE (2012) Ecological , Legal , and Methodological Principles for Planning Buffer Zones. *Nat Conserv* 10:3–11
- Peterson ML, Doak DF, Morris WF (2019) Incorporating local adaptation into forecasts of species ' distribution and abundance under climate change. *Glob Chang Biol* 775–793. <https://doi.org/10.1111/gcb.14562>
- Pfeifer M, Lefebvre V, Peres CA, et al (2017) Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. *Nat Publ Gr*. <https://doi.org/10.1038/nature24457>
- Phillips SJ, Anderson RP, Dudík M, et al (2017) Opening the black box : An open-source release of Maxent Opening the black box : an open-source release of Maxent. *Ecography (Cop)* 40:887–893. <https://doi.org/10.1111/ecog.03049>
- Phillips SJ, Avenue P, Park F (2004) A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling. 21 *Int Conf Mach Learn*
- Prasad AM, Iverson LR, Liaw A (2006) Newer Classification and Regression Tree Techniques : Bagging and Random Forests for Ecological Prediction. *Ecosystems* 9:181–199. <https://doi.org/10.1007/s10021-005-0054-1>
- Prevedello JA, Vieira M V (2010) Does the type of matrix matter ? A quantitative review of the evidence. *Biodivers Conserv* 1205–1223.
<https://doi.org/10.1007/s10531-009-9750-z>
- Prugh LR, Hodges KE, Sinclair ARE, Brashares JS (2008) Effect of habitat area and

- isolation on fragmented animal populations. PNAS 105:20770–20775
- Pukazhenthi B, Quse V, Hoyer M, et al (2013) A review of the reproductive biology and breeding management of tapirs. Integr. Zool. 8
- Quesnelle PE, Fahrig L, Lindsay KE (2013) Effects of habitat loss , habitat configuration and matrix composition on declining wetland species. Biol Conserv 160:200–208. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.01.020>
- Ribeiro M, Metzger J, Martensen A, et al (2009) The Brazilian Atlantic Forest : How much is left , and how is the remaining forest distributed ? Implications for conservation. Biol Conserv 142:1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Ricci B, Franck P, Valantin-Morison M, Bohan DA (2013) Do species population parameters and landscape characteristics affect the relationship between local population abundance and surrounding habitat amount ? Ecol Complex 15:62–70. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.02.008>
- Royle JA, Nichols JD (2003) Estimating abundance from repeated presence – absence data or point counts. Ecology 84:777–790
- Soberón J (2007) Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. Ecol Lett 11:1115–1123. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x>
- Soberón J, Peterson AT (2005) Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. Biodivers Informatics 2:1–10
- Tobler MW (2008) The Ecology of the Lowland Tapir in Madre de Dios, Peru: Using New Technologies to Study Large Rainforest Mammals. Dissertation
- Tucker MA, Böhning-gaese K, Fagan WF, et al (2018) Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. Science (80-) 469:466–469
- Velazco SJE, Villalobos F, Galvão F, De Marco P (2019) BIODIVERSITY RESEARCH A dark scenario for Cerrado plant species : Effects of future climate , land use and protected areas ineffectiveness. Divers Distrib 1–14. <https://doi.org/10.1111/ddi.12886>
- Vidolin GP, Biondi D, Wandembruck A (2008) Seletividade de habitats pela anta (Tapirus terrestris) e pelo queixada (Tayassu pecari) na Floresta com Araucária Habitat selectivity by lowland tapir Tapirus terrestris and white lipped-peccary Tayassu pecari in Forest with Araucaria. Sci For 447–458

- Walther G, Post E, Convey P, et al (2002) Ecological responses to recent climate change. *Nature* 389–395
- Wang WJ, He HS, Thompson FR, et al (2018) Science of the Total Environment Effects of species biological traits and environmental heterogeneity on simulated tree species distribution shifts under climate change. *Sci Total Environ* 634:1214–1221. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.353>
- Wilson MC, Richard XC, Didham RK, et al (2016) Habitat fragmentation and biodiversity conservation : key findings and future challenges. *Landsc Ecol* 31:219–227. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0312-3>
- Wisz MS, Guisan A (2009) Do pseudo-absence selection strategies influence species distribution models and their predictions ? An information-theoretic approach based on simulated data. *BMC Ecol* 13:1–13. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-9-8>
- Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, et al (2009) LM and GAM for Count Data, Chapter 9. In: *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer

APÊNDICE A. Locais com a densidade (número de registros independentes) da anta-brasileira na Mata-Atlântica, as coordenadas geográficas, o ano de registro e o esforço amostral. O esforço amostral é contabilizado pela quantidade de unidades amostrais (armadilhas fotográficas) pela quantidade de dias de pesquisa.

	Densidade	x	y	Ano	Esforço
Ponto 1	3	-48.84	-27.43	2005	4825
Ponto 2	26	-53.66	-27	2005	714
Ponto 3	73	-53.66	-27	2006	480
Ponto 4	8	-53.66	-27	2009	336
Ponto 5	68	-39.75	-19.1	2005	3032
Ponto 6	51	-39.75	-19.1	2007	3034
Ponto 7	50	-39.75	-19.1	2006	3468
Ponto 8	8	-39.75	-19.1	2009	1033
Ponto 9	5	-48.43	-24.75	2010	2406
Ponto 10	16	-52.46	-22.48	2008	600
Ponto 11	9	-52.51	-22.41	2008	960
Ponto 12	1	-52.39	-22.33	2008	360
Ponto 13	3	-52.39	-22.25	2007	180
Ponto 14	6	-52.3	-22.23	2007	120
Ponto 15	24	-52.26	-22.14	2008	360
Ponto 16	12	-52.51	-22.41	2015	240
Ponto 17	4	-49.69	-22.4	2013	240
Ponto 18	1	-49.5	-21.4	2015	240
Ponto 19	13	-50.94	-22.07	2015	240
Ponto 20	16	-52.24	-22.53	2015	240
Ponto 21	26	-49.29	-21.52	2014	240
Ponto 22	3	-50.84	-21	2015	240
Ponto 23	102	-53.86	-25.46	2009	3240
Ponto 24	388	-48.21	-24.2	2011	3473
Ponto 25	5	-48.63	-25.2	2011	1506
Ponto 26	3	-48.8	-27.74	2005	1352
Ponto 27	164	-48.62	-27.84	2005	1092
Ponto 28	188	-42.55	-19.79	2004	5829
Ponto 29	29	-42.55	-19.79	2010	400
Ponto 30	18	-42.55	-19.79	2009	400
Ponto 31	7	-43.39	-20.19	2015	6960

APÊNDICE B. Seis primeiros eixos da análise de componentes principais, representando >96% da variância presente nas 19 variáveis bioclimáticas obtidas na plataforma WorldClim Version 2 obtidas para o procedimento de modelagem de nicho ecológico.

Variáveis ambientais	Componentes					
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
Amplitude anual de temperatura	-0.25442	0.11906	-0.31616	-0.22982	-0.16134	-0.03723
Amplitude média diária	-0.20399	0.20647	-0.06709	-0.49461	-0.08654	-0.48105
Isotermalidade	0.24209	-0.00340	0.33263	-0.05392	0.06355	-0.51741
Média anual de temperatura	0.26907	0.25571	-0.09645	0.06445	0.07283	-0.01717
Precipitação anual	0.27540	-0.19977	-0.07868	-0.20923	-0.13761	0.10474
Precipitação do mês mais seco	0.15154	-0.35538	-0.28612	-0.00046	0.10619	-0.35456
Precipitação do trimestre mais frio	0.21126	-0.20407	-0.06447	0.07036	-0.63828	-0.16408
Precipitação do trimestre mais quente	0.17385	-0.18464	-0.15162	-0.48340	0.52814	0.20337
Precipitação dos quatro meses mais chuvosos	0.28013	-0.08577	0.05865	-0.30587	-0.23990	0.27553
Precipitação dos quatro meses mais secos	0.16220	-0.35309	-0.28457	-0.00515	0.07919	-0.31909
Precipitação do mês mais chuvoso	0.27900	-0.07653	0.06250	-0.30852	-0.24427	0.29009
Sazonalidade da precipitação	-0.03919	0.29346	0.38371	-0.38577	-0.11910	-0.09673
Sazonalidade da temperatura	-0.24539	0.03270	-0.39487	-0.02177	-0.16496	0.11066
Temperatura máxima do mês mais quente	0.13602	0.36980	-0.34483	-0.02673	-0.09965	-0.04301
Temperatura média do trimestre mais quente	0.18865	0.31764	-0.32771	0.07907	-0.02436	0.03480
Temperatura média dos quatro meses mais frios	0.29229	0.18302	0.06436	0.06405	0.10386	-0.05428
Temperatura média dos quatro meses mais secos	0.26893	0.17810	-0.01748	0.16374	-0.10182	-0.05350
Temperatura média dos quatro meses mais úmidos	0.20572	0.30567	-0.18449	-0.06461	0.19448	-0.04289
Temperatura mínima do mês mais frio	0.30073	0.12034	0.06421	0.18155	0.07874	0.00611
Autovalores	9.85245	3.86024	2.27228	1.05512	0.75323	0.47184
Variação explicada por cada componente	51.85499	20.31706	11.95937	5.55326	3.96439	2.48338

Varição cumulativa dos componentes	51.85499	72.17205	84.13141	89.68467	93.64906	96.13244
------------------------------------	----------	----------	----------	----------	----------	----------

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A anta-brasileira é uma espécie que participa de processos importantes em uma paisagem, dado sua capacidade de dispersar sementes grandes que outros animais não conseguem. Além disso, a área de vida da espécie, em média, abrange amplas extensões espaciais e, por tais motivos, é comumente nomeada como uma espécie “arquiteta da paisagem” (Moreira et al. 2018). No entanto, diversas ações humanas têm levado a espécie ao risco de extinção devido a reduções populacionais. Entre essas ações, muitas ocorrem nas escalas locais e da paisagem, como a caça, destruição de hábitat e atropelamentos. Portanto, é essencial a incorporação desses efeitos, mesmo que indiretamente por meio de representantes dos parâmetros de interesse, em estudos que buscam resultados que possam ser aplicados em ações de conservação.

Para que os resultados de estudos futuros com o mesmo objetivo dessa dissertação sejam robustos e aplicáveis, encorajamos a obtenção de dados populacionais com mais qualidade, como estimativas diretas da abundância ao longo do bioma. Além disso, considerando as diferentes situações entre os biomas em relação ao nível de alteração antrópica, é de grande importância que essa análise seja feita nos outros biomas de ocorrência da espécie para avaliar toda sua extensão de distribuição. No entanto, ressaltamos que a escala de efeito deve mudar entre as regiões devido a variação no modo como os indivíduos utilizam as paisagens. Finalmente, partindo desse pressuposto, instigamos também os pesquisadores a considerarem a inclusão de análises da escala de efeito em seus modelos, de modo cuidadoso e com base nas características das espécies de interesse.