

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

MICHEL JACOBY PEREIRA ALVES

**Fatores determinantes do uso de habitats por mamíferos
ungulados (Artiodactyla e Perissodactyla) na Amazônia oriental**

Belém
2022

MICHEL JACOBY PEREIRA ALVES

**Fatores determinantes do uso de habitats por mamíferos
ungulados (Artiodactyla e Perissodactyla) na Amazônia oriental**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia.

Linha de Pesquisa: Ecologia de Comunidades e Ecossistemas.

**Orientadora: Profa. Dra. Ana
Cristina Mendes de Oliveira.**

Belém
2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

A474f Alves, Michel Jacoby Pereira.
Fatores determinantes do uso de habitats por mamíferos ungulados (Artiodactyla e Perissodactyla) na Amazônia Oriental / Michel Jacoby Pereira Alves. — 2022.
52 f. : il. color.

Orientador(a): Prof^a. Dra. Ana Cristina Mences de Oliveira
(Mestrado) - Universidade Federal do Pará,
Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia,
Belém, 2022.

1. Ecologia das florestas tropicais - Amazônia. 2. Natureza - influência do homem. 3. Fotografia - aplicações científicas.
4. Ungulados. 5. Monitorização ambiental. I. Título.

CDD 577.3409811

MICHEL JACOBY PEREIRA ALVES

**Fatores determinantes do uso de habitats por mamíferos
ungulados (Artiodactyla e Perissodactyla) na Amazônia oriental**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

Profa. Dra. ANA CRISTINA MENDES DE OLIVEIRA
Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. LEANDRO JUEN
Universidade Federal do Pará

Profa. Dra. MARIA APARECIDA LOPES
Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. ÍTALO MARTINS DA COSTA MOURTHÉ
Universidade Federal do Pará/

Profa. Dra. CLARISSA ALVES DA ROSA
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia -
INPA

Prof. Dr. CARLOS RODRIGO BROCARDI
Universidade Federal do Oeste do Pará

Aprovada em: 05 de abril de 2022.

Local de defesa: Defesa por emissão de pareceres.

AGRADECIMENTOS

A minha orientadora Ana Cristina, pela receptividade e hospitalidade na minha chegada a Belém. Isso foi muito importante pra mim! Te agradeço pela oportunidade, por acreditar e confiar no meu trabalho, pelo respeito, paciência e pelos ensinamentos acadêmicos valiosíssimos para meu amadurecimento científico e profissional.

A professora Cida, pela paciência, por sempre estar disposta a me ajudar com a dissertação, pelas correções e dicas no meu texto e pelos ensinamentos acadêmicos que também foram valiosos para meu crescimento.

Ao professor Nelson por ter topado a me ajudar com as análises de GLM. Obrigado por me ensinar tanto sobre esta análise e pela paciência e tempo dedicados.

A minha mãe, irmã e pai pelos tantos ensinamentos, pelo amor, pelo respeito, por acreditarem e torcerem por mim. Vocês que são tudo que tenho de mais valioso na vida. Amo vocês.

A minha companheira Isabela por me apoiar e sempre me fazer acreditar que vai dar certo. Por me incentivar a acreditar mais em mim, por me ensinar tantas coisas sobre as diferenças. Ao seu lado me sinto bem, seguro e amado. Te amo meu amor.

Aos meus amigos, em especial Matheus e Fred, pela lealdade, por sempre torcerem por mim e por estarem presentes na minha vida já há tanto tempo.

Aos professores e alunos do laboratório de Ecologia Evolutiva e Biodiversidade (LEEB) da UFMG, onde tive a oportunidade de fazer minha iniciação científica e conhecer o meio acadêmico. Em especial a professora Yumi pelos tantos ensinamentos acadêmicos e para a vida, e ao Dario pela força nos estudos de ecologia para a prova do mestrado.

Ao Arthur que me apresentou o ggplot2 e me deu dicas para construção dos gráficos das minhas análises.

Ao Kennedy pela paciência e disponibilidade para tirar minhas dúvidas sobre estatística na reta final da dissertação.

Aos professores e alunos do Laboratório de Ecologia e Zoologia de Vertebrados (LABEV) da UFPA. Em especial as colegas Geovana, Iara, Juliana e Halícia, pela gentileza, por me recepcionarem tão bem, pelas conversas divertidas e pela força com questões da dissertação.

Aos professores Fernando Carvalho e Erlane por sempre estarem disponíveis para tirar dúvidas sobre estatística.

A Fabíola por ter me encorajado a retornar a Belém e passar o tempo que ainda restava do mestrado na cidade e no laboratório. A minha volta a Belém me ajudou a ter foco e coragem para concluir esta etapa. Obrigado, Fabi!

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da UFPA e ao Consórcio BRC pelo apoio e financiamento da bolsa de pesquisa.

A banca avaliadora da dissertação. Eu fiquei muito feliz por vocês terem concordado em ler meu texto. Não imaginava conseguir juntar tantos pesquisadores feras assim na minha banca. Muito obrigado Clarissa Rosa, Maria Aparecida, Carlos Brocardo, Ítalo Mourthé e Leandro Juen.

Fatores determinantes do uso de habitats por mamíferos ungulados (Artiodactyla e Perissodactyla) na Amazônia oriental

RESUMO

O uso do solo por atividades antrópicas em paisagens da Amazônia oriental vem modificando e suprimindo os habitats nativos desta região, alterando a dinâmica dos ecossistemas e afetando negativamente a biodiversidade. Os mamíferos ungulados herbívoros-frugívoros estão entre os grupos de mamíferos mais afetados por estas modificações nos ecossistemas. Através do uso de armadilhas fotográficas registramos ungulados e mensuramos a pressão de caça. A partir de imagens de satélite avaliamos as características ambientais e pressões antrópicas que podem estar influenciando a abundância de anta (*Tapirus terrestris*), veados (*Mazama americana* e *Mazama nemorivaga*) e porcos selvagens (*Pecari tajacu* e *Tayassu pecari*) em habitats com diferentes níveis de perturbação. As espécies apresentaram respostas distintas as variáveis de paisagens e de uso do solo. Nosso resultado demonstra que todas as espécies estudadas apresentaram algum grau de tolerância a habitats perturbados, exceto habitats de pastagem abandonada e plantação de palma de dendê. Também demonstramos que embora as espécies utilizem habitats degradados, elas possuem uma alta dependência de habitats florestados.

Palavras-chave: armadilhas fotográficas, ungulados, armadilhas ecológicas, uso do solo, pressões antrópicas.

Determining factors of habitat use by mammal ungulates (Artiodactyla e Perissodactyla) in the eastern Amazon

Abstract

Land use by human activities in landscapes of the eastern Amazon has been modifying and suppressing the native habitats of this region, altering the dynamics of ecosystems and negatively affecting biodiversity. Herbivorous-frugivorous ungulate mammals are among the groups of mammals most affected by these changes in ecosystems. Through the use of camera traps, we recorded ungulates and measured hunting pressure. Using satellite images, we evaluated the environmental characteristics and human pressures that may be influencing the abundance of tapirs (*Tapirus terrestris*), deer (*Mazama americana* and *Mazama nemorivaga*) and wild pigs (*Pecari tajacu* and *Tayassu pecari*) in habitats with different levels of disturbance. The species showed different responses to landscape and land use variables. Our result demonstrates that all species studied showed some degree of tolerance to disturbed habitats, except for abandoned pasture and oil palm plantation habitats. We also demonstrate that although the species use degraded habitats, they have a high dependence on forested habitats.

Keywords: *câmera traps*, ungulates, ecological traps, land use, human pressures.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	9
Capítulo único.....	14
RESUMO	16
INTRODUÇÃO	17
MATERIAL E MÉTODOS	19
Espécies alvo do estudo.....	19
Área de estudo	21
Coleta de dados	24
Coleta de variáveis ambientais	25
Análises estatísticas	26
RESULTADOS	27
DISCUSSÃO.....	31
AGRADECIMENTOS.....	36
REFERÊNCIAS	36
MATERIAL SUPLEMENTAR - TABELAS.....	48
MATERIAL SUPLEMENTAR - FIGURAS.....	51

INTRODUÇÃO GERAL

Modificações no uso do solo têm reduzido a cobertura das florestas tropicais causando um grande impacto em seus ecossistemas e recursos naturais [1]. Décadas de desmatamento e degradação vem afetando a biodiversidade e diversos processos ecológicos nos ecossistemas florestais, como o estoque de carbono, a capacidade de regulação climática, a ciclagem de nutrientes, a capacidade de regeneração natural das florestas e conseqüentemente a entrega os serviços ecossistêmicos [2]. A Floresta Amazônica, que representa 67% de todas as florestas tropicais do mundo [3], está entre as mais afetadas pelos intensos processos de degradação e desmatamento causados pelas atividades antrópicas. Estima-se que de 1988 até os dias atuais cerca de 730 mil km² de habitats nativos foram suprimidos, e atualmente o desmatamento acumulado já corresponde a cerca de 21% do total do bioma no Brasil [4].

As altas taxas de desmatamento na Floresta Amazônica estão principalmente relacionadas aos usos antropogênicos da terra que envolvem principalmente as atividades de agropecuária [5], mineração [6] e extração madeireira seletiva [7]. Estas atividades além de degradar e fragmentar as florestas nativas, afetam diretamente o funcionamento e a ecologia dos seus ecossistemas, resultando na redução da complexidade ambiental e na perda da biodiversidade [8–11]

A Floresta Amazônica brasileira possui uma grande biodiversidade de vertebrados, sendo ao menos 430 espécies de mamíferos, 1.300 aves, 273 répteis, 232 anfíbios e 1800 peixes [12,13]. Estes números representam 73% das espécies de mamíferos e 80% das espécies de aves do Brasil [14]. Além disso, cerca de 50% das espécies de mamíferos são endêmicas do bioma Amazônico. Todos estes grupos faunísticos vêm sendo afetados com as crescentes taxas de desmatamento e mudanças no uso do solo. Estes impactos nos ecossistemas desencadeiam uma série de conseqüências para a fauna como declínios das populações, extinções locais e efeitos em cascata de perdas de espécies [15]. Os mamíferos estão entre os mais afetados pelo impactos antrópicos na Amazônia, principalmente devido à perda e fragmentação de habitat [10,11,16,17]. A caça excessiva, incêndios, doenças e a introdução de espécies exóticas também levam ao declínio da diversidade de mamíferos neotropicais [18,19].

Os mamíferos ungulados herbívoros-frugívoros, cuja característica proeminente são os dedos terminados em cascos, estão entre as espécies mais impactadas [20]. Este grupo é amplamente distribuídos pelo planeta, exceto na Antártida [21]. Abrangem cerca de 250 espécies viventes, distribuídas nas ordens Artiodactyla e Perissodactyla e englobam 14 famílias (Antilocapridae, Bovidae, Camelidae, Cervidae, Giraffidae, Hippopotamidae, Moschidae, Suidae, Tayassuidae, Tragulidae, Equidae, Rhinocerotidae, Tapiridae e Elephantidae) [21]. Na Amazônia este grupo é representado por nove espécies. A única espécie representante da ordem Perissodactyla que ocorre

na Amazônia é a anta (*Tapirus terrestris*). Já da ordem Artiodactyla inclui as espécies de veados *Blastocerus dichotomus*, *Odocoileus virginianus*, *Mazama americana*, *Mazama nemorivaga*, *Mazama gouazoubira*, *Ozotoceros bezoarticus* e as espécies de porcos selvagens *Tayassu pecari* e *Pecari tajacu*. Todos estes animais têm distribuição ampla na Amazônia com exceção de *Odocoileus virginianus*, que apresenta ocorrência mais em áreas de Cerrado Amazônico [22].

Apesar deste grupo de mamíferos ser bastante impactados pelas pressões antrópicas na Amazônia [10,23,24], estudos demonstram que estes animais apresentam respostas diferenciadas à degradação ambiental, e podem explorar amplamente ambientes degradados, podendo inclusive serem elementos importantes para a recuperação dos mesmos [25–27]. Através de algumas funções ecológicas como a dispersão de sementes [28], predação de sementes e herbivoria [29–31], os ungulados herbívoros-frugívoros são capazes de contribuir para o funcionamento e estruturação dos ecossistemas naturais e recuperação dos degradados. Além disso, indiretamente, estes ungulados influenciam na produtividade primária, na ciclagem de nutrientes, no regime de fogo e no armazenamento de carbono nas florestas [18,32].

Desta forma, este grupo da fauna pode ser bastante importante para estudos que considerem a recuperação de áreas degradadas em florestas tropicais. Para tanto é fundamental o entendimento dos processos ecológicos que podem modular a ocorrência e abundância das espécies de ungulados herbívoros-frugívoros nos diferentes ambientes de uma paisagem degradada. A restauração de áreas degradadas tem sido considerada uma das principais medidas mitigadoras das mudanças climáticas nos dias de hoje. Defendida pela ONU, através da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), a recuperação de áreas degradadas é uma importante opção para retornar os serviços ecológicos de ambientes naturais degradados. Entretanto, a restauração ainda é um grande desafio, devido ao seu alto custo, principalmente quando aplicada em larga escala [33]. Os ungulados herbívoros-frugívoros podem funcionar como catalizadores dos processos ecológicos em ambientes degradados e reduzir os custos de projetos de restauração, tendo em vista suas funções ecológicas que contribuem para estruturação dos ecossistemas florestais.

Esta dissertação apresenta um capítulo na forma de artigo, que está formatado sob as instruções da revista PlosOne.

REFERÊNCIAS

1. Ellis EC, Antill EC, Kreft H. All is not loss: Plant biodiversity in the anthropocene. *PLoS One*. 2012;7. doi:10.1371/journal.pone.0030535
2. Lewis SL, Edwards DP, Galbraith D. Increasing human dominance of tropical forests. *Science* (80-). 2015;349: 827–832. doi:10.1126/science.aaa9932
3. IMAZON. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia. A Amazônia em números. 2013 [cited 20 Feb 2022]. Available: <https://amazon.org.br/imprensa/a-amazonia-em-numeros/#:~:text=A Amazônia Legal%0A abrange 59,de 20%25 das águas doces%0A>
4. INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). PRODES. 2021 [cited 20 Feb 2022]. Available: <http://www.inpe.br/faq/index.php?pai=6>
5. Lapola DM, Martinelli LA, Peres CA, Ometto JPHB, Ferreira ME, Nobre CA, et al. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nat Clim Chang*. 2014;4: 27–35. doi:10.1038/nclimate2056
6. Sonter LJ, Herrera D, Barrett DJ, Galford GL, Moran CJ, Soares-Filho BS. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nat Commun*. 2017;8: 1–7. doi:10.1038/s41467-017-00557-w
7. Rangel P, Keller M, Duffy P, Longo M, Dos-Santos M, Morton D. Long-Term Impacts of Selective Logging on Amazon Forest Dynamics from Multi-Temporal Airborne LiDAR. *Remote Sens*. 2019;11: 709. doi:10.3390/rs11060709
8. Sales LP, Ribeiro BR, Pires MM, Chapman CA, Loyola R. Recalculating route: dispersal constraints will drive the redistribution of Amazon primates in the Anthropocene. *Ecography (Cop)*. 2019;42: 1789–1801. doi:10.1111/ecog.04499
9. Lees AC, Moura NG, De Almeida AS, Vieira ICG. Poor prospects for avian biodiversity in amazonian oil palm. *PLoS One*. 2015;10: 1–17. doi:10.1371/journal.pone.0122432
10. Mendes-Oliveira AC, Peres CA, Maués PCR d. A, Oliveira GL, Mineiro IGB, Silva de Maria SL, et al. Oil palm monoculture induces drastic erosion of an Amazonian forest mammal fauna. *PLoS One*. 2017;12: 1–19. doi:10.1371/journal.pone.0187650
11. Almeida-Maués P, Bueno A, Palmeirim AF, Peres C. Assessing Assemblage-wide Mammal Responses to Different Types of Habitat Modication in Amazonian Forests. 2021; 1–21. Available: <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-886707/v1>
12. Abreu E, Casali D, Garbino G, Libardi G, Loretto D, Loss, A C, et al. Lista de Mamíferos do Brasil, versão 2021-1. Comitê de Taxonomia da Sociedade Brasileira de Mastozoologia (CT-SBMz) (2021). 2021.
13. ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018. Livro Vermelho

da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília: ICMBio. 2018.

14. MMA. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 2021 [cited 20 Feb 2022]. Available: <https://www.gov.br/mma/pt-%0Abr/assuntos/ecossistemas-1/biomas/amazonia>
15. Young HS, McCauley DJ, Galetti M, Dirzo R. Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. *Annu Rev Ecol Evol Syst.* 2016;47: 333–358. doi:10.1146/annurev-ecolsys-112414-054142
16. Michalski F, Peres CA. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conserv Biol.* 2007;21: 1626–1640. doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00797.x
17. Bogoni JA, Peres CA, Ferraz KMPMB. Extent, intensity and drivers of mammal defaunation: a continental-scale analysis across the Neotropics. *Sci Rep.* 2020;10: 1–16. doi:10.1038/s41598-020-72010-w
18. Peres CA, Emilio T, Schiatti J, Desmoulière SJM, Levi T. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *Proc Natl Acad Sci U S A.* 2016;113: 892–897. doi:10.1073/pnas.1516525113
19. Püttker T, Crouzeilles R, Almeida-Gomes M, Schmoeller M, Maurenza D, Alves-Pinto H, et al. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. *Biol Conserv.* 2020;241: 108368. doi:10.1016/j.biocon.2019.108368
20. Atwood TB, Valentine SA, Hammill E, McCauley DJ, Madin EMP, Beard KH, et al. Herbivores at the highest risk of extinction among mammals, birds, and reptiles. *Sci Adv.* 2020;6. doi:10.1126/sciadv.abb8458
21. IUCN. A Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN. Versão 2021-3. 2021 [cited 20 Feb 2022]. Available: <https://www.iucnredlist.org>
22. Mendes-Oliveira AC, van Velthem Linke IH, Coelho M, Lima E. *Odocoileus virginianus*, Zimmermann, 1780 (Mammalia: Cervidae): Confirmed records and distribution extension in the northern Brazilian Amazon. *Check List.* 2011;7: 832–836. doi:10.15560/7.6.832
23. Novaro AJ, Redford KH, Bodmer RE. Effect of hunting in source-sink systems in the Neotropics. *Conserv Biol.* 2000;14: 713–721. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.98452.x
24. Coelho M, Juen L, Mendes-Oliveira AC. The role of remnants of Amazon savanna for the conservation of Neotropical mammal communities in eucalyptus plantations. *Biodivers Conserv.* 2014;23: 3171–3184. doi:10.1007/s10531-014-0772-9
25. Teixeira-Santos J, da Cunha Ribeiro AC, Wiig Ø, Pinto NS, Cantanhêde LG, Sena L, et al. Environmental factors influencing the abundance of four species of threatened mammals in degraded habitats in the eastern Brazilian Amazon. *PLoS One.* 2020;15: 1–16. doi:10.1371/journal.pone.0229459

26. Bueno RS, Guevara R, Ribeiro MC, Culot L, Bufalo FS, Galetti M. Functional Redundancy and Complementarities of Seed Dispersal by the Last Neotropical Megafrugivores. *PLoS One*. 2013;8. doi:10.1371/journal.pone.0056252
27. Paolucci LN, Pereira RL, Rattis L, Silvério D V., Marques NCS, Macedo MN, et al. Lowland tapirs facilitate seed dispersal in degraded Amazonian forests. *Biotropica*. 2019;51: 245–252. doi:10.1111/btp.12627
28. Fragoso J, Huffman J. Seed-dispersal and seedling recruitment patterns by the last Neotropical megafaunal element in Amazonia, the tapir. *J Trop Ecol*. 2000;16: 369–385. doi:10.1017/S0266467400001462
29. Hester AJ, Bergman M, Iason GR, Moen J. Impacts of large herbivores on plant community structure and dynamics. *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*. 2006. doi:10.1017/cbo9780511617461.006
30. Villar N, Siqueira T, Zipparro V, Farah F, Schmaedecke G, Hortenci L, et al. The cryptic regulation of diversity by functionally complementary large tropical forest herbivores. *J Ecol*. 2020;108: 279–290. doi:10.1111/1365-2745.13257
31. Villar N, Rocha-Mendes F, Guevara R, Galetti M. Large herbivore-palm interactions modulate the spatial structure of seedling communities and productivity in Neotropical forests. *Perspect Ecol Conserv*. 2021. doi:10.1016/j.pecon.2021.10.005
32. Ripple WJ, Newsome TM, Wolf C, Dirzo R, Everatt KT, Galetti M, et al. Collapse of the world's largest herbivores. *Sci Adv*. 2015;1. doi:10.1126/sciadv.1400103
33. Chazdon RL, Guariguata MR. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica*. 2016;48: 716–730. doi:10.1111/btp.12381

Capítulo único

Fatores determinantes do uso de habitat por mamíferos ungulados (Artiodactyla e Perissodactyla) na Amazônia oriental

O capítulo único desta dissertação foi elaborado e formatado conforme as normas da publicação científica Plos One, disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/s/submission-guidelines#loc-style-and-format>

1 **Fatores determinantes do uso de habitats por mamíferos**
2 **ungulados (Artiodactyla e Perissodactyla) na Amazônia oriental**
3
4
5

6 Michel Jacoby Pereira Alves¹, Ana Cristina Mendes de Oliveira¹
7

8
9 ¹ Programa de Pós Graduação em Ecologia – PPGECO. Laboratório de Ecologia e Zoologia de
10 Vertebrados - LABEV, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Brasil.
11

12
13 Autor correspondente: micheljacobypereiraalves@gmail.com
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46

47 **RESUMO**

48

49 O uso do solo por atividades antrópicas em paisagens da Amazônia oriental vem modificando e
50 suprimindo os habitats nativos desta região, alterando a dinâmica dos ecossistemas e afetando
51 negativamente a biodiversidade. Os mamíferos ungulados herbívoros-frugívoros estão entre os
52 grupos de mamíferos mais afetados por estas modificações nos ecossistemas. Através do uso de
53 armadilhas fotográficas registramos ungulados e mensuramos a pressão de caça. A partir de imagens
54 de satélite avaliamos as características ambientais e pressões antrópicas que podem estar
55 influenciando a abundância de anta (*Tapirus terrestris*), veados (*Mazama americana* e *Mazama*
56 *nemorivaga*) e porcos selvagens (*Pecari tajacu* e *Tayassu pecari*) em habitats com diferentes níveis
57 de perturbação. As espécies apresentaram respostas distintas as variáveis de paisagens e de uso do
58 solo. Nosso resultado demonstra que todas as espécies estudadas apresentaram algum grau de
59 tolerância a habitats perturbados, exceto habitats de pastagem abandonada e plantação de palma de
60 dendê. Também demonstramos que embora as espécies utilizem habitats degradados, elas possuem
61 uma alta dependência de habitats florestados.

62

63

64 **Palavras-chave:** armadilhas fotográficas, ungulados, armadilhas ecológicas, uso do solo, pressões
65 antrópicas.

66

67

68

69

70

71

72

73

74

75

76

77

78

79

80

81

82

83

84

85

86

87

88

89

90

91

92

93

94

95

96

97

Os mamíferos ungulados herbívoros-frugívoros, que compreendem espécies que pisam nos cascos das ordens Perissodactyla e Artiodactyla, estão entre as mais impactados pelas pressões antrópicas nas florestas Neotropicais [1,2]. A perda de habitats remanescentes e a pressão de caça são as principais causas do declínio de populações de ungulados [1,3]. Sua em processos ecológicos envolvendo interações com outros organismos, como a dispersão de sementes [4], predação de sementes [5], predação de plântulas [5,6] ou ciclagem de nutrientes [7], enfatiza a importância deste grupo da fauna na manutenção, estruturação e recuperação de florestas neotropicais [5,7–9]. Vale ressaltar que estes efeitos são potencializados, considerando a alta biomassa das espécies deste grupo em ecossistemas tropicais [10–12].

Na Amazônia, especialmente num contexto de alta pressão antrópica, como é o caso da porção oriental deste bioma no Brasil [13], não só a fauna de ungulados mas toda a fauna de vertebrados vem enfrentando grandes desafios para sobreviver em paisagens degradadas [14–16]. Estes animais estão tendo que se adequar a novos ambientes, anteriormente eram habitats nativos preservados, que estão sendo transformados rapidamente em habitats antropizados alterados ou até mesmo em habitats completamente suprimidos e substituídos por ambientes antropogênicos. A conversão de floresta nativa em áreas de pastagem e agricultura é responsável por cerca de 80% do desmatamento na Amazônia [17,18]. Adicionalmente, a remoção da vegetação e do solo para atividades de mineração [19] e a extração madeireira seletiva [20] também contribuem significativamente para a degradação das florestas. As modificações causadas por essas atividades dão espaço a diferentes remanescentes, formados por florestas maduras, florestas degradadas, florestas secundárias em diferentes níveis sucessionais [21] e áreas abertas, produtivas ou não.

As rápidas mudanças ambientais induzidas pelo homem (HIREC) [22] têm resultado em uma nova realidade nos ecossistemas tropicais, com o surgimento de habitats que diferem em composição, funcionamento e/ou estrutura dos sistemas anteriores [23]. Além disso,, estes novos habitats podem

125 parecer mais atrativos que os habitats originais de maior qualidade, levando os animais a selecionarem
126 habitats inadequados para sua sobrevivência e reprodução [24]. Esse fenômeno, que leva alguns
127 animais a serem subitamente confrontados por condições novas ou muito diferentes das originais é
128 conhecido por “Armadilhas Ecológicas” [25,26]. O conceito de Armadilhas Ecológicas é definido
129 pela escolha de um organismo por um recurso ou habitat que difere do original, mesmo que isso
130 reduza a sua sobrevivência e sucesso reprodutivo [23].

131 As respostas da fauna às novas paisagens alteradas vão variar de acordo com a intensidade da
132 perturbação antropogênica e com as características ecológicas de cada espécie. Essas características
133 ecológicas são um resultado das experiências vividas pelas espécies no passado e que moldaram suas
134 preferências e demandas ecológicas ao longo do tempo evolutivo. Desta forma, aquelas que
135 experimentaram no passado condições semelhantes às atuais, têm mais chances de se adaptar e
136 sobreviver [27]. Além disso, a plasticidade fenotípica do animal, que consiste na capacidade de alterar
137 a sua fisiologia ou morfologia de acordo com as condições do ambiente, pode contribuir também para
138 sua sobrevivência a longo prazo [27].

139 Considerando a alta pressão antrópica e a formação de paisagens degradadas especialmente
140 na porção leste da Floresta Amazônica, neste estudo nos propusemos a investigar a resposta de
141 ungulados herbívoros-frugívoros a diferentes habitats e pressões antropogênicas nesta região.
142 Avaliamos como e quais as características ambientais e pressões antrópicas, como caça, estão
143 influenciando a abundância das espécies em habitats com diferentes níveis de perturbação. O
144 entendimento do uso de habitats e de como as variáveis ambientais e pressões antropogênicas
145 modulam a ocorrência e abundância de espécies de ungulados herbívoros-frugívoros podem favorecer
146 o desenvolvimento de estratégias de conservação. A importância da fauna de ungulados em processos
147 tão relevantes para a manutenção e recuperação de áreas degradadas torna o estudo dessa fauna
148 essencial para as tomadas de decisão nos processos de manejo de paisagens na Amazônia.

149

150 MATERIAL E MÉTODOS

151 Espécies alvo do estudo

152
153 Neste estudo são consideradas cinco espécies de ungulados herbívoros-frugívoros da região
154 amazônica, sendo elas: a anta (*Tapirus terrestris*), duas espécies de veados amazônicos (*Mazama*
155 *americana* e *Mazama nemorivaga*) e os porcos selvagens queixada e cateto (*Tayassu pecari* e *Pecari*
156 *tajacu*).

157 A anta (*T. terrestris*) que pertence a ordem dos perissodáctilos, da família Tapiridae, é um
158 animal de grande porte, que pode chegar a 300 kg de massa corporal [28]. Apresenta uma dieta
159 frugívora-pastadora que consiste na ingestão de gramíneas, vegetação aquática, brotos, bambus,
160 raízes, grãos e uma grande variedade de espécies de frutos [10,29]. Os frutos compõem cerca de 33%
161 da sua dieta [30]. As antas ocorrem em baixas densidades populacionais, apresentando um hábito
162 solitário, mas podendo ser encontrada em no máximo dois ou três indivíduos, que são em geral
163 aparentados [31]. Podem ocorrer em diferentes biomas, incluindo floresta tropical úmida,
164 semidecídua e savana [32–34]. O uso de habitats pela espécie inclui desde florestas de galeria a
165 florestas tropicais de baixas elevações, além de áreas sazonalmente inundáveis [35]. Florestas
166 secundárias [36] e áreas sujeitas a distúrbios humanos por fogo e fragmentação também são
167 frequentemente utilizadas pela espécie (Paolucci *et al.* 2019).

168 As espécies de veados amazônicos *M. americana* e *M. nemorivaga*, que pertencem a ordem
169 dos artiodáctilos, da família Cervidae, são animais ruminantes, com uma dieta frugívora-granívora,
170 que consiste na ingestão das partes energeticamente mais ricas das plantas, como os frutos e sementes
171 [38]. Outras matérias vegetais como flores e folhas, e também matéria animal podem compor a dieta
172 desses animais, porém estes alimentos geralmente são consumidos para superarem a escassez de
173 frutos [38]. A espécie *M. americana*, comumente conhecida como veado-vermelho, é a maior espécie
174 do gênero. Apresenta uma aparência robusta, com machos e fêmeas pesando cerca de 35 kg [39]. O
175 uso do habitat por esta espécie inclui florestas maduras, florestas maduras com atividades de extração
176 madeireira [36,40], florestas secundárias [36], floresta ripária [41] e savanas próximas à borda da

177 floresta [42]. A espécie frequentemente se alimenta em florestas secundárias, devido a esses
178 ambientes oferecerem uma grande disponibilidade de alimentos como plantas jovens e frutos [36].
179 Além disso, a espécie comumente usa cursos d'água para movimentar-se pela floresta como uma
180 estratégia antipredatória [43].

181 A espécie *M. nemorivaga*, comumente conhecida como veado-roxo, ou veado-fuboca, pesa
182 entre 14 e 15,5 Kg [44]. Pouco se sabe sobre a área de vida e o tipo de habitat utilizado por esta
183 espécie. A maior parte das localidades com registros de *M. nemorivaga* envolvem formações
184 florestais esparsas e secas, e floresta ombrófila densa de terra firme da Amazônia brasileira, sendo
185 rara ou ausente sua presença em florestas amazônicas sazonalmente inundada [45]. Estudos recentes
186 apontam sua possível ocorrência em uma pequena porção da Mata Atlântica no norte do estado do
187 Espírito Santo, sudeste do Brasil. [46]. A espécie também utiliza áreas abertas como as savanas
188 amazônicas, mas associadas a áreas de floresta [47].

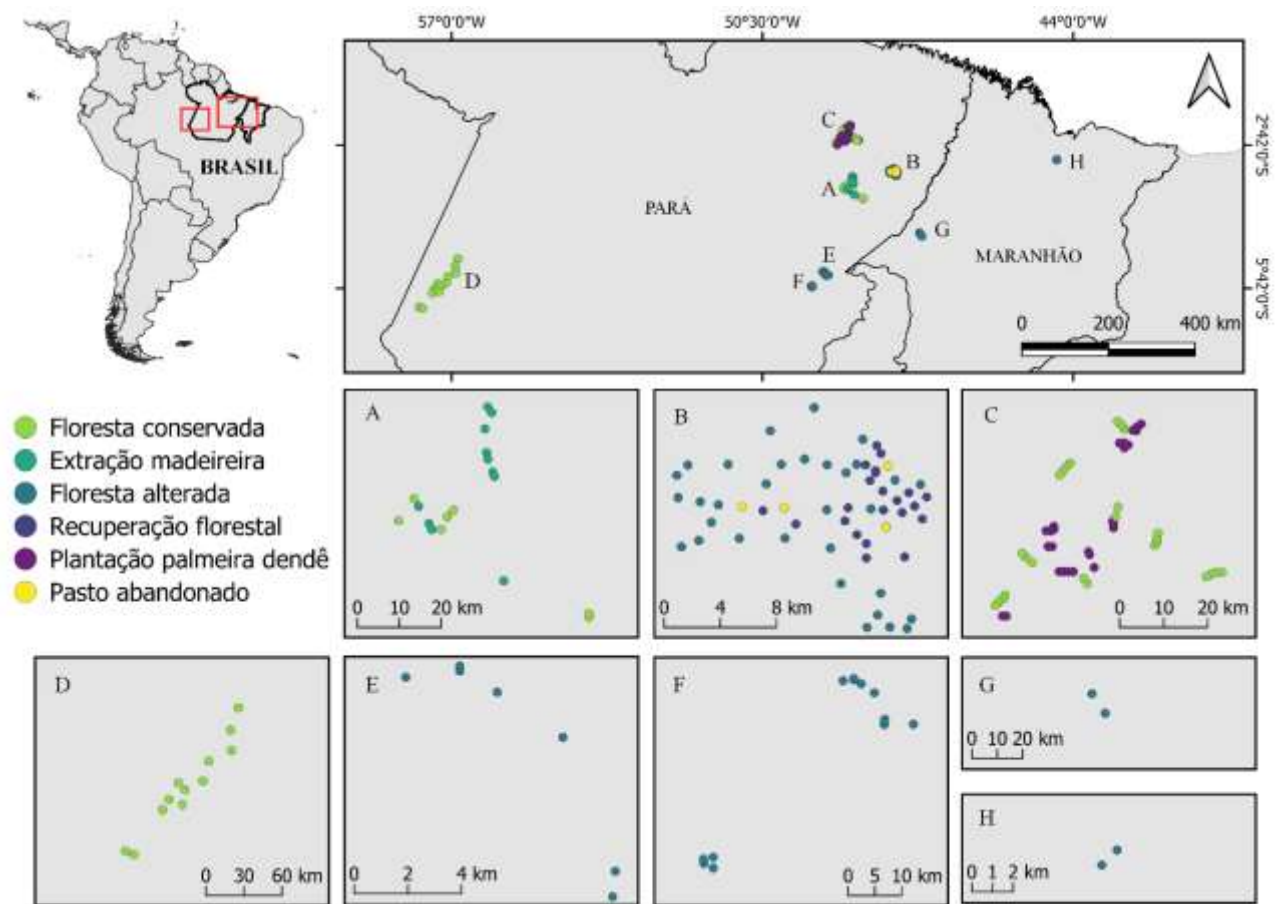
189 Os porcos selvagens queixada (*Tayassu pecari*) e cateto (*Pecari tajacu*), pertencem a ordem
190 dos artiodáctilos, da família Tayassuidae, e possuem uma dieta frugívora-granívora [48]. Os frutos
191 representam cerca de 66% da dieta de *T. pecari* e 59% da dieta de *Pecari tajacu* [49]. Esses animais
192 também se alimentam das sementes dos frutos, utilizando sua forte mordida para quebrar e superar
193 as defesas físicas e químicas das sementes. Raízes e matéria animal também podem fazer parte da
194 dieta desses animais como uma forma suprir a escassez de frutos [10].

195 A espécie *T. pecari* pode chegar a pesar cerca 33 kg [10]. *Tayassu pecari* e *Pecari tajacu*
196 andam em bandos formando grandes grupos. Suas áreas de vida podem chegar a 20.000 ha [50],
197 podendo aumentar ou diminuir dependendo do tamanho do grupo [51]. Os queixadas frequentemente
198 estão associados a florestas tropicais úmidas e densas [51–53] e a savanas [54]. São altamente
199 dependentes de habitats florestais, especialmente florestas de galeria, próximos a corpos d'água
200 [54,55]. Ocorrem predominantemente em habitats de floresta madura, evitando ambientes de florestas
201 secundárias ou outros ambientes degradados [36,56].

202 Já a espécie *P tajacu* apresenta um porte menor que seu parente próximo, o queixada, cerca
203 de 25 kg [10]. A área de vida dos catetos pode chegar até 1580 ha [51]. Os catetos são amplamente
204 distribuídos, podendo ser encontrados em uma grande variedade de habitats, que vão desde florestas
205 tropicais úmidas a regiões semiáridas [10,54,55,57,58]. Os catetos são frequentemente associados a
206 ambientes florestais [54], mas diferente dos queixadas, que geralmente estão relacionados a habitats
207 mais conservados, os catetos são mais tolerantes a ambientes alterados [53,59] como as florestas
208 secundárias [60]. Como os queixadas, os catetos parecem selecionar habitats relacionados a cursos
209 d'água, porém parecem usar menos esses ambientes do que os queixadas [54,55].

210 **Área de estudo**

211
212 Nosso estudo incluiu amostragens em oito sítios, localizados na região centro-leste e extremo
213 nordeste da Amazônia brasileira (Figura 1). Estas regiões da Amazônia se caracterizam por
214 colonização antiga, principalmente o extremo nordeste, que sofre intensas pressões antrópicas desde
215 a década de 1960 [61]. O desmatamento desta região vem ocorrendo em ciclos econômicos
216 históricos, envolvendo atividades como, exploração madeireira de alto impacto [62], expansão da
217 cultura de dendê [63], pecuária, agricultura [64] e mineração [65], além de implantação de
218 infraestrutura urbana [19,66]. Todas estas atividades tornaram esta região uma das mais degradadas
219 da Amazônia brasileira. A maior parte das áreas florestais mais conservadas desta região está dentro
220 das poucas unidades de conservação existentes nesta porção da Amazônia [67] ou pertencem a
221 empresas privadas, que mantêm suas reservas legais, conforme previsto no Código Florestal
222 Brasileiro (Lei 12.651/2012), que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa em propriedades
223 privadas.



224

225 Figura1. Localização da área de estudo. Mapa da América do Sul com destaque nas regiões do estado
 226 do Pará e Maranhão, onde estão localizados os sítios de amostragem. O mapa maior apresenta a
 227 distribuição dos sítios de amostragem nos estados. Os mapas menores apresentam a distribuição das
 228 armadilhas fotográficas nos sítios de A a H.

229 De acordo com a classificação de Köppen-Geiger, o clima das regiões onde os sítios estão
 230 localizados é classificado como tropical úmido [68], com estações de chuva (dezembro a junho) e
 231 seca (julho a novembro) bastante definidas. Todos os sítios de estudo foram constituídos
 232 originalmente por floresta ombrófila densa em sua maior parte, mas incluem áreas de floresta
 233 ombrófila aberta e floresta ombrófila densa de planície aluvial [69]. Atualmente estas áreas são
 234 caracterizadas por diferentes tipos de usos do solo. A partir de análises de categorias de uso do solo
 235 classificadas por imagens satélites Landsat e confirmadas em campo, nós categorizamos seis tipos de
 236 habitats ocorrendo nos oito sítios estudados, sendo eles: floresta primária conservada (FC), floresta
 237 com extração madeireira de baixo impacto (FM), floresta primária alterada (FA), áreas de recuperação

238 florestal (RF), áreas de pasto abandonado (PA) e áreas de monocultura de palmeira de dendê (PD). A
239 Tabela S1 (Material Suplementar), detalha os municípios, coordenadas e tipo de habitats por sítio, e
240 as Figuras S1 e S2 (Material Suplementar) ilustram os habitats amostrados.

241 As florestas conservadas (FC) amostradas áreas de florestas bem preservadas, mas ainda
242 assim, se localizam em uma paisagem degradada, não sendo possível garantir que sejam totalmente
243 pristinas. Estas florestas caracterizam por áreas de floresta ombrófila densa e floresta ombrófila aberta
244 (Figura S1_A e B, Material Suplementar) que são mantidas como reserva legal por empresas, ou se
245 localizam dentro de unidades de conservação públicas. As alturas do dossel destas florestas está
246 tipicamente na faixa de 25-35 m de altura [70]. Já as áreas de floresta primária alterada (FA), são
247 florestas que já passaram por exploração convencional de madeira e outros ciclos extrativistas que as
248 empobreceram apesar de não terem sido derrubadas (Figura S1_C e D, Material Suplementar). Estas
249 áreas também se caracterizam pelos tipos vegetacionais de floresta ombrófila aberta e floresta
250 ombrófila densa.

251 As áreas de exploração madeireira de baixo impacto (FM), são florestas primárias exploradas
252 por apenas um ciclo de corte, e utilizando todas as técnicas do manejo de baixo impacto exigidos pela
253 certificação do Conselho de Manejo Florestal (FSC) [71,72] (Figura S2_C e D, Material
254 Suplementar). Embora estas atividades de exploração gerem impactos que alteram a estrutura das
255 florestas originais, como as clareiras geradas pelas quedas de árvores ou abertura de pátios de
256 estocagem [73], é considerada uma das formas de uso extrativista menos prejudicial à biodiversidade
257 das florestas tropicais [74]. Mesmo após a exploração, estas florestas ainda são capazes de abrigar
258 uma composição e riqueza de espécies de mamíferos semelhante às florestas primárias conservadas
259 [75].

260 As áreas de plantio de palma de dendê (*Elaeis guineensis* – Família Arecaceae) utilizadas no
261 presente estudo se caracterizam por uma monocultura de cultivo perene, com ciclo de corte variando
262 entre 20 a 30 anos, com produção de frutos a partir do terceiro ano [76]. As palmeiras apresentam
263 idade adulta, com altura média de 20 metros. Os plantios são bastante semelhantes, com espaçamento

264 padrão de cerca de 10 metros entre as palmeiras (Figura S1_E, Material Suplementar). Quando
265 comparadas às florestas primárias, os plantios de dendê são estruturalmente menos complexos, com
266 dossel mais baixo e aberto, com árvores de idade e espaçamento uniforme, além de microclimas
267 menos úmidos e mais quentes [77–79]. Os habitats de monocultura de palmeira de dendê não tem se
268 mostrado favoráveis à fauna de mamíferos [14,75].

269 As áreas de pasto abandonado (PA) deixaram de ter algum tipo de uso produtivo em 2008.
270 Estas áreas se caracterizam por presença de gramíneas, arbustos e poucas árvores espaçados, sub-
271 bosque relativamente denso e dossel bastante descontínuo e aberto (Figura S1_F, Material
272 Suplementar). Já as áreas de recuperação florestal fazem parte do Programa de Recuperação de Áreas
273 Degradadas (PRAD), implantado em 2009 pela empresa mineradora Hydro, após terem sido
274 mineradas para extração de bauxita (Figura S2_A e B, Material Suplementar). A bauxita é extraída
275 de camadas minerais de até 12 m de profundidade, o que resulta na supressão da vegetação e na
276 remoção de camadas de solo. Neste trabalho, amostramos nas áreas que iniciaram no processo de
277 recuperação, entre 2009 e 2014.

278 **Coleta de dados**

279
280 Para a coleta de dados sobre a fauna de ungulados utilizamos o método de armadilhamento
281 fotográfico que consiste na instalação de câmeras fotográficas automáticas com sensor de calor e
282 movimento, de forma que quando os animais passam na frente, são registrados por fotografias [80].
283 Em todos os sítios instalamos as armadilhas em árvores, a uma altura de aproximadamente 40 cm do
284 solo. O número de armadilhas por sítio foi variável (Tabela S1, Material Suplementar). A distribuição
285 das câmeras seguiu um critério de amostrar a maior variabilidade de habitats de cada sítio, respeitando
286 uma distância mínima de 1000 metros entre elas. O método de armadilhamento fotográfico é bastante
287 eficiente para amostragem das espécies alvo deste estudo [81].

288 A Tabela S1 (Material Suplementar) detalha o número de armadilhas fotográficas colocadas
289 em cada sítio e em cada habitat por sítio. Em todos os sítios programamos as armadilhas com as
290 mesmas configurações (incluindo intervalos de 30 segundos entre cada disparo) e as mantivemos em

291 funcionamento de forma ininterrupta. Entretanto, o número de dias de amostragem variou entre os
292 sítios. Em cada disparo registramos a data e o horário. Consideramos cada armadilha fotográfica
293 como uma unidade amostral e consideramos cada disparo como um evento independente, seguindo
294 os seguintes critérios: (i) fotos de armadilhas diferentes, independente da espécie, (ii) fotos
295 consecutivas numa mesma armadilha, de indivíduos de espécies diferentes; (iii) fotos de indivíduos
296 de mesma espécie, numa mesma armadilha, com intervalo mínimo de 60 minutos entre os registros
297 [82]. Capturas que registraram mais de um indivíduo da espécie numa mesma foto, nós
298 contabilizamos como apenas um registro.

299 **Coleta de variáveis ambientais**

300
301 Com objetivo de verificar quais variáveis ambientais poderiam estar influenciando a
302 ocorrência e abundância das espécies de ungulados frugívoros nestas regiões da Amazônia, fizemos
303 a extração de sete métricas de paisagem e de porcentagem de uso e cobertura do solo. As métricas de
304 paisagem que definimos foram: distância perpendicular da matriz florestal (DMF) e distância
305 perpendicular de áreas urbanas (DAU). Já as métricas de uso do solo que definimos foram: % de
306 formação florestal (FF), % de vegetação aberta natural (VAN), % cobertura vegetal em recuperação
307 (CVR), % de agropecuária (AGR) e % de pastagem (PA).

308 Extraímos todas as métricas e variáveis de uso do solo utilizando o *software* QGIS 3.16.9,
309 através de imagens *rasters* classificadas de acordo com os anos de coleta dos dados em cada sítio,
310 disponibilizadas pelo banco de dados do MapBiomias (versão 4.0). Extraímos as métricas de distância
311 tendo como ponto de partida cada ponto de armadilha fotográfica. Já para a extração das porcentagens
312 de uso e cobertura do solo plotamos um *buffer* de 1 km de diâmetro ao redor de cada ponto amostral
313 e extraímos as porcentagens de categorias de uso do solo classificadas pelo MapBiomias. Excluimos
314 um dos pontos de amostragem (ponto mais à esquerda) que tiveram sobreposição de mais de 10%
315 entre buffers.

316 Além das variáveis e métricas extraídas, nós calculamos um índice de pressão de caça (IC)
317 para cada sítio, que foi utilizado como métrica para todas as armadilhas daquele sítio. O índice seguiu

318 a mesma lógica de cálculo das abundâncias de cada espécie que será detalhado no item de análise de
319 dados. No caso do índice de caça, nós contabilizamos todos os registros de cachorros domésticos e
320 pessoas (com exceção dos pesquisadores) nas armadilhas fotográficas, considerando-os como
321 potenciais caçadores. O índice foi obtido pelo número de registros a cada 100 dias de exposição,
322 considerando todas as câmeras de um mesmo sítio. O mesmo índice foi utilizado para todas as
323 armadilhas daquele sítio, de forma que o índice de pressão de caça se refere à região amostrada.

324 **Análises estatísticas**

325 Realizamos as análises separadamente para cada espécie e utilizando o *software* R [83]. Em
326 função do número diferenciado de armadilhas e de dias de exposição das armadilhas por habitat,
327 utilizamos o cálculo do índice de abundância para cada espécie convencionado na literatura,
328 denominado taxa de registros fotográficos (Mendes-Oliveira et al. 2017). Esta taxa é calculada pelo
329 número de registros independentes de uma espécie para cada armadilha, em 100 dias de exposição.
330 Para efeito de melhor eficiência nas análises estatísticas, realizamos o arredondamento decimais desta
331 taxa seguindo critérios matemáticos, tornando os números inteiros. Os testes estatísticos que
332 utilizamos trabalham com médias de valores por amostras de cada habitat, minimizando as diferenças
333 de número de amostras entre os habitats.

334 Para testar se a abundância das espécies varia entre os habitats amostrados e se existe diferença
335 entre os habitats, utilizamos o Modelo Linear Generalizado (GLM) com distribuição de resíduos de
336 *Poisson*, com correção para distribuição *quasipoisson*. Utilizamos a taxa de abundância das espécies
337 como variável resposta e os diferentes habitats como variáveis preditoras. Realizamos uma análise de
338 variância (ANOVA) no modelo e utilizamos o intercepto do *summary* da análise de variância como
339 referência para avaliar o efeito positivo ou negativo de cada habitat sobre a abundância das espécies.
340 Também comparamos os habitats entre si através do intervalo de confiança (95%), para verificar
341 possíveis diferenças entre eles, com relação a abundância das espécies.

342 Para evitar a multicolinearidade entre as variáveis ambientais extraídas, utilizamos os valores
343 de inflação de variância (VIF) para selecionar variáveis com $VIF < 5$, e desta forma remover as
344 variáveis com valores superiores a 5 (Logan, 2010). Para esta análise utilizamos o pacote *usdm* do R.
345 Após a seleção das variáveis, construímos um Modelo Linear Misto Generalizado (GLMM) para
346 avaliar quais delas tem mais influência sobre a abundância de cada uma das espécies. Para estas
347 análises utilizamos os pacotes *lme4* e *MASS*. Usamos como variável resposta a taxa de abundância,
348 e como variáveis preditoras as variáveis ambientais selecionadas e como variáveis aleatórias
349 utilizamos “Câmera” (unidades amostrais) e “Habitats” (área de extração madeireira, floresta
350 primária conservada, floresta primária alterada, pastagem abandonada e plantação de palma de
351 dendê). Verificamos inicialmente que a variável aleatória “Câmera” não agregou poder de explicação
352 ao modelo, desta forma deixamos apenas a variável “Habitats” como aleatória no modelo. Em
353 seguida, construímos um GLM com as mesmas variáveis resposta e preditoras utilizada no GLMM,
354 porém com distribuição de resíduos de *Poisson*, com correção para distribuição *quasipoisson*.
355 Comparamos os resultados entre o GLMM e o GLM e verificamos que a variável “Habitats” não
356 acrescentou poder de explicação ao modelo. Desta forma, optamos por seguir com a análise de GLM.

357

358 **RESULTADOS**

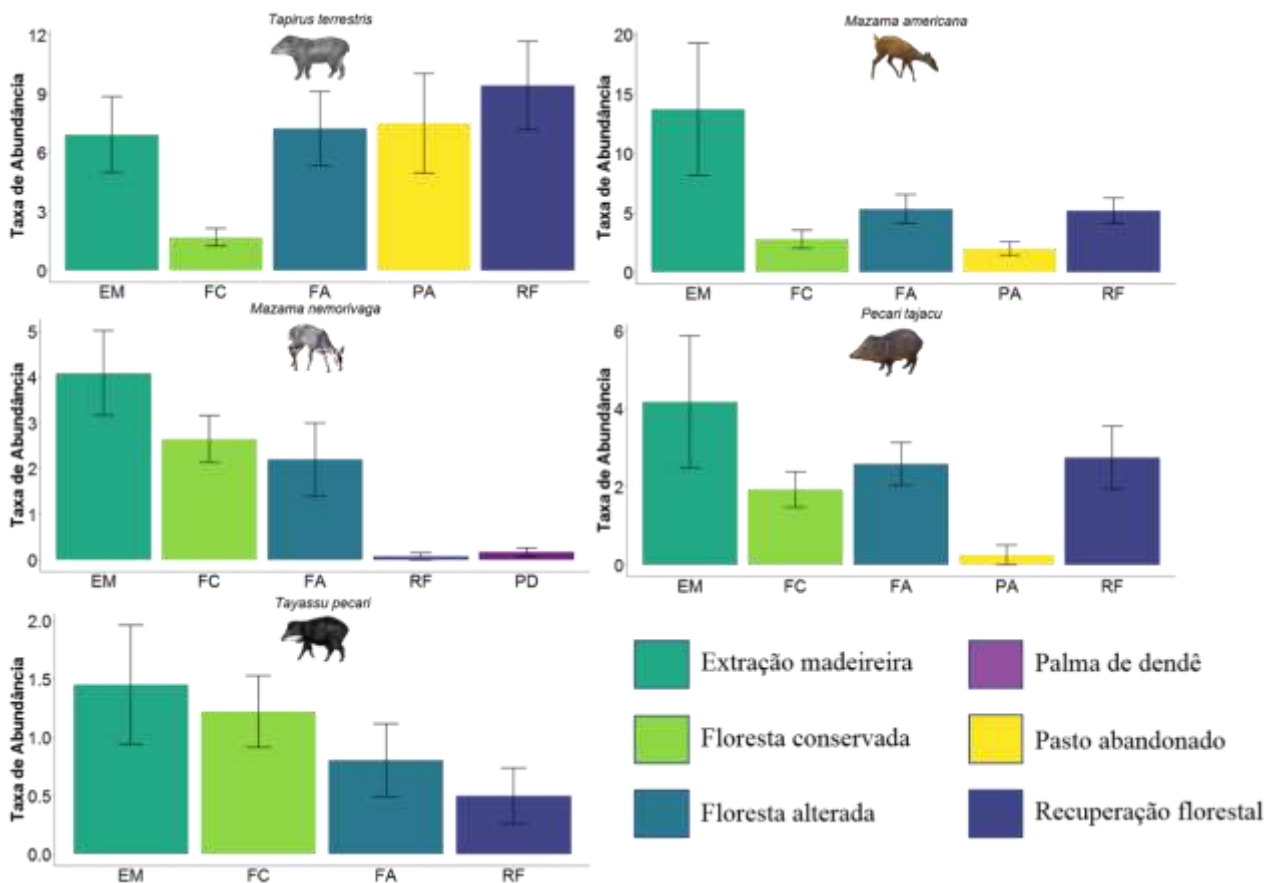
359

360 Ao todo obtivemos 7.332 registros independentes das cinco espécies de ungulados herbívoros-
361 frugívoros estudadas no presente trabalho, sendo 2.825 registros de *T. terrestris*, 2.536 de *M.*
362 *americana*, 541 de *M. nemorivaga*, 1.104 de *P. tajacu* e 326 de *T. pecari*. Através da análise de
363 ANOVA realizada pelo GLM, foi possível comparar a abundância das espécies entre os diferentes
364 habitats estudados (Figura 2). Considerando a anta (*T. terrestris*), observamos uma abundância
365 significativamente maior desta espécie em todos os habitats alterados, se comparado com a floresta
366 primária conservada (FC). Não observamos diferenças de abundância desta espécie entre os habitats
367 antropogênicos (Figura 2, Tabela S2 – Material Suplementar).

368 Com relação à espécie de veado-vermelho (*M. americana*) observamos que existe uma maior
369 utilização da espécie por habitats de exploração madeireira de baixo impacto (EM), enquanto que
370 para todos os outros habitats a abundância foi menor e não foram significativamente diferentes
371 (Figura 2, Tabela S2 – Material Suplementar). Assim como a anta, esta espécie de veado não tem
372 ocorrência registrada para plantação de palma de dendê (PD) (Figura 2). Já o veado-roxo (*M.*
373 *nemorivaga*) apresentou maior abundância em todos os habitats florestais (EM, FC e FA),
374 apresentando abundância significativamente menor nas áreas de recuperação florestal (RF) e de
375 palma de dendê (PD). Esta foi a única espécie a marcar presença no habitat de plantação de palma de
376 dendê (PD), apesar de apresentar uma baixa abundância nestas áreas (Figura 2). Não registramos *M.*
377 *nemorivaga* em áreas de pasto abandonado (PA).

378 Não encontramos diferenças significativas nas variâncias para *P. tajacu* e *T. pecari* entre os
379 habitats, dentro do modelo linear generalizado (Figura 2, Tabela S2 – Material suplementar). Desta
380 forma, inferimos que não existe diferença estatística na abundância das duas espécies entre os habitats
381 estudados, com exceção do habitat de pasto abandonado que apresentou abundância
382 significativamente menor, especificamente para *P. tajacu*, enquanto que para *T. pecari* não
383 encontramos registro neste habitat.

384



385

386

387

388

389

390

391

392

393

394

395

396

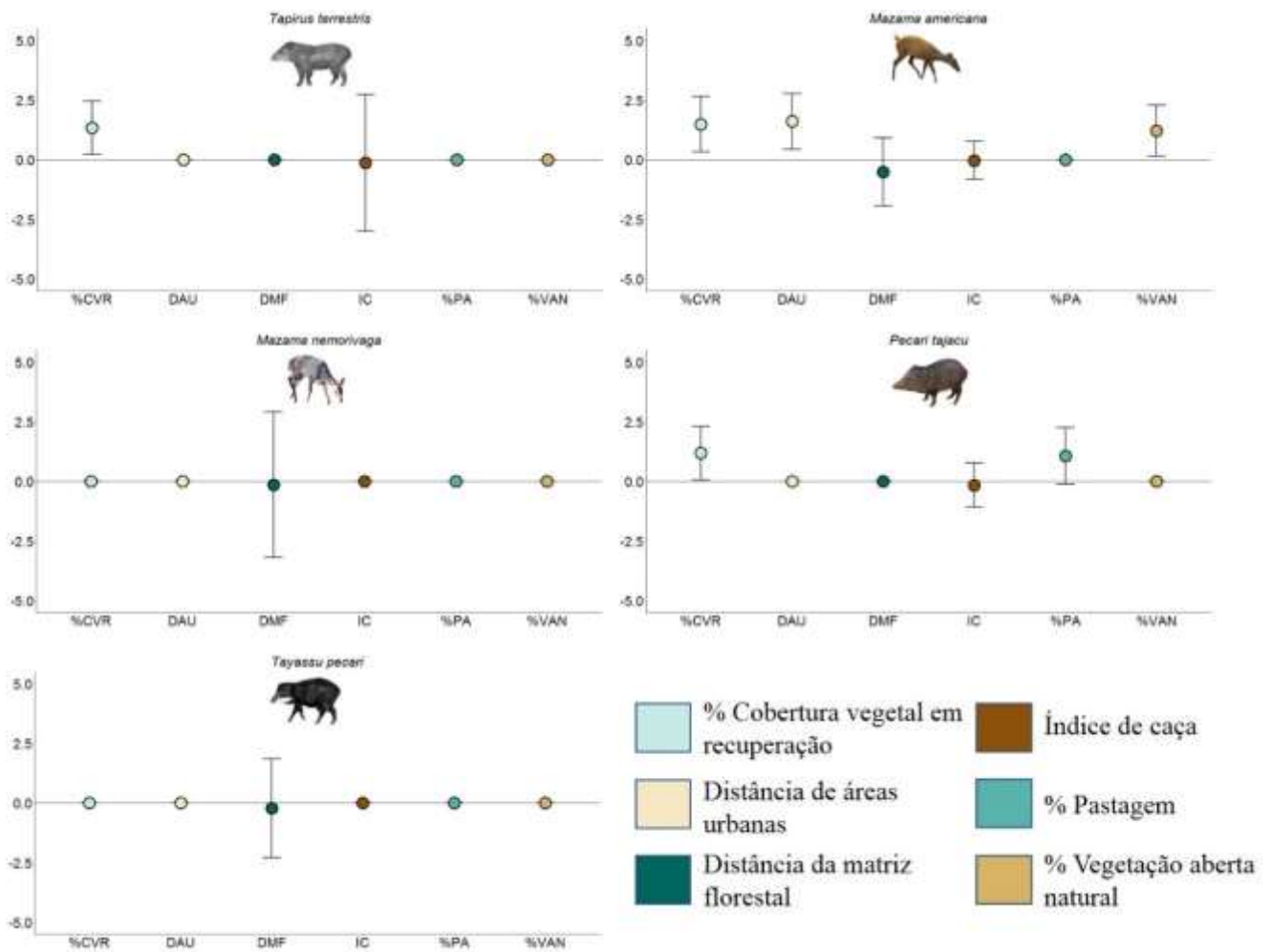
397

398

399

Figura 2. Resultados da ANOVA realizada pelo GLM, comparando as médias da taxa de abundância das espécies entre os habitats e seus intervalos de confiança (95% de confiança). EM = Extracção madeireira, FC = Floresta conservada, FA = Floresta alterada, PD = Plantação de palmeira de dendê, RF = Recuperação florestal e PA = Pasto abandonado.

O VIF não indicou problema de colinearidade (variáveis com VIF > 5) entre as sete variáveis predictoras. Os coeficientes de correlação linear variaram entre uma correlação mínima de 0.004 (agropecuária ~ distância da matriz florestal) e uma correlação máxima de -0.652 (formação florestal ~ distância da matriz florestal). Para a espécie *T. terrestris* as variáveis que influenciaram positivamente ($p < 0,05$) a abundância foram % cobertura vegetal em recuperação (CVR) ($p < 0,001$), e negativamente índice de caça (IC) ($p = 0,049$) (Tabela S3 - Material Suplementar). Nenhuma das outras variáveis testadas tiveram algum efeito (positivo ou negativo) para explicar a variação de abundância desta espécie entre os habitats (Figura 3).



400

401

402 Figura 3. Resultados do GLM mostrando a influência das variáveis de métricas de paisagem e de uso do solo
 403 sob as espécies alvo deste estudo. Cada gráfico mostra a influência positiva (+) ou negativa (-) de cada variável
 404 para cada espécie e seus intervalos de confiança (95% de confiança)

405 Para a espécie *M. americana*, as variáveis que influenciaram positivamente ($p < 0,05$) a
 406 abundância foram % de cobertura vegetal em recuperação (CVR) ($p = 0,002$), distância de áreas
 407 urbanas (DAU) ($p = 0,019$) e % de vegetação aberta natural (VAN) ($p = 0,048$) (Figura 3, Tabela S3
 408 - Material Suplementar). Já as variáveis distância da matriz florestal (DMF) ($p = 0,004$) e índice de
 409 caça (IC) ($p < 0,001$) influenciaram negativamente (-0,0273) a abundância de *M. americana* nos
 410 habitats estudados (Figura 3, Tabela S3 – Material Suplementar). Para a espécie *M. nemorivaga*
 411 apenas distância da matriz florestal (DMF) ($p < 0,05$) influenciou negativamente a abundância desta
 412 espécie nos habitats estudados (Figura 3, Tabela S3 - Material Suplementar).

413 Para os catetos (*P. tajacu*), a porcentagem de cobertura vegetal em recuperação (CVR) ($p =$
414 $0,003$) e a porcentagem de pastagem (PA) ($p = 0,043$) influenciaram positivamente, enquanto que o
415 índice de caça (IC) ($p = 0,033$) influenciou negativamente na abundância desta espécie nos habitats
416 estudados. Nenhuma das outras variáveis tiveram algum efeito (positivo ou negativo) para explicar a
417 variação na abundância de *P. tajacu*. Já para os queixadas (*T. pecari*), apenas a distância de matriz
418 florestal (DMF) ($p = 0,001$) foi importante, influenciando negativamente na abundância desta espécie
419 nos habitats estudados.

420

421 **DISCUSSÃO**

422 Verificamos que todas as espécies de ungulados herbívoros-frugívoros alvos desta pesquisa
423 utilizam a maioria dos habitats alterados estudados. Isto nos mostra que todas estas espécies têm, em
424 maior ou menor grau, níveis de tolerância sob determinadas pressões antrópicas. No entanto, a
425 resposta de cada uma delas, depende de vários fatores, incluindo suas características biológicas e
426 plasticidade ecológica [27], além da intensidade e tipo de distúrbio presente em cada habitat e as
427 condições ambientais que estes habitats oferecem.

428 De forma geral, mesmo com níveis de tolerância a diferentes habitats, os ambientes mais
429 hostis para maioria das espécies estudadas foram as áreas de pasto abandonado e as de plantação de
430 palma de dendê. Apenas para as antas (*T. terrestris*) as médias de abundância nas áreas de pasto
431 abandonado foram semelhantes a outros habitats antropogênicos, no entanto, a variável de
432 porcentagem de área de pastagem não foi importante para explicar esta abundância, sugerindo que
433 estes animais toleram estes ambientes, mas devem apenas usá-lo como passagem para outros habitats
434 adjacentes [56]. No caso das plantações de palma de dendê, já foi registrado na literatura que este
435 habitat pode ser bastante hostil para praticamente todas as espécies de mamíferos terrestres [14]. A
436 baixa complexidade ambiental, alta exposição de solo, redução da serrapilheira [84], ausência de
437 substratos e sub-bosque [78], tornam as plantações de palma de dendê substancialmente diferentes da

438 estrutura original dos habitats florestados, reduzindo a ocorrência ou uso de ungulados e de outros
439 médios e grandes mamíferos nestes habitats [14].

440 Contudo, observamos respostas diferenciadas entre as espécies estudadas. *T. terrestris*
441 pareceu ser a mais tolerante a habitats alterados nesta paisagem amazônica, demonstrando inclusive
442 preferência por estes habitats em detrimento das florestas conservadas. Ainda na Amazônia, esta
443 espécie tem sido amostrada em variados tipos de habitats, na sua ampla distribuição neste bioma,
444 incluindo habitats abertos, florestados, degradados e conservados [36,47,56]. As florestas secundárias
445 também têm sido relatadas como habitats utilizados para forrageamento desta espécie, em função da
446 alta produtividade do sub-bosque [85,86]. Isto poderia explicar nossos resultados com relação a alta
447 incidência desta espécie em áreas de recuperação florestal, exploração madeireira de baixo impacto
448 e florestas alteradas, nas quais o sub-bosque é mais produtivo do que nas áreas de floresta
449 conservadas, onde o dossel é mais contínuo e com menor incidência de luminosidade no interior da
450 floresta. Além disto, os ancestrais das antas modernas, que irradiaram durante o Oligoceno Superior
451 e o Mioceno Inferior, passaram por inúmeras mudanças ao longo do tempo, causadas por migrações,
452 mudanças topográficas, mudanças climáticas e conseqüentemente da distribuição das florestas [87].
453 Esta história evolutiva pode ter tido conseqüências sobre a maior tolerância de *T. terrestris* sob
454 condições adversas à sua sobrevivência na atualidade [88]. No entanto, estudos realizados na Mata
455 Atlântica e nos Andes Colombianos, relatam a maior uso das antas por habitats de florestas
456 conservadas e áreas com presenças de corpos d'água, como matas ciliares [31,89] do que por habitats
457 muito alterados como pastagens, agricultura e plantações de palma de dendê [31,90], ou mesmo em
458 trilhas de ecoturismo com alto índice de perturbação [91]. Desta forma, em médio e longo prazo, é
459 possível que esta espécie esteja sendo vítima de uma armadilha ecológica [24,25] nas paisagens
460 degradadas da Amazônia, onde os habitats alterados se tornaram os mais utilizados por indivíduos de
461 *T. terrestris*.

462 Considerando a seleção de habitat, um animal nem sempre faz a melhor escolha sobre onde
463 viver [92,93] e esta escolha pode afetar a sobrevivência do indivíduo e seu sucesso reprodutivo

464 posteriormente. Mas os fatores que desfavorecem esta escolha podem não ter sido evidentes quando
465 ela foi feita [92,94]. No caso de ambientes alterados na Amazônia, é possível que a atratividade desses
466 habitats para espécies como *T. terrestris*, esteja se desvinculando da aptidão da espécie para
467 sobreviver e reproduzir. Esses habitats de qualidade inferior podem, em algum momento, ser tão
468 atraentes quanto os habitats nativos preservados. Isso pode acontecer quando animais cujos
469 comportamentos foram moldados pela exposição a diferentes condições ambientais em sua história
470 evolutiva, são subitamente confrontados por ambientes alterados ou novos [95], caracterizando o
471 fenômeno chamado de armadilhas ecológicas [24,25].

472 A espécie de veado-vermelho (*M. americana*) também demonstrou tolerância a habitats
473 alterados, com preferência especialmente por áreas de exploração madeireira, e em menor escala por
474 florestas alteradas e áreas de recuperação florestal, em detrimento de florestas primárias conservadas.
475 No entanto, o aumento da distância de áreas de floresta foi um fator importante para a redução da
476 abundância desta espécie. Isto sugere que mesmo que esta espécie esteja escolhendo viver em áreas
477 alteradas, ainda existe uma dependência do ambiente florestal nas paisagens alteradas na Amazônia.
478 Isto pode ser traduzido em qualquer habitat florestal, incluindo florestas secundárias [36]. As
479 formações florestais alteradas além de fornecerem recursos alimentares, pela alta produtividade do
480 sub-bosque, podem ser uma importante fonte dos recursos hídricos para *M. americana* que usa
481 frequentemente cursos d'água para movimentar-se pela floresta como uma estratégia anti-predatória
482 [43]. Neste trabalho, também verificamos que a abundância de *M. americana* foi influenciada
483 positivamente pela porcentagem de vegetação aberta natural. Em outros biomas brasileiros, esta
484 espécie também utiliza frequentemente habitats próximos à borda da floresta, cerrado *stricto sensu*,
485 campos de altitude [42], e até mesmo savanas amazônicas [47].

486 Nas áreas de exploração madeireira, recuperação florestal, e outras florestas alteradas, *M.*
487 *americana* pode estar sendo favorecida pela sua dieta generalista, que permite se alimentar de
488 diferentes partes vegetais como flores, frutos, folhas, galhos [38]. O mesmo foi demonstrado em
489 florestas secundárias [36] e plantações de eucalipto (*Eucalyptus urophylla* e *Eucalyptus tereticornis*)

490 [47]. Assim como as antas, os veados (*M. americana* e *M. nemorivaga*) também utilizaram pouco os
491 habitats totalmente substituídos como áreas de pastagem ou plantações de dendê.

492 No caso do veado-roxo (*M. nemorivaga*) as respostas foram semelhantes às que observamos
493 para *M. americana*. No entanto esta espécie parece estar ainda mais relacionada a habitats florestais
494 do que o veado-vermelho, mostrando menor uso por áreas de recuperação florestal [45,46]. Os
495 ambientes florestais apresentam uma importante fonte de recursos para a espécie, tendo em vista que
496 sua dieta pode ser composta por 87% exclusivamente de frutos na Floresta Amazônica [10]. É
497 importante salientar que as características desta espécie eram consideradas as mesmas de *Mazama*
498 *gouazoubira*, até que foram encontrados subsídios taxonômicos e genéticos importantes para
499 determinar que *M. gouazoubira* era gradativamente substituído geograficamente por *M. nemorivaga*
500 na transição Cerrado-Amazônia [45,96]

501 Ambas as espécies de porcos investigadas neste trabalho apresentaram de forma geral uma
502 ausência de padrão de uso de ambientes, quando consideramos a comparação entre os habitats. No
503 entanto, a espécie *P. tajacu* (catetos) parece ser ainda menos exigente em termos de habitats florestais,
504 sendo influenciada positivamente pela porcentagem de áreas de pastagem. *Pecari tajacu* é uma
505 espécie florestal [53,55], mas com alta tolerância a habitats degradados [53,59,60]. Já a espécie *T.*
506 *pecari* (queixada), apresenta maior abundância em habitats florestais, mas não apresenta preferência
507 entre eles. Por outro lado, os queixadas não foram registrados em habitats totalmente alterados como
508 pastos ou plantações de palma de dendê, corroborando a ideia de que esta espécie tem maior
509 seletividade por ambientes florestais. Sem dúvida *P. tajacu* apresenta uma dieta menos seletiva do
510 que *T. pecari*. Os catetos se alimentam de uma grande variedade de itens alimentares [97,98],
511 permitindo que a espécie explore recursos alternativos em habitats degradados [59]. Já os queixadas
512 apesar de serem considerados onívoros, alimentando-se de sementes, invertebrados, pequenos
513 vertebrados e carcaças maiores, estão mais relacionados a uma dieta frugívora [97]. Esta espécie
514 ingere comumente frutos grades e duros em função de sua mordida forte [99,100], e este tipo de dieta
515 normalmente depende de um habitat de melhor qualidade [97].

516 Com exceção de *M. nemorivaga* e *T.pecari*, a caça foi um fator negativo para abundância de
517 ungulados herbívoros-frugívoros neste trabalho de pesquisa. A caça é uma atividade bastante
518 difundida na Amazônia [101,102] e mamíferos de médios e grandes porte estão entre os animais mais
519 caçados em comunidades tradicionais da região [103]. Mesmo praticada para subsistência, ou como
520 prática esportiva, como é o caso de algumas regiões no extremo nordeste da Amazônia, a caça pode
521 ter grandes efeitos deletérios sobre a diversidade de vertebrados de médio e grande porte, reduzindo
522 a abundância de espécies superexploradas ou mesmo causando sua extinção local [104,105]. Em
523 longo prazo, esses impactos nas populações animais podem ter efeitos indiretos em todo o
524 ecossistema, por exemplo, alterando as taxas de dispersão e predação de sementes, recrutamento de
525 plântulas e herbivoria [106,107] e diminuindo a diversidade de plantas [108,109].

526 Todas as espécies de ungulados herbívoros-frugívoros foram registradas, em menor ou maior
527 quantidade, nas áreas de recuperação florestal, nas áreas de florestas alteradas e áreas de exploração
528 madeireira de baixo impacto, corroborando a importância destas espécies para a recuperação das áreas
529 florestais degradadas, através dos papéis ecológicos importantes que desempenham nestes
530 ecossistemas [4–7,9]. Por outro lado, estes resultados também demonstram o potencial dos habitats
531 florestados, mesmo que alterados, para a conservação das espécies [75,110].

532 A região deste estudo está inserida em uma paisagem de alta pressão antrópica. As intensas
533 mudanças no uso do solo levam os ungulados herbívoros-frugívoros a experimentarem diferentes
534 habitats com diferentes condições quando comparados aos ambientes originais, e isso cria a
535 possibilidade de ocorrência do fenômeno “Armadilhas Ecológicas” [23,24]. Desta forma, não
536 descartamos a possibilidade de que, apesar dos resultados estarem mais claro para a espécie *T.*
537 *terrestris*, as outras espécies de ungulados não estejam sendo influenciadas pelo mesmo processo.
538 Em médio e longo prazos, as escolhas por habitats com menor oferta de recursos podem reduzir a
539 aptidão das espécies, podendo levá-las à extinção local, sobretudo se alterações no habitat natural
540 continuarem aumentando [23,24]. Estes fatores devem ser considerados em estratégias de
541 conservação e manejo de paisagens degradadas na Amazônia.

542

543 **AGRADECIMENTOS**

544

545 Agradecemos as empresas CKBV-Florestal (Grupo Keilla), Mineração Hydro Paragominas e
546 Empresa Agropalma pela gentileza em permitir que os dados utilizados neste trabalho fossem
547 coletados em suas áreas, além de fornecerem apoio logístico para as atividades de campo.
548 Agradecemos também ao Consórcio BRC pelo apoio e financiamento da bolsa de pesquisa. Este
549 trabalho é de número XX do BRC. Ao CNPq pela concessão da bolsa produtividade à ACMO
550 (Processo XXX)

551

552 **REFERÊNCIAS**

553

- 554 1. Bogoni JA, Peres CA, Ferraz KMPMB. Extent, intensity and drivers of mammal defaunation:
555 a continental-scale analysis across the Neotropics. *Sci Rep.* 2020;10: 1–16.
556 doi:10.1038/s41598-020-72010-w
- 557 2. Atwood TB, Valentine SA, Hammill E, McCauley DJ, Madin EMP, Beard KH, et al.
558 Herbivores at the highest risk of extinction among mammals, birds, and reptiles. *Sci Adv.*
559 2020;6. doi:10.1126/sciadv.abb8458
- 560 3. Antunes AP, Fewster RM, Venticinque EM, Peres CA, Levi T, Rohe F, et al. Empty forest or
561 empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Sci Adv.* 2016;2.
562 doi:10.1126/sciadv.1600936
- 563 4. Fragoso J, Huffman J. Seed-dispersal and seedling recruitment patterns by the last Neotropical
564 megafaunal element in Amazonia, the tapir. *J Trop Ecol.* 2000;16: 369–385.
565 doi:10.1017/S0266467400001462
- 566 5. Villar N, Siqueira T, Zipparro V, Farah F, Schmaedecke G, Hortenci L, et al. The cryptic
567 regulation of diversity by functionally complementary large tropical forest herbivores. *J Ecol.*
568 2020;108: 279–290. doi:10.1111/1365-2745.13257
- 569 6. Hester AJ, Bergman M, Iason GR, Moen J. Impacts of large herbivores on plant community

- 570 structure and dynamics. *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*.
571 2006. doi:10.1017/cbo9780511617461.006
- 572 7. Villar N, Paz C, Zipparro V, Nazareth S, Bulascoschi L, Bakker ES, et al. Frugivory underpins
573 the nitrogen cycle. *Funct Ecol*. 2021;35: 357–368. doi:10.1111/1365-2435.13707
- 574 8. Redford K. The Empty Forest. *Bioscience*. 1992;42: 412–422. Available:
575 <http://www.jstor.org/stable/1311860>
- 576 9. Dirzo R, Miranda A. Contemporary Neotropical Defaunation and Forest Structure, Function,
577 and Diversity—A Sequel to John Terborgh. *Conserv Biol*. 1990;4: 444–447.
578 doi:10.1111/j.1523-1739.1990.tb00320.x
- 579 10. Bodmer RE. Ungulate biomass in relation to feeding strategy within Amazonian forests.
580 *Oecologia*. 1989;81: 547–550. doi:10.1007/BF00378967
- 581 11. Cullen L, Bodmer RE, Valladares-Padua C. Ecological consequences of hunting in Atlantic
582 forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx*. 2001;35: 137–144. doi:10.1046/j.1365-
583 3008.2001.00163.x
- 584 12. Mendes Pontes AR. Ecology of a community of mammals in a seasonally dry forest in
585 Roraima, Brazilian Amazon. *Mamm Biol*. 2004;69: 319–336. doi:10.1078/1616-5047-00151
- 586 13. INPE/PRODES. Instituto nacional de pesquisas espaciais. Coordenação geral de observação
587 da terra. Programa de monitoramento da amazônia e demais biomas. Desmatamento –
588 amazônia legal. 2021 [cited 27 Feb 2022]. Available:
589 <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>
- 590 14. Mendes-Oliveira AC, Peres CA, Maués PCR d. A, Oliveira GL, Mineiro IGB, Silva de Maria
591 SL, et al. Oil palm monoculture induces drastic erosion of an Amazonian forest mammal fauna.
592 *PLoS One*. 2017;12: 1–19. doi:10.1371/journal.pone.0187650
- 593 15. Berenguer E, Armenteras D, Alencar A, Almeida C, Aragão L, Barlow J, et al. Drivers and
594 ecological impacts of deforestation and forest degradation. *Sci Panel Amaz*. 2021; 263–304.
595 Available: <https://www.theamazonwewant.org/amazon-assessment-report-2021/>

- 596 16. Moulatlet GM, Ambriz E, Guevara J, López KG, Rodes-Blanco M, Guerra-Arévalo N, et al.
597 Multi-taxa ecological responses to habitat loss and fragmentation in western amazonia as
598 revealed by rapeld biodiversity surveys. *Acta Amaz.* 2021;51: 234–243. doi:10.1590/1809-
599 4392202004532
- 600 17. Lapola DM, Martinelli LA, Peres CA, Ometto JPHB, Ferreira ME, Nobre CA, et al. Pervasive
601 transition of the Brazilian land-use system. *Nat Clim Chang.* 2014;4: 27–35.
602 doi:10.1038/nclimate2056
- 603 18. Fonseca A, Amorim L, Ribeiro J, Ferreira R, Monteiro A, Santos B, et al. Boletim do
604 desmatamento da Amazônia Legal (janeiro 2021) SAD (p. 1). 2021.
- 605 19. Sonter LJ, Herrera D, Barrett DJ, Galford GL, Moran CJ, Soares-Filho BS. Mining drives
606 extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nat Commun.* 2017;8: 1–7.
607 doi:10.1038/s41467-017-00557-w
- 608 20. Rangel P, Keller M, Duffy P, Longo M, Dos-Santos M, Morton D. Long-Term Impacts of
609 Selective Logging on Amazon Forest Dynamics from Multi-Temporal Airborne LiDAR.
610 *Remote Sens.* 2019;11: 709. doi:10.3390/rs11060709
- 611 21. Chiarello AG, Aguiar LM., Cerqueira R, Melo FR, Rodrigues FHG, Silva VMF. Mamíferos
612 Ameaçados de Extinção no Brasil. Livro vermelho da fauna Bras ameaçada extinção. 2008;
613 261–874.
- 614 22. Sih A, Ferrari MCO, Harris DJ. Evolution and behavioural responses to human-induced rapid
615 environmental change. *Evol Appl.* 2011;4: 367–387. doi:10.1111/j.1752-4571.2010.00166.x
- 616 23. Robertson BA, Rehage JS, Sih A. Ecological novelty and the emergence of evolutionary traps.
617 *Trends Ecol Evol.* 2013;28: 552–560. doi:10.1016/j.tree.2013.04.004
- 618 24. Robertson B, Hutto R. Evidence, A framework for understanding ecological traps and an
619 evaluation of existing. *Ecology.* 2006;87: 1075–1085. doi:10.1890/0012-9658(2006)87
- 620 25. Gates JE, Gysel LW. Avian Nest Dispersion and Fledging Success in Field-Forest Ecotones
621 Author (s): J . Edward Gates and Leslie W . Gysel Published by : Ecological Society of

- 622 America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/1938540> . Ecology. 1978;59: 871–883.
- 623 26. Dwernychuk LW, Boag DA. Ducks nesting in association. Can J Zool. 1972;50: 559–563.
- 624 27. Mcnamara JM, Barta Z, Klaassen M, Bauer S. Cues and the optimal timing of activities under
625 environmental changes. Ecol Lett. 2011;14: 1183–1190. doi:10.1111/j.1461-
626 0248.2011.01686.x
- 627 28. Padilla M, Dowler R. Tapirus terrestris. Mamm Species. 1994;481: 1–8.
- 628 29. Janzen DH. Digestive Seed Predation by a Costa Rican Baird’s Tapir. Biotropica. 1981;13: 59.
629 doi:10.2307/2388071
- 630 30. Bodmer E. Fruit patch size and frugivory in the lowland tapir. 1990.
- 631 31. Medici EP. Assessing the Viability of Lowland Tapir Populations in a Fragmented Landscape.
632 Thesis submitted for the degree of Doctor of Philosophy in Biodiversity Management Durrell
633 Institute of Conservation and Ecology (DICE) University of Kent Canterbury, United K.
634 University of Kent. 2010.
- 635 32. Galetti M, Keuroghlian A, Hanada L, Morato MI. Frugivory and Seed Dispersal by the
636 Lowland Tapir. Biotropica. 2001;33: 723–726. doi:10.1646/0006-
637 3606(2001)033[0723:FASDBT]2.0.CO;2
- 638 33. Foerster CR, Vaughan C. Home range, habitat use, and activity of Baird’s tapir in Costa Rica.
639 Biotropica. 2002;34: 423–437. doi:10.1111/j.1744-7429.2002.tb00556.x
- 640 34. Talamoni SA, Assis MAC. Feeding habit of the brazilian tapir, tapirus terrestris
641 (Perissodactyla: Tapiridae) in a vegetation transition zone in south-eastern Brazil. Zoologia.
642 2009;26: 251–254. doi:10.1590/S1984-46702009000200007
- 643 35. Medici EP, Desbiez ALJ. Population viability analysis: Using a modeling tool to assess the
644 viability of tapir populations in fragmented landscapes. Integr Zool. 2012;7: 356–372.
645 doi:10.1111/j.1749-4877.2012.00318.x
- 646 36. Parry L, Barlow J, Peres CA. Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests
647 in the Brazilian Amazon. J Trop Ecol. 2007;23: 653–662. doi:10.1017/S0266467407004506

- 648 37. Paolucci LN, Pereira RL, Rattis L, Silvério D V., Marques NCS, Macedo MN, et al. Lowland
649 tapirs facilitate seed dispersal in degraded Amazonian forests. *Biotropica*. 2019;51: 245–252.
650 doi:10.1111/btp.12627
- 651 38. Gayot M, Henry O, Dubost G, Sabatier D. Comparative diet of the two forest cervids of the
652 genus *Mazama* in French Guiana. *J Trop Ecol*. 2004;20: 31–43.
653 doi:10.1017/S0266467404006157
- 654 39. Groves C, Grubb P. *Ungulate Taxonomy*. Johns Hopkins Univ Press. 2011.
- 655 40. Di Bitetti MS, Paviolo A, Ferrari CA, De Angelo C, Di Blanco Y. Differential responses to
656 hunting in two sympatric species of brocket deer (*Mazama americana* and *M. nana*).
657 *Biotropica*. 2008;40: 636–645. doi:10.1111/j.1744-7429.2008.00413.x
- 658 41. Ferregueti AC, Tomás WM, Bergallo HG. Density, occupancy, and activity pattern of two
659 sympatric deer (*Mazama*) in the Atlantic Forest, Brazil. *J Mammal*. 2015;96: 1245–1254.
660 doi:10.1093/jmammal/gyv132
- 661 42. Rucco AC, Porfirio GE de O, Santos FM, Do Nascimento LF, Foster VC, Fonseca C, et al.
662 Activity patterns of two sympatric cervids (*Mazama americana* and *mazama gouazoubira*) at
663 maciço do urucum, corumbá, ms. *Oecologia Aust*. 2019;23: 440–450.
664 doi:10.4257/oeco.2019.2303.04
- 665 43. Maurício J, Duarte B, Vogliotti A, Zanetti S, Oliveira ML De. *Mazama americana* Erxleben ,
666 1777 , no Brasil. *Habitat*. 2012; 33–41.
- 667 44. Martins GS. Avaliação da existência de isolamento reprodutivo entre duas espécies de veados
668 cinza (*Mazama gouazoubira* e *Mazama nemorivaga*) por meio de machos híbridos. Dissertação
669 (Mestrado em Reprodução animal). Universidade estadual Paullista: Faculdade de Ciências
670 Agrárias e Veterinárias. 2015.
- 671 45. Rossi R, Bodmer R, Duarte JM, Trovatti R. Amazonian brown brocket deer *Mazama*
672 *nemorivaga* (Cuvier 1817). In: Duarte B, González S, editors. *Neotropical Cervidology:*
673 *Biology and Medicine of Latin American Deer*. Gland/Jaboticabal; 2010. pp. 202–210.

- 674 46. de Oliveira ML, de Faria Peres PH, Gatti A, Morales-Donoso JA, Mangini PR, Duarte JMB.
675 Faecal DNA and camera traps detect an evolutionarily significant unit of the Amazonian
676 brocket deer in the Brazilian Atlantic Forest. *Eur J Wildl Res.* 2020;66. doi:10.1007/s10344-
677 020-1367-2
- 678 47. Coelho M, Juen L, Mendes-Oliveira AC. The role of remnants of Amazon savanna for the
679 conservation of Neotropical mammal communities in eucalyptus plantations. *Biodivers
680 Conserv.* 2014;23: 3171–3184. doi:10.1007/s10531-014-0772-9
- 681 48. Bodmer RE. *Strategies of Seed Dispersal and Seed Predation in Amazonian Ungulates* Author
682 (s): Richard E . Bodmer Published by: The Association for Tropical Biology and
683 Conservation Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/2388202>. *Strategies.* 1991;23: 255–
684 261.
- 685 49. Bodmer RE. Frugivory in Amazonian Artiodactyla: evidence for the evolution of the ruminant
686 stomach. *J Zool.* 1989;219: 457–467. doi:10.1111/j.1469-7998.1989.tb02593.x
- 687 50. Kiltie RA, Terborgh J. Observations on the Behavior of Rain Forest Peccaries in Perú: Why
688 do White-lipped Peccaries Form Herds? *Z Tierpsychol.* 1983;62: 241–255.
689 doi:10.1111/j.1439-0310.1983.tb02154.x
- 690 51. Fragoso J. Home Range and Movement Patterns of White-Lipped Peccary (*Tayassu pecari*)
691 Herds in Northern Brazilian Amazon. *Biotropica.* 1998;30: 458–469.
- 692 52. Peres CA. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in
693 hunted and unhunted Amazonian forests. *Biol Conserv.* 1996;77: 115–123. doi:10.1016/0006-
694 3207(96)00010-9
- 695 53. Keuroghlian A, Eaton DP, Longland WS. Area use by white-lipped and collared peccaries
696 (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biol Conserv.* 2004;120:
697 411–425. doi:10.1016/j.biocon.2004.03.016
- 698 54. Keuroghlian A, Eaton DP, Desbiez ALJ. Habitat use by peccaries and feral pigs of the Southern
699 Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Suiform Sound.* 2008;8: 9–17.

- 700 55. Keuroghlian A, Eaton DP. Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest
701 fragment: Preferential use by *Tayassu pecari*, a wide-ranging frugivore. *J Zool.* 2008;275: 283–
702 293. doi:10.1111/j.1469-7998.2008.00440.x
- 703 56. Teixeira-Santos J, da Cunha Ribeiro AC, Wiig Ø, Pinto NS, Cantanhêde LG, Sena L, et al.
704 Environmental factors influencing the abundance of four species of threatened mammals in
705 degraded habitats in the eastern Brazilian Amazon. *PLoS One.* 2020;15: 1–16.
706 doi:10.1371/journal.pone.0229459
- 707 57. Olmos F. Diet of sympatric Brazilian caatinga peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecan*). *J Trop*
708 *Ecol.* 1993;9: 255–258. doi:10.1017/S0266467400007276
- 709 58. Cherem JJ. Registros de mamíferos não voadores em estudos de avaliação ambiental no sul do
710 Brasil. *Biotemas.* 2005;18: 169–202.
- 711 59. Bellantoni ES, Krausman PR, Krausman PR. Habitat Use by Collared Peccaries in an Urban
712 Environment HABITAT USE BY COLLARED PECCARIES IN AN. 2007;38: 345–351.
- 713 60. Reyna-Hurtado R, Tanner GW. Habitat preferences of ungulates in hunted and nonhunted
714 areas in the Calakmul Forest, Campeche, Mexico. *Biotropica.* 2005;37: 676–685.
715 doi:10.1111/j.1744-7429.2005.00086.x
- 716 61. Fearnside PM. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences.
717 *Conserv Biol.* 2005;19: 680–688. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x
- 718 62. Uhl C, Celia I, Vieira G. Ecological Impacts of Selective Logging in the Brazilian Amazon :
719 A Case Study from the Paragominas Region of the State of Para Published by : The Association
720 for Tropical Biology and Conservation Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/2388700>
721 *Ecologica.* 2010;21: 98–106.
- 722 63. Belato LDS, Serrão SLC, Gandra ALF, Amorim IL de S. Aplicação da vulnerabilidade
723 ambiental do município de Moju, estado do Pará. *Rev Ibero-Americana Ciências Ambient.*
724 2018;9: 218–230. doi:10.6008/cbpc2179-6858.2018.005.0020
- 725 64. Brown DS, Brown JC, Brown C. Land occupations and deforestation in the Brazilian Amazon.

- 726 Land use policy. 2016;54: 331–338. doi:10.1016/j.landusepol.2016.02.003
- 727 65. Pinto A, Amaral P, Souza Jr. C, Veríssimo A, Salomão R, Gomes G, et al. Diagnóstico
728 Socioeconômico e Florestal do Município de Paragominas. Belém/PA; 2009.
- 729 66. Fearnside PM. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia.
730 Ecol Soc. 2008;13. doi:10.5751/ES-02451-130123
- 731 67. Moura R, Santos D, Veríssimo A, Nunes S, Brito B, Barreto P, et al. Desmatamento Zero no
732 Pará: Desafios e Oportunidades. 2017.
- 733 68. Kottek M, Grieser J, Beck C, Rudolf B, Rubel F. World map of the Köppen-Geiger climate
734 classification updated. Meteorol Zeitschrift. 2006;15: 259–263. doi:10.1127/0941-
735 2948/2006/0130
- 736 69. IBGE. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2012 [cited 28 Feb 2022] p. 271. Available:
737 <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=263011>
- 738 70. Oliveira E, Lameira O, Zoghbi M. Identificação da época de coleta do óleo-resina de copaíba
739 (Copaifera spp.) no município de Moju, PA. Rev Bras Plantas Med. 2006;8: 14–23.
- 740 71. Putz F, Pinard M. Reduced-Impact Logging as a Carbon-Offset Method. Conserv Biol. 1993;7:
741 755–757.
- 742 72. Prudente BS, Pompeu PS, Juen L, Montag LFA. Effects of reduced-impact logging on physical
743 habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. Freshw Biol. 2017;62: 303–316.
744 doi:10.1111/fwb.12868
- 745 73. da Silva EF, da Silva GF, Figueiredo EO, Binoti DHB, de Mendonça AR, Torres CMME, et
746 al. Allocation of storage yards in management plans in the Amazon by means of mathematical
747 programming. Forests. 2018;9. doi:10.3390/f9030127
- 748 74. Edwards DP, Tobias JA, Sheil D, Meijaard E, Laurance WF. Maintaining ecosystem function
749 and services in logged tropical forests: Trends in Ecology & Evolution. Trends Ecol Evol.
750 2017;29: 511–520. Available: [http://www.cell.com/trends/ecology-evolution/abstract/S0169-
751 5347\(14\)00154-2](http://www.cell.com/trends/ecology-evolution/abstract/S0169-5347(14)00154-2)[http://files/11653/S0169-5347\(14\)00154-2.html](http://files/11653/S0169-5347(14)00154-2.html)

- 752 75. Almeida-Maués P, Bueno A, Palmeirim AF, Peres C, Mendes-Oliveira AC. Assessing
753 Assemblage-wide Mammal Responses to Different Types of Habitat Modification in
754 Amazonian Forests. 2022; 1–21. Available: <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-886707/v1>
- 755 76. Luskin MS, Potts MD. Microclimate and habitat heterogeneity through the oil palm lifecycle.
756 *Basic Appl Ecol.* 2011;12: 540–551. doi:10.1016/j.baae.2011.06.004
- 757 77. Turner EC, Snaddon JL, Fayle TM, Foster WA. Oil palm research in context: Identifying the
758 need for biodiversity assessment. *PLoS One.* 2008;3: 2–5. doi:10.1371/journal.pone.0001572
- 759 78. Chung AYC, Eggleton P, Speight MR, Hammond PM, Chey VK. The diversity of beetle
760 assemblages in different habitat types in Sabah, Malaysia. *Bull Entomol Res.* 2000;90: 475–
761 496. doi:10.1017/s0007485300000602
- 762 79. Peh KSH, Sodhi NS, De Jong J, Sekercioglu CH, Yap CAM, Lim SLH. Conservation value of
763 degraded habitats for forest birds in southern Peninsular Malaysia. *Divers Distrib.* 2006;12:
764 572–581. doi:10.1111/j.1366-9516.2006.00257.x
- 765 80. Srбек-Araujo AC, Chiarello AG. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos:
766 considerações metodológicas e comparação de equipamentos. *Rev Bras Zool.* 2007;24: 647–
767 656. doi:10.1590/S0101-81752007000300016
- 768 81. Srбек-araújo AC, Chiarello AG. Armadilhas Fotográficas na amostragem de mamíferos:
769 considerações metodológicas e comparação de equipamentos. *Rev Bras Zool.* 2007;24: 647–
770 656.
- 771 82. O'Brien TG, Kinnaird MF, Wibisono HT. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and
772 prey populations in a tropical forest landscape. *Anim Conserv.* 2003;6: 131–139.
773 doi:10.1017/S1367943003003172
- 774 83. Team RC. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for
775 Statistical Computing. Vienna, Austria;
- 776 84. Nelson PN, Rhebergen T, Berthelsen S, Webb MJ, Banabas M, Oberthür T, et al. Soil
777 Acidification under Oil Palm : Rates and Effects on Yield. *Better Crop.* 2011;95: 22–25.

- 778 85. Salas LA. Habitat use by lowland tapirs (*Tapirus terrestris* L.) in the Tabaro River valley,
779 southern Venezuela. *Can J Zool.* 1996;74: 1452–1458. doi:10.1139/z96-160
- 780 86. Tobler M. Habitat Use and Diet of Baird ’ s Tapirs (*Tapirus bairdii*) in a Montane Cloud
781 Forest of the Cordillera de Talamanca , Costa. *Biotropica.* 2002;34: 468–474.
- 782 87. Janis CM. Tertiary mammal evolution in the context of changing climates, vegetation, and
783 tectonic events. *Annu Rev Ecol Syst.* 1993;24: 467–500.
784 doi:10.1146/annurev.es.24.110193.002343
- 785 88. García MJ, Medici EP, Naranjo EJ, Novarino W, Leonardo RS. Distribution, habitat and
786 adaptability of the genus tapirus. *Integr Zool.* 2012;7: 346–355. doi:10.1111/j.1749-
787 4877.2012.00317.x
- 788 89. Lizcano DJ, Cavelier J. Daily and seasonal activity of the mountain tapir (*Tapirus pinchaque*)
789 in the Central Andes of Colombia. *J Zool.* 2000;252: 429–435.
790 doi:10.1017/S0952836900000182
- 791 90. Gemita E, Hall A, Maddox T. The Asian tapir in Jambi lowland forest and commercial
792 landscape. *Tapir Conserv.* 2007;16: 30–34.
- 793 91. Tejeda-Cruz C, Naranjo EJ, Cuarón AD, Perales H, Cruz-Burguete JL. Habitat use of wild
794 ungulates in fragmented landscapes of the Lacandon Forest, Southern Mexico. *Mammalia.*
795 2009;73: 211–219. doi:10.1515/MAMM.2009.044
- 796 92. Kristan WB. The role of habitat selection behavior in population dynamics: Source-sink
797 systems and ecological traps. *Oikos.* 2003;103: 457–468. doi:10.1034/j.1600-
798 0706.2003.12192.x
- 799 93. Stamps JA, Swaisgood RR. Someplace like home: Experience, habitat selection and
800 conservation biology. *Appl Anim Behav Sci.* 2007;102: 392–409.
801 doi:10.1016/j.applanim.2006.05.038
- 802 94. Hutto RL. Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds. In: Cody ML, editor. *Habitat*
803 *selection in birds.* Orlando, Florida: Academic Press; 1985. pp. 455–476.

- 804 95. Iwasa Y, Levin SA. The timing of life history events. *J Theor Biol.* 1995;172: 33–42.
805 doi:10.1006/jtbi.1995.0003
- 806 96. Rossi V, Vivo M. *Taxonomia de Mazama rafinesque, 1817 do Brasil (Artiodactyla, Cervidae).*
807 Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000. 2000.
- 808 97. Keuroghlian A, Eaton DP. Fruit availability and peccary frugivory in an isolated Atlantic forest
809 fragment: Effects on peccary ranging behavior and habitat use. *Biotropica.* 2008;40: 62–70.
810 doi:10.1111/j.1744-7429.2007.00351.x
- 811 98. Galetti M, Camargo H, Siqueira T, Keuroghlian A, Donatti CI, Jorge MLSP, et al. Diet overlap
812 and foraging activity between feral pigs and native peccaries in the Pantanal. *PLoS One.*
813 2015;10: 1–10. doi:10.1371/journal.pone.0141459
- 814 99. Barreto GR, Hernandez OE, Ojasti J. Diet of peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*) in a dry
815 forest of Venezuela. *J Zool.* 1997;241: 279–284. doi:10.1111/j.1469-7998.1997.tb01958.x
- 816 100. Kiltie RA. Bite Force as a Basis for Niche Differentiation Between Rain Forest Peccaries
817 (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). *Biotropica.* 1982;14: 188. doi:10.2307/2388025
- 818 101. Brondizio E. Agriculture Intensification, Economic Identity, and Shared Invisibility in
819 Amazonian Peasantry: Caboclos and Colonists in Comparative Perspective. In: Adams C,
820 Murrieta R, Neves W, Harris M, editors. *Amazon Peasant Societies in a Changing*
821 *Environment.* Bloomington, IN, USA: Springer Science; 2009. pp. 181–213. doi:10.1007/978-
822 1-4020-9283-1
- 823 102. Hiraoka M. Caboclo and Ribereno Resource Management in Amazonia: A Review. In:
824 Redford K., Padoch C, editors. *Conservation of Neotropical Forests: Working from Traditional*
825 *Resource Use.* New York: Columbia University Press; 1992. pp. 134–157.
- 826 103. Redford KH, Robinson JG. The Game of Choice: Patterns of Indian and Colonist Hunting in
827 the Neotropics. *Am Anthropol.* 1987;89: 650–667.
- 828 104. Peres CA. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on amazonian
829 forest vertebrates. *Conserv Biol.* 2001;15: 1490–1505. doi:10.1046/j.1523-1739.2001.01089.x

- 830 105. Shepard GH, Levi T, Neves EG, Peres CA, Yu DW. Hunting in Ancient and Modern
831 Amazonia: Rethinking Sustainability. *Am Anthropol.* 2012;114: 652–667.
832 doi:10.1111/j.1548-1433.2012.01514.x
- 833 106. Dirzo R, Mendoza E, Ort P. Dirzo et al. - 2007 - Size-Related Differential Seed Predation in a
834 Heav.pdf. 2007;39: 355–362.
- 835 107. Peres C. Basin-Wide Effects of Game Harvest on Vertebrate Population Densities in
836 Amazonian Forests: Implications for Animal-Mediated Seed Dispersal. *Biotropica.* 2007;39:
837 304–315. doi:10.1093/nq/s11-VIII.189.116-a
- 838 108. Roldán AI, Simonetti JA. Plant-mammal interactions in tropical Bolivian forests with different
839 hunting pressures. *Conserv Biol.* 2001;15: 617–623. doi:10.1046/j.1523-
840 1739.2001.015003617.x
- 841 109. Muller-Landau HC. Predicting the long-term effects of hunting on plant species composition
842 and diversity in tropical forests. *Biotropica.* 2007;39: 372–384. doi:10.1111/j.1744-
843 7429.2007.00290.x
- 844 110. Barlow J, Gardner TA, Araujo IS, Ávila-Pires TC, Bonaldo AB, Costa JE, et al. Quantifying
845 the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proc Natl Acad*
846 *Sci U S A.* 2007;104: 18555–18560. doi:10.1073/pnas.0703333104

847

848

849

850

MATERIAL SUPLEMENTAR - TABELAS

851

852 Tabela S1. Localização, esforço amostral (com a média de dias de exposição e desvio padrão) e tipos de habitats por sítio de amostragem. Legenda: EM = Extração

853 madeireira de baixo impacto, FC = Floresta primária conservada, FA = Floresta primária alterada, RF = Recuperação florestal, PA = Pasto abandonado e PD =

854 Plantação de palma de dendê.

855

Sítio	Município/ Estado	Coordenadas	Habitat	Armadilhas por habitat	Número total de armadilhas	Média de dias de exposição	Ano de amostragem																																																								
Sítio A	Paragominas - PA	03°39'52" S, 48°33'46" W	FC	7	18	320,5±99,8	2019																																																								
			EM	11				Sítio B	Paragominas - PA	3°15'14" S, 47°43'18" W	FA	31	59	498,44± 154,10	2018 e 2019	RF	24	PA	4	Sítio C	Moju – PA	1°55'57" S, 48°45'49" W	FC	26	52	61,55±4,05	2014 e 2015	PD	26	Sítio D	Itaituba -PA	5°13'59.21"S, 56°55'23.7"W	FC	12	12	25±0	2011, 2012 e 2013	Sítio E	Marabá – PA	5°22'32.00"S, 49°11'31.99"W	FA	6	6	15±0	2009	Sítio F	Marabá – PA	5°39'14.56"S, 49°28'27.07"W	FA	3	3	22±0	2011	Sítio G	Açailândia - MA	4°32'29.81"S, 47°12'44.31"W	FA	3	3	22±0	2011	Sítio H	Bacabeira - MA
Sítio B	Paragominas - PA	3°15'14" S, 47°43'18" W	FA	31	59	498,44± 154,10	2018 e 2019																																																								
			RF	24																																																											
			PA	4																																																											
Sítio C	Moju – PA	1°55'57" S, 48°45'49" W	FC	26	52	61,55±4,05	2014 e 2015																																																								
			PD	26																																																											
Sítio D	Itaituba -PA	5°13'59.21"S, 56°55'23.7"W	FC	12	12	25±0	2011, 2012 e 2013																																																								
Sítio E	Marabá – PA	5°22'32.00"S, 49°11'31.99"W	FA	6	6	15±0	2009																																																								
Sítio F	Marabá – PA	5°39'14.56"S, 49°28'27.07"W	FA	3	3	22±0	2011																																																								
Sítio G	Açailândia - MA	4°32'29.81"S, 47°12'44.31"W	FA	3	3	22±0	2011																																																								
Sítio H	Bacabeira - MA	3°0'27.89"S, 44°20'18.70"W	FA	3	3	22±0	2011																																																								

856

857 Tabela S2. Resultado das análises de anova para as espécies utilizando o intercepto como base para
 858 interpretação no aumento ou diminuição da abundância das espécies entre os ambientes.

<i>Tapitus terrestris</i>				
	Estimate (β)	Std. Error	Z-value	P
Extração madeireira (Intercepto)	1.932	0.400	4.822	<0.001
Floresta conservada	-1.408	0.566	-2.485	0.014
Floresta alterada	0.045	0.447	0.102	0.918
Pastagem abandonada	0.082	0.753	0.109	0.913
Recuperação florestal	0.309	0.463	0.668	0.505
<i>Mazama americana</i>				
	Estimate (β)	Std. Error	Z-value	P
Extração madeireira (Intercepto)	2.619	0.267	9.788	<0.001
Floresta conservada	-1.597	0.397	-4.018	<0.001
Floresta alterada	-0.946	0.340	-2.783	0.006
Pastagem abandonada	-1.926	1.193	-1.615	0.108
Recuperação florestal	-0.977	0.398	-2.452	0.015
<i>Mazama nemorigava</i>				
	Estimate (β)	Std. Error	Z-value	P
Extração madeireira (Intercepto)	1.408	0.371	3.794	<0.001
Floresta conservada	-0.436	0.435	-1.001	0.318
Floresta alterada	-0.622	0.446	-1.394	0.165
Pastagem abandonada	-3.973	1.799	-2.208	0.028
Recuperação florestal	-3.200	1.299	-2.463	0.014

861
 862
 863 Tabela S3. Resultados das tabelas de anova para as espécies *T. terrestris*, *M. americana*, *M. nemorigava*, *P.*
 864 *tajacu* e *T. pecari* com as variáveis predictoras selecionadas pelo GLM ($p < 0,05$).

865

<i>Tapirus terrestris</i>					
	Df	χ^2	Resid. df	Resid. χ^2	P
Nulo	NA	NA	152	1611,246	NA

DMF	1	25,296	151	1585,95	0,170
DAU	1	5,182	150	1580,768	0,534
%FF	1	3,079	149	1577,689	0,632
%VAN	1	15,608	148	1562,08	0,281
%CVR	1	243,291	147	1318,789	<0,001
%AGR	1	18,163	146	1300,627	0,245
%PA	1	9,785	145	1290,842	0,393
IC	1	51,944	144	1238,897	0,049
<i>Mazama americana</i>					
	Df	χ^2	Resid. df	Resid. χ^2	P
Nulo	NA	NA	155	1445,553	NA
DMF	1	79,792	154	1365,761	0,004
DAU	1	51,722	153	1314,039	0,019
%FF	1	3,890	152	1310,149	0,521
%VAN	1	36,761	151	1273,388	0,048
%CVR	1	93,299	150	1180,09	0,002
%AGR	1	0,248	149	1179,841	0,871
%PA	1	4,158	148	1175,684	0,507
IC	1	229,776	147	945,9077	<0,001
<i>Mazama nemorivaga</i>					
	Df	χ^2	Resid. df	Resid. χ^2	P
Nulo	NA	NA	155	684,0543	NA
DMF	1	112,758	154	571,2963	<0,001
DAU	1	0,000	153	571,2963	0,998
%FF	1	11,520	152	559,7766	0,167
%VAN	1	0,103	151	559,6739	0,896
%CVR	1	8,993	150	550,6811	0,222
%AGR	1	15,775	149	534,9057	0,105
%PA	1	21,162	148	513,7437	0,061
IC	1	0,065	147	513,6791	0,918
<i>Pecari tajacu</i>					
	Df	χ^2	Resid. df	Resid. χ^2	P
Nulo	NA	NA	155	708,02	NA
DMF	1	15,206	154	692,8141	0,090
DAU	1	3,397	153	689,4166	0,423
%FF	1	7,273	152	682,1436	0,242
%VAN	1	0,088	151	682,0557	0,898
%CVR	1	46,270	150	635,7855	0,003
%AGR	1	1,176	149	634,6097	0,638
%PA	1	21,637	148	612,9723	0,043
IC	1	24,032	147	588,9399	0,033
<i>Tayassu pecari</i>					
	Df	χ^2	Resid. df	Resid. χ^2	P
Nulo	NA	NA	155	360,4661	NA
DMF	1	41,624	154	318,8419	0,001
DAU	1	1,626	153	317,2156	0,509
%FF	1	10,764	152	306,4519	0,089
%VAN	1	0,985	151	305,4668	0,607

%CVR	1	1,144	150	304,3229	0,579
%AGR	1	3,675	149	300,6477	0,320
%PA	1	0,023	148	300,6245	0,937
IC	1	0,171	147	300,4534	0,830

866

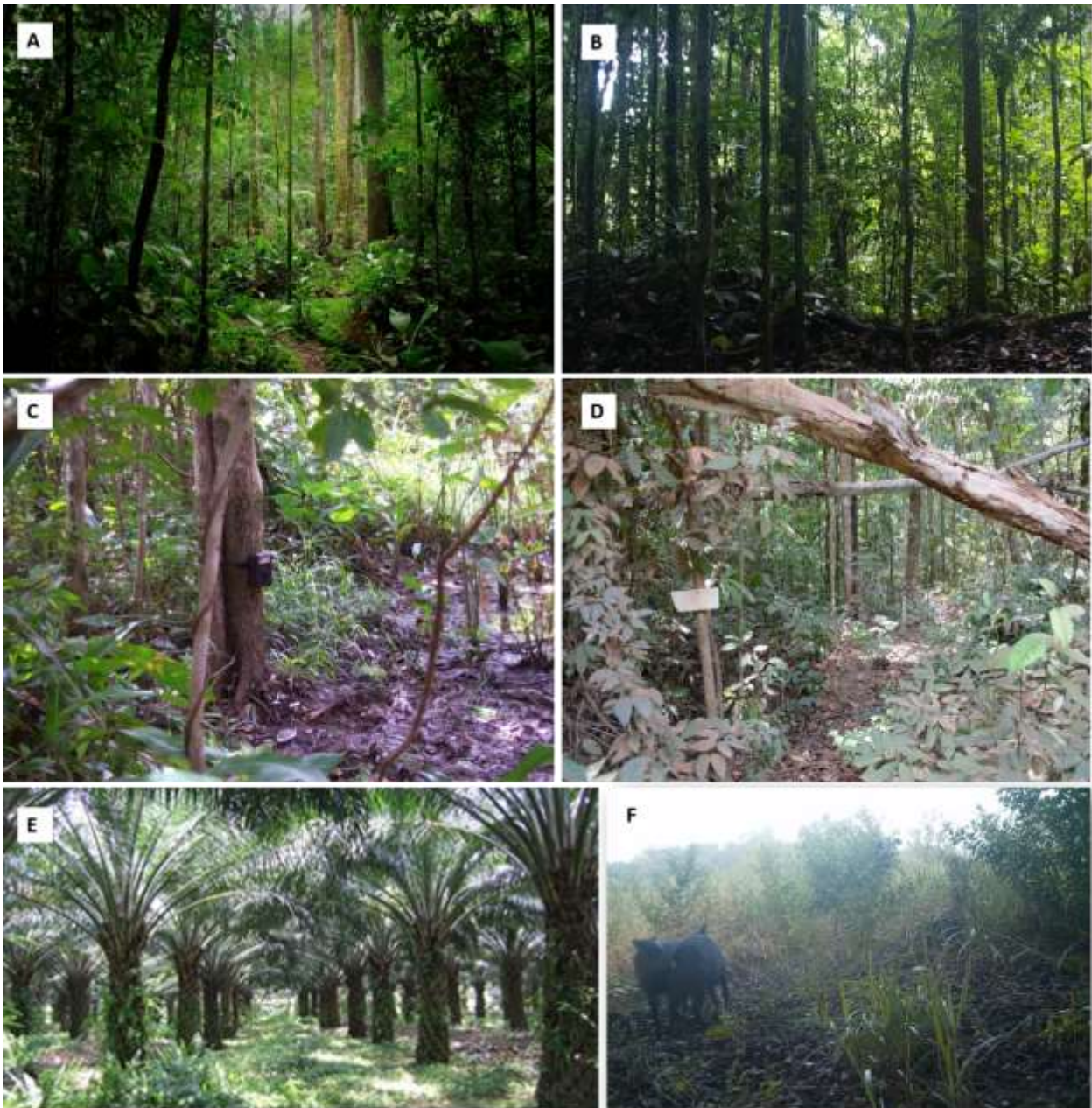
867

868

869

MATERIAL SUPLEMENTAR - FIGURAS

870



871

872

873 Figura S1. Habitats estudados: (A) Floresta Primária Conservada – Sítio C; (B) Floresta Primária

874 Conservada – Sítio A; (C) Floresta Primária Alterada – Sítio F; (D) Floresta Primária Alterada –

875 Sítio B; (E) Plantação de palma de dendê – Sítio C; (F) Pasto Abandonado – Sítio B

876

877



878
879
880
881
882
883
884
885
886
887
888

Figura S2. Habitats estudados: (A) Área de Recuperação Florestal – Sítio B; (B) Área de Recuperação Florestal – Sítio B; (C) Área de Exploração Madeireira de Baixo Impacto – Sítio A; (D) Área de Exploração Madeireira de Baixo Impacto – Sítio A.