

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 habitat por mamíferos  
Ungulados (Artiodactyla e Perissodactyla) na Amazônia oriental**

Belém  
2022

MICHEL JACOBY PEREIRA ALVES

**Fatores determinantes do uso de habitat por  
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

MICHEL JACOBY PEREIRA ALVES

**Fatores determinantes do uso de habitat 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:

Local de defesa:

## 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 a 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 algumas dicas para construção dos gráficos das minhas análises.

Ao Kennedy pela paciência e disponibilidade para tirar minhas dúvidas sobre estatística.

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. Mesmo diante do cenário assustador da pandemia, vocês fizeram o curso acontecer! E com excelência! Todas as disciplinas foram a distância/online, e na minha opinião, com muita qualidade. Arrisco a dizer que se tivesse sido presencial, as aulas não teriam sido tão boas com foram rsrs.

A banca avaliadora da Dissertação. Eu fiquei muito feliz por vocês terem topado 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 habitat 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 avaliamos as características ambientais e pressões antrópicas, como caça, 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 métricas 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 a habitats florestados.

**Palavras-chave:** *Tapirus terrestris*, *Mazama americana*, *Mazama nemorivaga*, *Tayassu pecari*, *Pecari tajacu*, ungulados, armadilhas ecológicas, uso do solo, pressões antrópicas.

# **Determining factors of habitat use by mammals 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 evaluated the environmental characteristics and human pressures, such as hunting, which 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 the variables of landscape and land use metrics. 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 species use degraded habitats, they have a high dependence on forested habitats.

**Keywords:** *Tapirus terrestris*, *Mazama americana*, *Mazama nemorivaga*, *Tayassu pecari*, *Pecary tajacu*, 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 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 Km<sup>2</sup> 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 consequências 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 globo, 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 representante da ordem Perissodactyla que ocorre na Amazônia é a anta (*Tapirus terrestris*). Já da ordem Artiodactyla inclui as espécies de veados

*Blastocerus dichotomus*, *Odocoileu virginianus*, *Mazama americana*, *Mazama nemorivaga*, *Mazama gouazoubira*, *Ozotoceros bezoarticus* e as espécies de porcos selvagens como *Tayassu pecari* e *Pecari Tajacu*. Todos estes animais tem distribuição ampla na Amazônia com exceção de *Odocoileu 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 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 estar modulando 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 reduzirem 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://imazon.org.br/imprensa/a-amazonia-em-numeros/#:~:text=A Amaz\u00f4nia Legal%0A abrange 59,de 20%25 das \u00e1guas 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, Mau\u00e9s 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-Mau\u00e9s P, Bueno A, Palmeirim AF, Peres C. Assessing Assemblage-wide Mammal Responses to Different Types of Habitat Modification 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 Mam\u00edferos do Brasil, vers\u00e3o 2021-1. Comit\u00ea de Taxonomia da Sociedade Brasileira de Mastozoologia (CT-SBMz) (2021). 2021.
  13. ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conserva\u00e7\u00e3o da Biodiversidade. 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Amea\u00e7ada de Extin\u00e7\u00e3o. Bras\u00edlia: ICMBio. 2018.
  14. MMA. Minist\u00e9rio do Meio Ambiente, Bras\u00edlia. 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 habitat por ungulados na Amazônia oriental**

2

3

4 Michel Jacoby Pereira Alves<sup>1</sup>, Ana Cristina Mendes de Oliveira<sup>1</sup>

5

6

7 <sup>1</sup> Laboratório de Ecologia e Zoologia de Vertebrados - LABEV, Instituto de Ciências Biológicas,  
8 Universidade Federal do Pará, Brazil.

9

10

11 Autor correspondente: [micheljacobypereiraalves@gmail.com](mailto:micheljacobypereiraalves@gmail.com)

12

13

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 **RESUMO**

47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65  
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

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 avaliamos as características ambientais e pressões antrópicas, como caça, que podem estar influenciando a abundância de anta (*Tapirus terrestris*), veados (*Mazama americana* e *Mazama nemorivaga*) e porcos selvagens (*Pecarii tajacu* e *tayassu pecari*) em habitats com diferentes níveis de perturbação. As espécies apresentaram respostas distintas as variáveis de métricas 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 a habitats florestados.

**Palavras-chave:** *Tapirus terrestris*, *Mazama americana*, *Mazama nemorivaga*, *Tayassu pecari*, *Pecary tajacu*, ungulados, armadilhas ecológicas, uso do solo, pressões antrópicas.



97

## 98 **INTRODUÇÃO**

99

100 Os mamíferos ungulados herbívoros-frugívoros, que compreendem espécies que pisam nos  
101 cascos das ordens Perissodactyla e Artiodactyla, estão entre as mais impactados pelas pressões  
102 antrópicas nas florestas Neotropicais [1,2]. A perda de habitats remanescentes e a pressão de caça são  
103 as principais causas do declínio de populações de ungulados [2,3].

104 A participação de ungulados herbívoros-frugívoros em processos ecológicos de interação com  
105 outros organismos, como a dispersão [4], predação de sementes [5], predação de plântulas [5,6] ou  
106 ciclagem de nutrientes [7], enfatiza a importância deste grupo da fauna na manutenção, estruturação  
107 e recuperação de florestas neotropicais [5,7–9]. Além disto, estes efeitos são potencializados,  
108 considerando a alta biomassa das espécies deste grupo em ecossistemas tropicais [10–12].

109 Na Amazônia, especialmente num contexto de alta pressão antrópica, como é o caso da porção  
110 oriental deste bioma no Brasil [13], não só a fauna de ungulados mas toda a fauna de vertebrados vêm  
111 enfrentando grandes desafios para sobreviver em paisagens degradadas [14–16]. Estes animais estão  
112 tendo que se adequar a novos ambientes, que anteriormente eram habitats nativos preservados, e  
113 foram transformados rapidamente em habitats antropizados alterados ou até mesmo habitats  
114 completamente suprimidos e substituídos por outros ambientes antropogênicos. A conversão de  
115 floresta nativa em pastagem e agricultura é responsável por cerca de 80% do desmatamento na  
116 Amazônia [17,18]. Adicionalmente, a remoção da vegetação e do solo para atividades de mineração  
117 [19] e a extração madeireira seletiva [20] também contribuem significativamente para a degradação  
118 das florestas. As modificações causadas por essas atividades dão espaço a diferentes remanescentes,  
119 formados por florestas maduras, florestas degradadas, florestas secundárias em diferentes níveis  
120 sucessionais [21] e áreas abertas, produtivas ou não.

121 As rápidas mudanças ambientais induzidas pelo homem (HIREC) [22] tem resultado em uma  
122 nova realidade nos ecossistemas tropicais, com o surgimento de habitats que diferem em composição,  
123 função e/ou estrutura dos sistemas anteriores [23]. Por outro lado, estes novos habitats podem também

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

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

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

148

## 149 MATERIAL E MÉTODOS

### 150 Espécies alvo do estudo

151

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

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

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

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

180 A espécie *M. nemorivaga*, comumente conhecida como veado-roxo, ou veado-fuboca, pesa  
181 cerca de 14 a 15,5 Kg [44]. Pouco se sabe sobre a área de vida e o tipo de habitat utilizado por esta  
182 espécie. A maior parte das localidades com registros de *M. nemorivaga* estão relacionadas a  
183 formações florestais esparsas e secas, floresta ombrófila densa de terra firme da Amazônia brasileira,  
184 sendo rara ou ausente sua presença em florestas Amazônicas sazonalmente inundada [45]. Estudos  
185 recentes apontam também sua possível ocorrência em uma pequena porção da Mata Atlântica [46].  
186 A espécie também utiliza áreas abertas como as savanas amazônicas, mais associadas às áreas  
187 florestais [47].

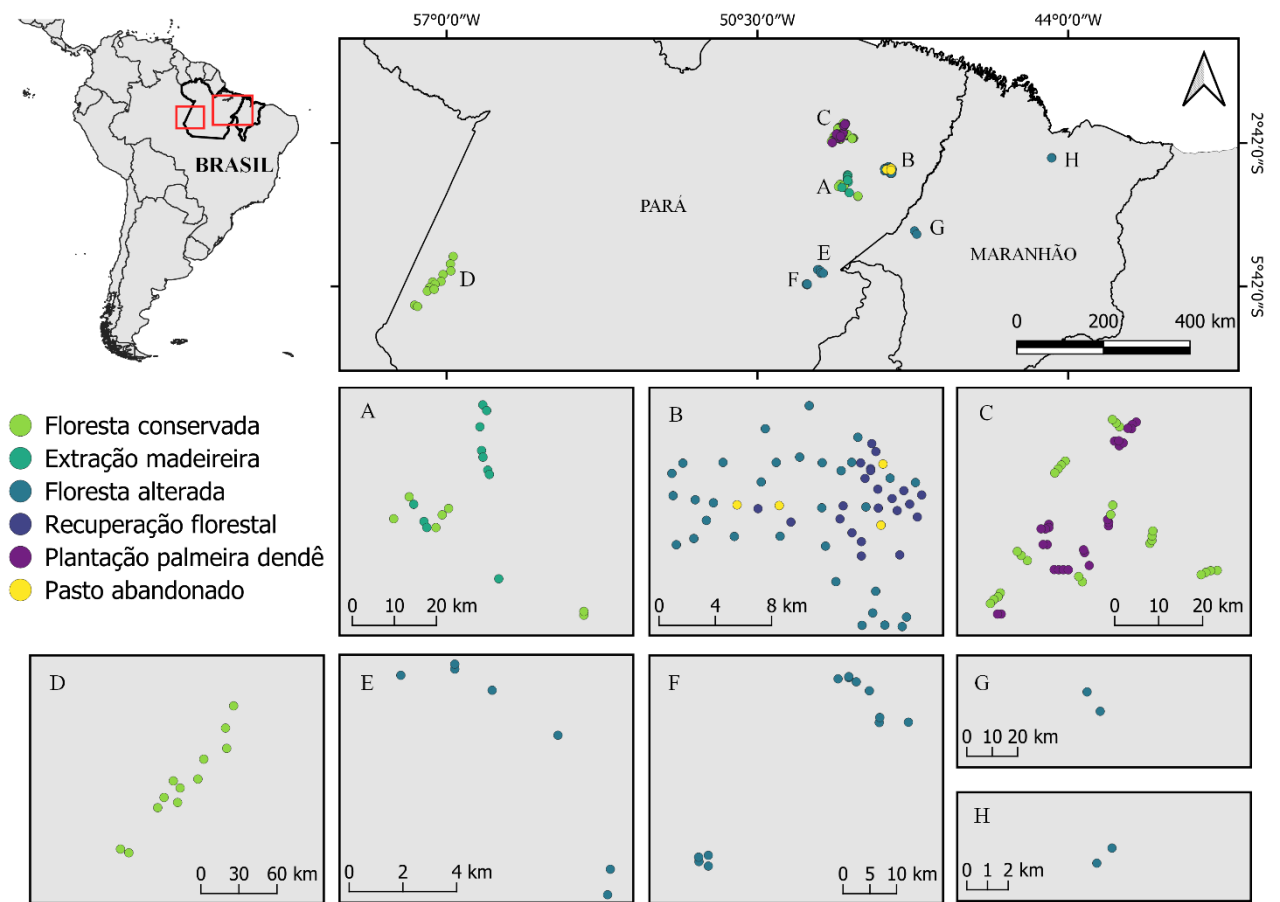
188 Os porcos selvagens queixada (*Tayassu pecari*) e cateto (*Pecari tajacu*), pertencem a ordem  
189 dos artiodáctilos, da família Tayassuidae, e possuem uma dieta frugívora-granívora [48]. Os frutos  
190 representam cerca de 59% da dieta de *Pecari tajacu* e 66% da dieta de *Tayassu pecari* [49].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

194 A espécie *Tayassu pecari*, conhecida popularmente como queixada, pode chegar a pesar cerca  
195 33 Kg [10]. Diferente dos demais grupos de ungulados neotropicais, *Tayassu pecari* e *Pecari tajacu*  
196 andam em bandos formando grandes grupos. Sua área de vida pode chegar a 20.000 ha [50], podendo  
197 aumentar ou diminuir dependendo do tamanho do grupo [51]. Os queixadas frequentemente estão  
198 associados as florestas tropicais úmidas e densas [51–53] e savanas [54]. São altamente dependentes  
199 de habitats florestais, especialmente florestas de galeria, próximos a corpos d'água [54,55]. Ocorrem  
200 predominantemente em habitats de floresta primária, evitando ambientes de florestas secundárias ou  
201 outros ambientes degradados [36,56].

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

### 211 **Área de estudo**

212  
213 Nosso estudo incluiu amostragens em oito sítios diferentes, localizados na região centro-leste  
214 e extremo nordeste da Amazônia brasileira (Figura 1). Estas regiões da Amazônia se caracterizam  
215 por colonização antiga, principalmente o extremo nordeste, que sofre intensas pressões antrópicas  
216 desde a década de 1960 [61]. O desmatamento desta região vem ocorrendo por ciclos econômicos  
217 históricos, envolvendo atividades como, exploração madeireira de alto impacto [62], expansão da  
218 cultura de dendê [63], pecuária, agricultura [64] e mineração [65], além de implantação de  
219 infraestrutura urbana [19,66]. Todas estas atividades tornaram esta região uma das mais degradadas  
220 da Amazônia brasileira. A maior parte das áreas florestais mais conservadas desta região estão dentro  
221 das poucas unidades de conservação [67] ou de posse de empresas privadas, que mantem suas  
222 Reservas Legais, conforme previsto no Código Florestal Brasileiro (Lei 12.651/2012) que dispõe  
223 sobre a proteção da vegetação nativa em propriedades 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 à 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 maioria, com variações entre floresta ombrófila  
 233 aberta, e floresta ombrófila densa de planície aluvial [69]. Atualmente estas áreas são caracterizadas  
 234 por diferentes tipos de usos do solo. A partir de análises de categorias de uso do solo classificadas  
 235 por imagens satélites Landsat e confirmadas em campo, nós categorizamos seis tipos de habitats  
 236 diferentes 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, são formadas por áreas de florestas bem  
242 preservadas, mas ainda assim, se localizam em uma paisagem degradada, não sendo possível garantir  
243 que sejam totalmente pristinas. Estas florestas caracterizam por áreas de floresta ombrófila densa e  
244 floresta ombrófila aberta (Figura S1\_A e B, Material Suplementar) que são mantidas como Reserva  
245 Legal por empresas, ou se localizam dentro de Unidades de Conservação. As alturas do dossel destas  
246 florestas estão tipicamente na faixa de 25-35 m de altura [70]. Já as áreas de floresta primária alterada  
247 (FA), são florestas que já passaram por exploração convencional de madeira e outros ciclos  
248 extrativistas que empobreceram mas não derrubaram a floresta (Figura S1\_C e D, Material  
249 Suplementar). Estas áreas também se caracterizam pelos tipos vegetacionais de floresta ombrófila  
250 aberta e floresta ombrófila densa.

251 As áreas de exploração madeireira de baixo impacto (FM), são florestas primárias exploradas  
252 por apenas 1 ciclo de corte, e utilizando todas as técnicas do manejo de baixo impacto exigidos pela  
253 certificação do Conselho de Manejo Florestal (FSC) (Putz & Pinard 1993, Prudente *et al.* 2017)  
254 (Figura S2\_C e D, Material Suplementar). Embora estas atividades de exploração gerem impactos  
255 que alteram a estrutura das florestas originais, como as clareiras geradas pelas quedas de árvores ou  
256 abertura de pátios de estocagem [73], é considerada uma das formas de uso extrativista menos  
257 prejudicial à biodiversidade das florestas tropicais [74]. Mesmo após a exploração, estas florestas  
258 ainda são capazes de abrigar uma composição e riqueza de espécies de mamíferos semelhante às  
259 florestas primárias conservadas [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 [15,75].

269 As áreas de pasto abandonado (PA) deixaram de ser pasto desde 2008, quando foram deixadas  
270 sem nenhum tipo de uso produtivo. Estas áreas se caracterizam por presença de gramíneas, arbustos  
271 e poucas arvores espaçados, sub-bosque relativamente denso e dossel bastante descontínuo e aberto  
272 (Figura S1\_F, Material Suplementar). Já as áreas de recuperação florestal fazem parte do Programa  
273 de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), implantado em 2009 pela empresa mineradora Hydro,  
274 após terem sido mineradas para extração de bauxita (Figura S2\_A e B, Material Suplementar). A  
275 bauxita é extraída de camadas minerais de até 12 m de profundidade, o que resulta na supressão da  
276 vegetação e na remoção de camadas de solo. Neste trabalho, amostramos nas áreas que iniciaram no  
277 processo de recuperação, entre 2009 e 2014.

## 278 **Coleta de dados**

279  
280 Para a coleta de dados utilizamos o método de armadilhamento fotográfico que consiste na  
281 instalação de câmeras fotográficas automáticas com sensor de calor e movimento, de forma que  
282 quando os animais passam na frente, são registrados por fotografias [80]. Em todos os sítios  
283 instalamos as armadilhas em árvores, a uma altura de aproximadamente 40 cm do solo. O número de  
284 armadilhas por sítio foi variável (Tabela S1, Material Suplementar). A distribuição das câmeras  
285 seguiu um critério de amostragem da maior variabilidade de habitats de cada sítio, respeitando uma  
286 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 espécie diferente; (iii) fotos de indivíduos de  
296 mesma espécie, numa mesma armadilha, com intervalo mínimo de 60 minutos entre os registros [82].  
297 Capturas que registraram mais de um indivíduo da espécie numa mesma foto, nós contabilizamos  
298 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 de abundância para cada espécie convencionado na literatura, denominado taxa  
328 de registros fotográficos (Mendes-Oliveira et al. 2017). Esta taxa é calculada pelo número de registros  
329 independentes de uma espécie para cada armadilha, em 100 dias de exposição. Para efeito de melhor  
330 eficiência nas análises estatísticas, realizamos o arredondamento decimais desta taxa seguindo  
331 critérios matemáticos, tornando os números inteiros. Os testes estatísticos que utilizamos trabalham  
332 com médias de valores por amostras de cada habitat, minimizando as diferenças de número de  
333 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 esta  
347 análises utilizou-se 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) + “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 verificando 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**

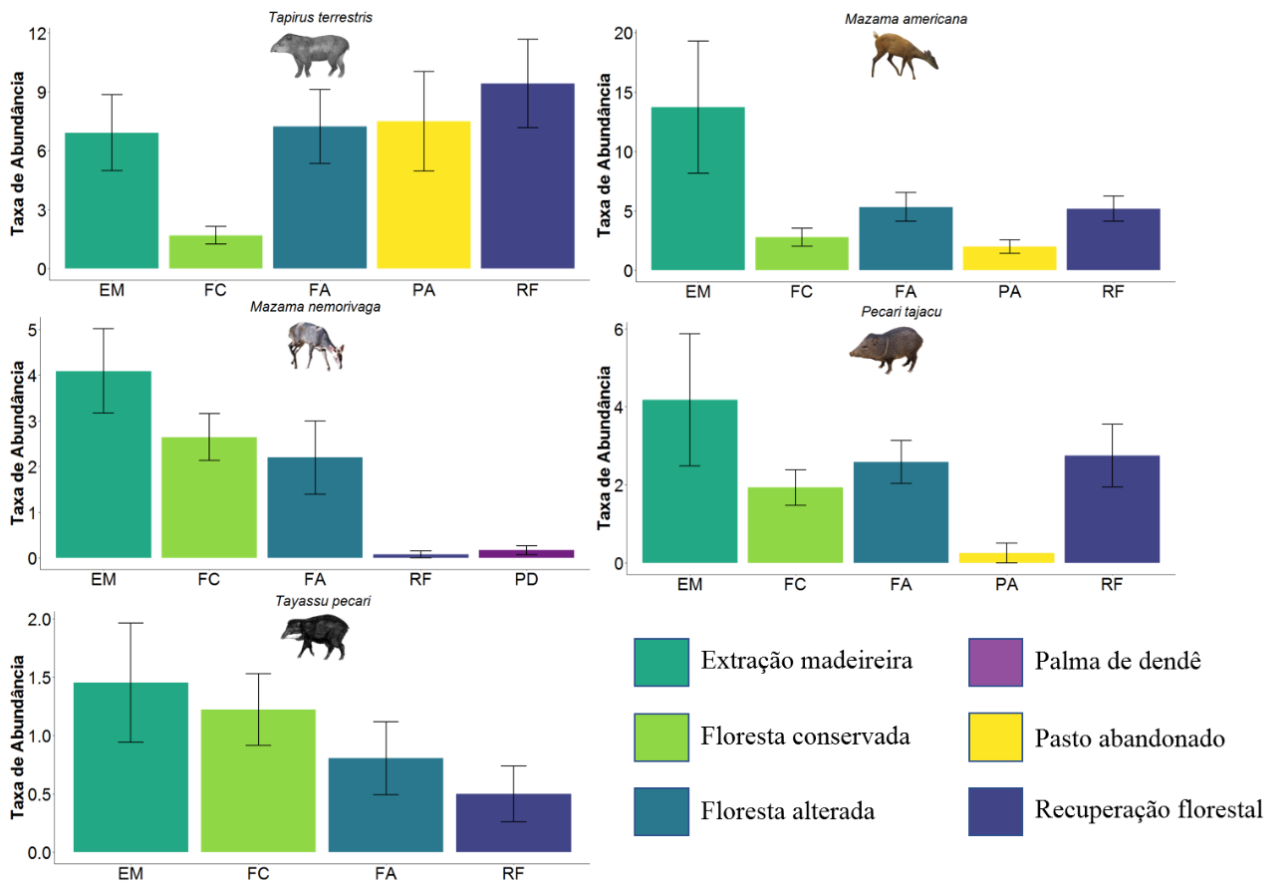
359

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 as antas (*T. terrestres*), observamos uma abundância  
365 significativamente maior desta espécie em todos os habitats antropogênicos, se comparado com a  
366 floresta primária conservada (FC). Não observamos diferenças de abundância desta espécie entre os  
367 habitats antropogênicos (Figura 2, Tabela S2 – Material Suplementar).

368 Com relação à espécie de veado-vermelho (*M. americana*) observamos que existe uma  
369 preferência por habitats de exploração madeireira de baixo impacto (EM), enquanto que para todos  
370 os outros habitats a abundância foi menor e não foram significativamente diferentes (Figura 2, Tabela  
371 S2 – Material Suplementar). Assim como as antas, esta espécie de veado não tem ocorrência  
372 registrada para plantação de palmeira de dendê (PD) (Figura 2). Já a espécie de 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). Esta foi  
375 a única espécie a marcar presença no habitat de plantação de palma de dendê (PD), apesar de  
376 apresentar uma baixa abundância nestas áreas (Figura 2). Não registramos *M. nemorivaga* em áreas  
377 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



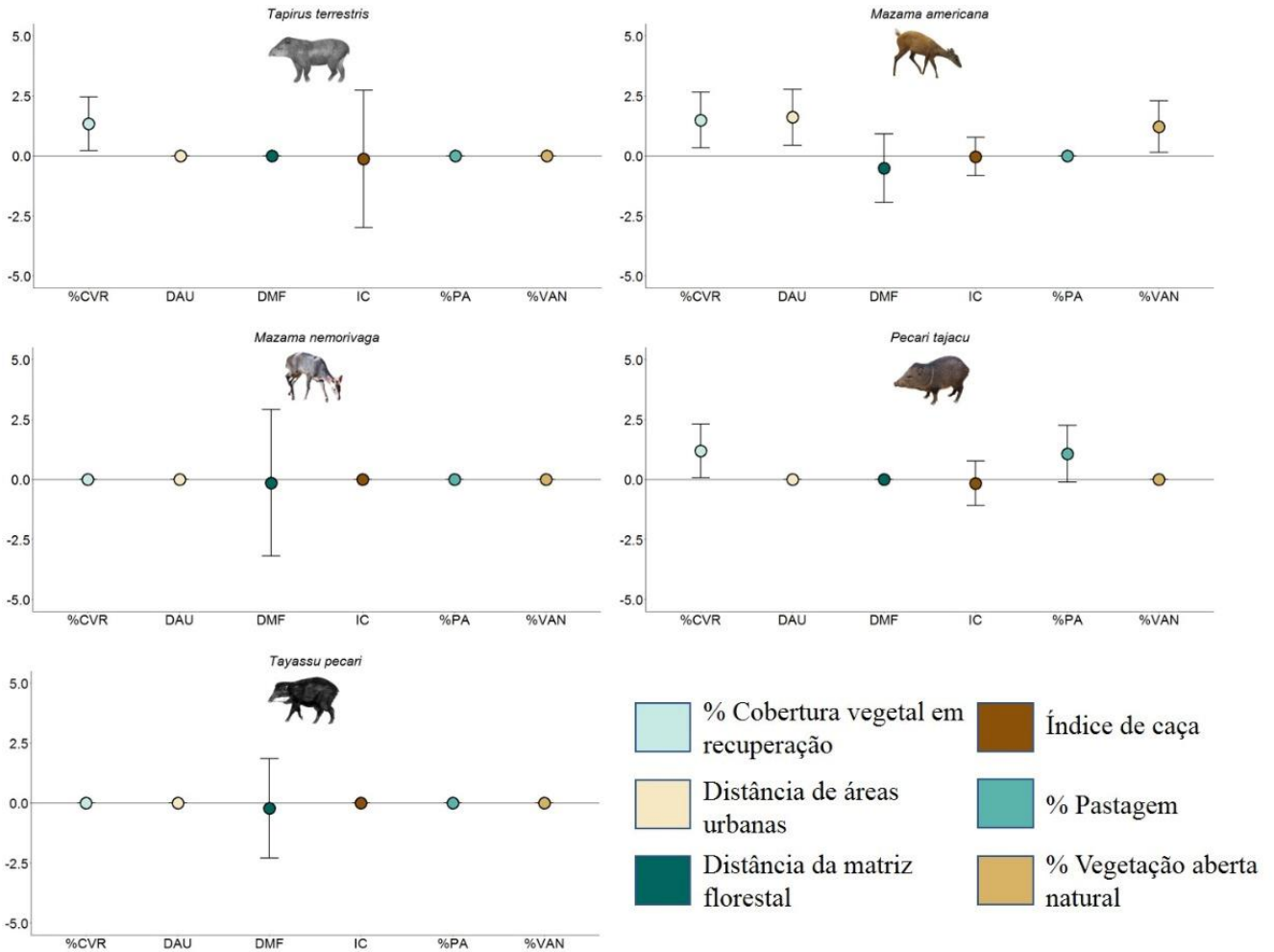
385

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

390 O VIF não indicou problema de colinearidade (variáveis com  $VIF > 5$ ) entre as sete variáveis  
 391 predictoras. Os coeficientes de correlação linear variaram entre uma correlação mínima de 0.004  
 392 (agropecuária ~ distância da matriz florestal) e uma correlação máxima de -0.652 (formação florestal  
 393 ~ distância da matriz florestal). Desta forma, utilizamos no modelo linear generalizado (GLM) as  
 394 seguintes variáveis: distância da matriz florestal (DMF), distância de áreas urbanas (DAU), % de  
 395 formação florestal (FF), % de vegetação aberta natural (VAN), % cobertura vegetal em recuperação  
 396 (CVR), % de agropecuária (AGR), % de pastagem (PA) e o índice de caça (IC), para explicar a  
 397 variação das abundâncias das espécies alvo deste estudo. Para a espécie *T. terrestris* as variáveis mais  
 398 importantes ( $p < 0,05$ ) para explicar positivamente a sua abundância foram % cobertura vegetal em  
 399 recuperação (CVR) ( $p < 0,001$ ), e negativamente índice de caça (IC) ( $p = 0,049$ ) (Tabela S3 - Material

400 Suplementar). Nenhuma das outras variáveis testadas tiveram importância para explicar a variação  
401 de abundância desta espécie entre os habitats (Figura 3).

402  
403



404

405

406 Figura 3. Resultados do GLM mostrando a influência das variáveis de métricas de paisagem e de uso do solo  
407 sob as espécies alvo deste estudo. Cada gráfico mostra a influência positiva (+) ou negativa (-) de cada variável  
408 para cada espécie.

409 Para a espécie *M. americana*, as variáveis mais importantes ( $p < 0,05$ ) para explicar  
410 positivamente sua abundância foram % cobertura vegetal em recuperação (CVR) ( $p = 0,002$ ),  
411 distância de áreas urbanas (DAU) ( $p = 0,019$ ) e % de vegetação aberta natural (VAN) ( $p = 0,048$ )  
412 (Figura 3, Tabela S3 - Material Suplementar). Já as variáveis distância da matriz florestal (DMF)  
413 ( $p = 0,004$ ) e índice de caça (IC) ( $p < 0,001$ ) tiveram influência negativa ( $-0,0273$ ) sobre a abundância

414 de *M. americana* nos habitats estudados (Figura 3, Tabela S3 – Material Suplementar). Para a espécie  
415 *M. nemorivaga* apenas distância da matriz florestal (DMF) ( $p < 0,05$ ) influenciou negativamente a  
416 abundância desta espécie nos habitats estudados (Figura 3, Tabela S3 - Material Suplementar).

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

423

## 424 **DISCUSSÃO**

425 Verificamos que todas as espécies de ungulados herbívoros-frugívoros alvos desta pesquisa  
426 utilizam a maioria dos habitats antropogênicos estudados. Isto nos mostra que todas estas espécies  
427 tem, em maior ou menor grau, níveis de tolerância sob condições adversas de pressão antrópica. No  
428 entanto, a resposta de cada uma delas, depende de vários fatores, incluindo suas características  
429 biológicas e plasticidade ecológica [27], além da intensidade e tipo de distúrbio sofrido por cada  
430 habitat e as condições ambientais que estes habitats oferecem.

431 De forma geral, mesmo com níveis de tolerância a diferentes habitats, os ambientes mais  
432 hostis para maioria das espécies estudadas foram as áreas de pasto abandonado e as de plantação de  
433 palmeira de dendê. Apenas para as antas (*T. terrestris*) as médias de abundância nas áreas de pasto  
434 abandonado foram semelhantes a outros habitats antropogênicos, no entanto, a variável de  
435 porcentagem de área de pastagem não foi importante para explicar esta abundância, sugerindo que  
436 estes animais toleram estes ambientes, mas podem estar de passagem para outros habitats adjacentes  
437 [56]. No caso das plantações de palmeira de dendê, já foi demonstrado na literatura que este habitat  
438 pode ser bastante hostil para praticamente todas as espécies de mamíferos terrestres [15]. A baixa  
439 complexidade ambiental, alta exposição de solo, redução da serrapilheira [84], ausência de substratos

440 e sub-bosque [78], tornam as plantações de palmeira de dendê substancialmente diferentes da  
441 estrutura original dos habitats florestados, promovendo a ausência de ungulados e de outros médios  
442 e grandes mamíferos nestes habitats [15].

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



465 Considerando a seleção de habitat, um animal nem sempre faz a melhor escolha sobre onde  
466 viver [92,93] e esta escolha pode afetar a sobrevivência do indivíduo e seu sucesso reprodutivo  
467 posteriormente. Mas os fatores que desfavorecem esta escolha podem não ter sido evidentes quando  
468 ela foi feita [92,94]. No caso de ambientes alterados na Amazônia, é possível que a atratividade desses  
469 habitats para espécies como *T. terrestris*, esteja se desvinculando da aptidão da espécie para  
470 sobreviver e reproduzir. Esses habitats de qualidade inferior podem, em algum momento, ser tão  
471 atraentes quanto os habitats nativos preservados. Isso pode acontecer quando animais cujos  
472 comportamentos foram moldados pela exposição a diferentes condições ambientais em sua história  
473 evolutiva, são subitamente confrontados por ambientes alterados ou novos [95], caracterizando o  
474 fenômeno chamado de armadilhas ecológicas [24,25].

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

489 Nas áreas de exploração madeireira, recuperação florestal, e outras florestas alteradas, *M.*  
490 *americana* pode estar sendo favorecida pela sua dieta generalista, que permite se alimentar de

491 diferentes partes vegetais como flores, frutos, folhas, galhos [38]. O mesmo foi demonstrado em  
492 florestas secundárias [36] e plantações de eucalipto (*Eucalyptus urophilla* e *Eucalyptus tereticornis*)  
493 [47]. Assim como as antas, os veados (*M. americana* e *M. nemorivaga*) também evitaram habitats  
494 totalmente substituídos como áreas de pastagem ou plantações de dendê.

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

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

517 espécie ingere comumente frutos grades e duros em função de sua mordida forte [99,100], e este tipo  
518 de dieta normalmente depende de um habitat de melhor qualidade [97].

519 Com exceção de *M. nemorivaga* e *T.pecari*, a caça foi um fator negativo para abundância de  
520 ungulados herbívoros-frugívoros neste trabalho de pesquisa. A caça é uma atividade bastante  
521 difundida na Amazônia [101,102] e especificamente o grupo dos médios e grandes mamíferos  
522 herbívoros faz parte do cardápio preferido das comunidades tradicionais da região [103]. Mesmo  
523 praticada para subsistência, ou como prática esportiva, como é o caso de algumas regiões no extremo  
524 nordeste da Amazônia, a caça pode ter grandes efeitos deletérios sobre a diversidade de vertebrados  
525 de médio e grande porte, reduzindo a abundância de espécies superexploradas ou mesmo causando  
526 sua extinção local [104,105]. A longo prazo, esses impactos nas populações animais podem ter efeitos  
527 indiretos em todo o ecossistema. Por exemplo, alterando as taxas de dispersão e predação de  
528 sementes, recrutamento de plântulas e herbivoria [106,107] e diminuindo a diversidade de plantas  
529 [108,109].

530 Todas as espécies de ungulados herbívoros-frugívoros apresentaram abundância, em menor  
531 ou maior quantidade, nas áreas de recuperação florestal, corroborando a importância deste grupo para  
532 a recuperação de áreas degradadas na Amazônia. Bem como nas áreas de florestas alteradas e áreas  
533 de exploração madeireira de baixo impacto, corroborando a importância destas espécies também para  
534 a manutenção das áreas florestais, através dos papéis ecológicos importantes que desempenham  
535 nestes ecossistemas [4–7,9]. Por outro lado, estes resultados também demonstram o potencial dos  
536 habitats florestados, mesmo que alterados, para a conservação das espécies [75,110].

537 A região deste estudo está inserida em uma paisagem de alta pressão antrópica. Essas intensas  
538 mudanças no uso do solo levam os ungulados herbívoros-frugívoros a experimentarem diferentes  
539 habitats com diferentes condições dos ambientes originais, e isso cria a possibilidade de ocorrência  
540 do fenômeno “Armadilhas Ecológicas” [23,24]. Desta forma não descartamos a possibilidade de que  
541 apesar dos resultados estarem mais claro para a espécie *T. terrestris*, em relação ao indicativo de um  
542 processo de armadilhas ecológicas, que as outras espécies de ungulados não estejam sendo

543 influenciados da mesma forma. Em médio e longo prazo, as escolhas por habitats com menor oferta  
544 de recursos podem reduzir a aptidão das espécies, podendo leva-las à extinção local [23,24]. Estes  
545 fatores devem ser considerados em estratégias de conservação e manejo de paisagens degradadas na  
546 Amazônia.

547

## 548 **AGRADECIMENTOS**

549

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

556

## 557 **REFERÊNCIAS**

558

- 559 1. Atwood TB, Valentine SA, Hammill E, McCauley DJ, Madin EMP, Beard KH, et al.  
560 Herbivores at the highest risk of extinction among mammals, birds, and reptiles. *Sci Adv.*  
561 2020;6. doi:10.1126/sciadv.abb8458
- 562 2. Bogoni JA, Peres CA, Ferraz KMPMB. Extent, intensity and drivers of mammal defaunation:  
563 a continental-scale analysis across the Neotropics. *Sci Rep.* 2020;10: 1–16.  
564 doi:10.1038/s41598-020-72010-w
- 565 3. Antunes AP, Fewster RM, Venticinque EM, Peres CA, Levi T, Rohe F, et al. Empty forest or  
566 empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Sci Adv.* 2016;2.  
567 doi:10.1126/sciadv.1600936
- 568 4. Fragoso J, Huffman J. Seed-dispersal and seedling recruitment patterns by the last Neotropical  
569 megafaunal element in Amazonia, the tapir. *J Trop Ecol.* 2000;16: 369–385.  
570 doi:10.1017/S0266467400001462

- 571 5. Villar N, Siqueira T, Zipparro V, Farah F, Schmaedecke G, Hortenci L, et al. The cryptic  
572 regulation of diversity by functionally complementary large tropical forest herbivores. *J Ecol.*  
573 2020;108: 279–290. doi:10.1111/1365-2745.13257
- 574 6. Hester AJ, Bergman M, Iason GR, Moen J. Impacts of large herbivores on plant community  
575 structure and dynamics. *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation.*  
576 2006. doi:10.1017/cbo9780511617461.006
- 577 7. Villar N, Paz C, Zipparro V, Nazareth S, Bulascoschi L, Bakker ES, et al. Frugivory underpins  
578 the nitrogen cycle. *Funct Ecol.* 2021;35: 357–368. doi:10.1111/1365-2435.13707
- 579 8. Redford K. The Empty Forest. *Bioscience.* 1992;42: 412–422. Available:  
580 <http://www.jstor.org/stable/1311860>
- 581 9. Dirzo R, Miranda A. Contemporary Neotropical Defaunation and Forest Structure, Function,  
582 and Diversity—A Sequel to John Terborgh. *Conserv Biol.* 1990;4: 444–447.  
583 doi:10.1111/j.1523-1739.1990.tb00320.x
- 584 10. Bodmer RE. Ungulate biomass in relation to feeding strategy within Amazonian forests.  
585 *Oecologia.* 1989;81: 547–550. doi:10.1007/BF00378967
- 586 11. Cullen L, Bodmer RE, Valladares-Padua C. Ecological consequences of hunting in Atlantic  
587 forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx.* 2001;35: 137–144. doi:10.1046/j.1365-  
588 3008.2001.00163.x
- 589 12. Mendes Pontes AR. Ecology of a community of mammals in a seasonally dry forest in  
590 Roraima, Brazilian Amazon. *Mamm Biol.* 2004;69: 319–336. doi:10.1078/1616-5047-00151
- 591 13. INPE/PRODES. Instituto nacional de pesquisas espaciais. Coordenação geral de observação  
592 da terra. Programa de monitoramento da amazônia e demais biomas. Desmatamento –  
593 amazônia legal. 2021 [cited 27 Feb 2022]. Available:  
594 <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>
- 595 14. Berenguer E, Armenteras D, Alencar A, Almeida C, Aragão L, Barlow J, et al. Drivers and  
596 ecological impacts of deforestation and forest degradation. *Sci Panel Amaz.* 2021; 263–304.

- 597 Available: <https://www.theamazonwewant.org/amazon-assessment-report-2021/>
- 598 15. Mendes-Oliveira AC, Peres CA, Maués PCR d. A, Oliveira GL, Mineiro IGB, Silva de Maria  
599 SL, et al. Oil palm monoculture induces drastic erosion of an Amazonian forest mammal fauna.  
600 PLoS One. 2017;12: 1–19. doi:10.1371/journal.pone.0187650
- 601 16. Moulatlet GM, Ambriz E, Guevara J, López KG, Rodes-Blanco M, Guerra-Arévalo N, et al.  
602 Multi-taxa ecological responses to habitat loss and fragmentation in western amazonia as  
603 revealed by rapeld biodiversity surveys. Acta Amaz. 2021;51: 234–243. doi:10.1590/1809-  
604 4392202004532
- 605 17. Lapola DM, Martinelli LA, Peres CA, Ometto JPHB, Ferreira ME, Nobre CA, et al. Pervasive  
606 transition of the Brazilian land-use system. Nat Clim Chang. 2014;4: 27–35.  
607 doi:10.1038/nclimate2056
- 608 18. Fonseca A, Amorim L, Ribeiro J, Ferreira R, Monteiro A, Santos B, et al. Boletim do  
609 desmatamento da Amazônia Legal (janeiro 2021) SAD (p. 1). 2021.
- 610 19. Sonter LJ, Herrera D, Barrett DJ, Galford GL, Moran CJ, Soares-Filho BS. Mining drives  
611 extensive deforestation in the Brazilian Amazon. Nat Commun. 2017;8: 1–7.  
612 doi:10.1038/s41467-017-00557-w
- 613 20. Rangel P, Keller M, Duffy P, Longo M, Dos-Santos M, Morton D. Long-Term Impacts of  
614 Selective Logging on Amazon Forest Dynamics from Multi-Temporal Airborne LiDAR.  
615 Remote Sens. 2019;11: 709. doi:10.3390/rs11060709
- 616 21. Chiarello AG, Aguiar LM., Cerqueira R, Melo FR, Rodrigues FHG, Silva VMF. Mamíferos  
617 Ameaçados de Extinção no Brasil. Livro vermelho da fauna Bras ameaçada extinção. 2008;  
618 261–874.
- 619 22. Sih A, Ferrari MCO, Harris DJ. Evolution and behavioural responses to human-induced rapid  
620 environmental change. Evol Appl. 2011;4: 367–387. doi:10.1111/j.1752-4571.2010.00166.x
- 621 23. Robertson BA, Rehage JS, Sih A. Ecological novelty and the emergence of evolutionary traps.  
622 Trends Ecol Evol. 2013;28: 552–560. doi:10.1016/j.tree.2013.04.004

- 623 24. Robertson B, Hutto R. Evidence, A framework for understanding ecological traps and an  
624 evaluation of existing. *Ecology*. 2006;87: 1075–1085. doi:10.1890/0012-9658(2006)87
- 625 25. Gates JE, Gysel LW. Avian Nest Dispersion and Fledging Success in Field-Forest Ecotones  
626 Author ( s ): J . Edward Gates and Leslie W . Gysel Published by : Ecological Society of  
627 America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/1938540> . *Ecology*. 1978;59: 871–883.
- 628 26. Dwernychuk LW, Boag DA. Ducks nesting in association. *Can J Zool*. 1972;50: 559–563.
- 629 27. Mcnamara JM, Barta Z, Klaassen M, Bauer S. Cues and the optimal timing of activities under  
630 environmental changes. *Ecol Lett*. 2011;14: 1183–1190. doi:10.1111/j.1461-  
631 0248.2011.01686.x
- 632 28. Padilla M, Dowler R. *Tapirus terrestris*. *Mamm Species*. 1994;481: 1–8.
- 633 29. Janzen DH. Digestive Seed Predation by a Costa Rican Baird’s Tapir. *Biotropica*. 1981;13: 59.  
634 doi:10.2307/2388071
- 635 30. Bodmer E. Fruit patch size and frugivory in the lowland tapir. 1990.
- 636 31. Medici EP. Assessing the Viability of Lowland Tapir Populations in a Fragmented Landscape.  
637 Thesis submitted for the degree of Doctor of Philosophy in Biodiversity Management Durrell  
638 Institute of Conservation and Ecology (DICE) University of Kent Canterbury, United K.  
639 University of Kent. 2010.
- 640 32. Galetti M, Keuroghlian A, Hanada L, Morato MI. Frugivory and Seed Dispersal by the  
641 Lowland Tapir. *Biotropica*. 2001;33: 723–726. doi:10.1646/0006-  
642 3606(2001)033[0723:FASDBT]2.0.CO;2
- 643 33. Foerster CR, Vaughan C. Home range, habitat use, and activity of Baird’s tapir in Costa Rica.  
644 *Biotropica*. 2002;34: 423–437. doi:10.1111/j.1744-7429.2002.tb00556.x
- 645 34. Talamoni SA, Assis MAC. Feeding habit of the brazilian tapir, *tapirus terrestris*  
646 (Perissodactyla: Tapiridae) in a vegetation transition zone in south-eastern Brazil. *Zoologia*.  
647 2009;26: 251–254. doi:10.1590/S1984-46702009000200007
- 648 35. Medici EP, Desbiez ALJ. Population viability analysis: Using a modeling tool to assess the

- 649 viability of tapir populations in fragmented landscapes. *Integr Zool.* 2012;7: 356–372.  
650 doi:10.1111/j.1749-4877.2012.00318.x
- 651 36. Parry L, Barlow J, Peres CA. Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests  
652 in the Brazilian Amazon. *J Trop Ecol.* 2007;23: 653–662. doi:10.1017/S0266467407004506
- 653 37. Paolucci LN, Pereira RL, Rattis L, Silvério D V., Marques NCS, Macedo MN, et al. Lowland  
654 tapirs facilitate seed dispersal in degraded Amazonian forests. *Biotropica.* 2019;51: 245–252.  
655 doi:10.1111/btp.12627
- 656 38. Gayot M, Henry O, Dubost G, Sabatier D. Comparative diet of the two forest cervids of the  
657 genus *Mazama* in French Guiana. *J Trop Ecol.* 2004;20: 31–43.  
658 doi:10.1017/S0266467404006157
- 659 39. Groves C, Grubb P. *Ungulate Taxonomy.* Johns Hopkins Univ Press. 2011.
- 660 40. Di Bitetti MS, Paviolo A, Ferrari CA, De Angelo C, Di Blanco Y. Differential responses to  
661 hunting in two sympatric species of brocket deer (*Mazama americana* and *M. nana*).  
662 *Biotropica.* 2008;40: 636–645. doi:10.1111/j.1744-7429.2008.00413.x
- 663 41. Ferregueti AC, Tomás WM, Bergallo HG. Density, occupancy, and activity pattern of two  
664 sympatric deer (*Mazama*) in the Atlantic Forest, Brazil. *J Mammal.* 2015;96: 1245–1254.  
665 doi:10.1093/jmammal/gyv132
- 666 42. Rucco AC, Porfirio GE de O, Santos FM, Do Nascimento LF, Foster VC, Fonseca C, et al.  
667 Activity patterns of two sympatric cervids (*Mazama americana* and *mazama gouazoubira*) at  
668 maciço do urucum, corumbá, ms. *Oecologia Aust.* 2019;23: 440–450.  
669 doi:10.4257/oeco.2019.2303.04
- 670 43. Maurício J, Duarte B, Vogliotti A, Zanetti S, Oliveira ML De. *Mazama americana* Erxleben ,  
671 1777 , no Brasil. *Habitat.* 2012; 33–41.
- 672 44. Martins GS. Avaliação da existência de isolamento reprodutivo entre duas espécies de veados  
673 cinza (*Mazama gouazoubira* e *Mazama nemorivaga*) por meio de machos híbridos. Dissertação  
674 (Mestrado em Reprodução animal). Universidade estadual Paullista: Faculdade de Ciências



- 675 Agrárias e Veterinárias. 2015.
- 676 45. Rossi R, Bodmer R, Duarte JM, Trovatti R. Amazonian brown brocket deer *Mazama*  
677 *nemorivaga* (Cuvier 1817). In: Duarte B, González S, editors. Neotropical Cervidology:  
678 Biology and Medicine of Latin American Deer. Gland/Jaboticabal; 2010. pp. 202–210.
- 679 46. de Oliveira ML, de Faria Peres PH, Gatti A, Morales-Donoso JA, Mangini PR, Duarte JMB.  
680 Faecal DNA and camera traps detect an evolutionarily significant unit of the Amazonian  
681 brocket deer in the Brazilian Atlantic Forest. *Eur J Wildl Res.* 2020;66. doi:10.1007/s10344-  
682 020-1367-2
- 683 47. Coelho M, Juen L, Mendes-Oliveira AC. The role of remnants of Amazon savanna for the  
684 conservation of Neotropical mammal communities in eucalyptus plantations. *Biodivers*  
685 *Conserv.* 2014;23: 3171–3184. doi:10.1007/s10531-014-0772-9
- 686 48. Bodmer RE. Strategies of Seed Dispersal and Seed Predation in Amazonian Ungulates Author  
687 ( s ): Richard E . Bodmer Published by: The Association for Tropical Biology and  
688 Conservation Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/2388202>. *Strategies.* 1991;23: 255–  
689 261.
- 690 49. Bodmer RE. Frugivory in Amazonian Artiodactyla: evidence for the evolution of the ruminant  
691 stomach. *J Zool.* 1989;219: 457–467. doi:10.1111/j.1469-7998.1989.tb02593.x
- 692 50. Kiltie RA, Terborgh J. Observations on the Behavior of Rain Forest Peccaries in Perú: Why  
693 do White-lipped Peccaries Form Herds? *Z Tierpsychol.* 1983;62: 241–255.  
694 doi:10.1111/j.1439-0310.1983.tb02154.x
- 695 51. Fragoso J. Home Range and Movement Patterns of White-Lipped Peccary (*Tayassu pecari*)  
696 Herds in Northern Brazilian Amazon. *Biotropica.* 1998;30: 458–469.
- 697 52. Peres CA. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in  
698 hunted and unhunted Amazonian forests. *Biol Conserv.* 1996;77: 115–123. doi:10.1016/0006-  
699 3207(96)00010-9
- 700 53. Keuroghlian A, Eaton DP, Longland WS. Area use by white-lipped and collared peccaries

- 701 (Tayassu pecari and Tayassu tajacu) in a tropical forest fragment. *Biol Conserv.* 2004;120:  
702 411–425. doi:10.1016/j.biocon.2004.03.016
- 703 54. Keuroghlian A, Eaton DP, Desbiez ALJ. Habitat use by peccaries and feral pigs of the Southern  
704 Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Suiform Sound.* 2008;8: 9–17.
- 705 55. Keuroghlian A, Eaton DP. Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest  
706 fragment: Preferential use by *Tayassu pecari*, a wide-ranging frugivore. *J Zool.* 2008;275: 283–  
707 293. doi:10.1111/j.1469-7998.2008.00440.x
- 708 56. Teixeira-Santos J, da Cunha Ribeiro AC, Wiig Ø, Pinto NS, Cantanhêde LG, Sena L, et al.  
709 Environmental factors influencing the abundance of four species of threatened mammals in  
710 degraded habitats in the eastern Brazilian Amazon. *PLoS One.* 2020;15: 1–16.  
711 doi:10.1371/journal.pone.0229459
- 712 57. Olmos F. Diet of sympatric Brazilian caatinga peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecan*). *J Trop*  
713 *Ecol.* 1993;9: 255–258. doi:10.1017/S0266467400007276
- 714 58. Cherem JJ. Registros de mamíferos não voadores em estudos de avaliação ambiental no sul do  
715 Brasil. *Biotemas.* 2005;18: 169–202.
- 716 59. Bellantoni ES, Krausman PR, Krausman PR. Habitat Use by Collared Peccaries in an Urban  
717 Environment HABITAT USE BY COLLARED PECCARIES IN AN. 2007;38: 345–351.
- 718 60. Reyna-Hurtado R, Tanner GW. Habitat preferences of ungulates in hunted and nonhunted  
719 areas in the Calakmul Forest, Campeche, Mexico. *Biotropica.* 2005;37: 676–685.  
720 doi:10.1111/j.1744-7429.2005.00086.x
- 721 61. Fearnside PM. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences.  
722 *Conserv Biol.* 2005;19: 680–688. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x
- 723 62. Uhl C, Celia I, Vieira G. Ecological Impacts of Selective Logging in the Brazilian Amazon :  
724 A Case Study from the Paragominas Region of the State of Para Published by : The Association  
725 for Tropical Biology and Conservation Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/2388700>  
726 *Ecologica.* 2010;21: 98–106.

- 727 63. Belato LDS, Serrão SLC, Gandra ALF, Amorim IL de S. Aplicação da vulnerabilidade  
728 ambiental do município de Moju, estado do Pará. *Rev Ibero-Americana Ciências Ambient.*  
729 2018;9: 218–230. doi:10.6008/cbpc2179-6858.2018.005.0020
- 730 64. Brown DS, Brown JC, Brown C. Land occupations and deforestation in the Brazilian Amazon.  
731 *Land use policy.* 2016;54: 331–338. doi:10.1016/j.landusepol.2016.02.003
- 732 65. Pinto A, Amaral P, Souza Jr. C, Veríssimo A, Salomão R, Gomes G, et al. Diagnóstico  
733 Socioeconômico e Florestal do Município de Paragominas. Belém/PA; 2009.
- 734 66. Fearnside PM. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia.  
735 *Ecol Soc.* 2008;13. doi:10.5751/ES-02451-130123
- 736 67. Moura R, Santos D, Veríssimo A, Nunes S, Brito B, Barreto P, et al. Desmatamento Zero no  
737 Pará: Desafios e Oportunidades. 2017.
- 738 68. Kottek M, Grieser J, Beck C, Rudolf B, Rubel F. World map of the Köppen-Geiger climate  
739 classification updated. *Meteorol Zeitschrift.* 2006;15: 259–263. doi:10.1127/0941-  
740 2948/2006/0130
- 741 69. IBGE. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2012 [cited 28 Feb 2022] p. 271. Available:  
742 <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=263011>
- 743 70. Oliveira E, Lameira O, Zoghbi M. Identificação da época de coleta do óleo-resina de copaíba  
744 (*Copaifera* spp.) no município de Moju, PA. *Rev Bras Plantas Med.* 2006;8: 14–23.
- 745 71. Putz F, Pinard M. Reduced-Impact Logging as a Carbon-Offset Method. *Conserv Biol.* 1993;7:  
746 755–757.
- 747 72. Prudente BS, Pompeu PS, Juen L, Montag LFA. Effects of reduced-impact logging on physical  
748 habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. *Freshw Biol.* 2017;62: 303–316.  
749 doi:10.1111/fwb.12868
- 750 73. da Silva EF, da Silva GF, Figueiredo EO, Binoti DHB, de Mendonça AR, Torres CMME, et  
751 al. Allocation of storage yards in management plans in the Amazon by means of mathematical  
752 programming. *Forests.* 2018;9. doi:10.3390/f9030127

- 753 74. Edwards DP, Tobias JA, Sheil D, Meijaard E, Laurance WF. Maintaining ecosystem function  
754 and services in logged tropical forests: Trends in Ecology & Evolution. Trends Ecol Evol.  
755 2017;29: 511–520. Available: [http://www.cell.com/trends/ecology-evolution/abstract/S0169-](http://www.cell.com/trends/ecology-evolution/abstract/S0169-5347(14)00154-2)  
756 [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)
- 757 75. Almeida-Maués P, Bueno A, Palmeirim AF, Peres C, Mendes-Oliveira AC. Assessing  
758 Assemblage-wide Mammal Responses to Different Types of Habitat Modification in  
759 Amazonian Forests. 2022; 1–21. Available: <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-886707/v1>
- 760 76. Luskin MS, Potts MD. Microclimate and habitat heterogeneity through the oil palm lifecycle.  
761 Basic Appl Ecol. 2011;12: 540–551. doi:10.1016/j.baae.2011.06.004
- 762 77. Turner EC, Snaddon JL, Fayle TM, Foster WA. Oil palm research in context: Identifying the  
763 need for biodiversity assessment. PLoS One. 2008;3: 2–5. doi:10.1371/journal.pone.0001572
- 764 78. Chung AYC, Eggleton P, Speight MR, Hammond PM, Chey VK. The diversity of beetle  
765 assemblages in different habitat types in Sabah, Malaysia. Bull Entomol Res. 2000;90: 475–  
766 496. doi:10.1017/s0007485300000602
- 767 79. Peh KSH, Sodhi NS, De Jong J, Sekercioglu CH, Yap CAM, Lim SLH. Conservation value of  
768 degraded habitats for forest birds in southern Peninsular Malaysia. Divers Distrib. 2006;12:  
769 572–581. doi:10.1111/j.1366-9516.2006.00257.x
- 770 80. Srбек-Araujo AC, Chiarello AG. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos:  
771 considerações metodológicas e comparação de equipamentos. Rev Bras Zool. 2007;24: 647–  
772 656. doi:10.1590/S0101-81752007000300016
- 773 81. Srбек-araujo AC, Chiarello AG. Armadilhas Fotográficas na amostragem de mamíferos:  
774 considerações metodológicas e comparação de equipamentos. Rev Bras Zool. 2007;24: 647–  
775 656.
- 776 82. O’Brien TG, Kinnaird MF, Wibisono HT. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and  
777 prey populations in a tropical forest landscape. Anim Conserv. 2003;6: 131–139.  
778 doi:10.1017/S1367943003003172

- 779 83. Team RC. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for  
780 Statistical Computing. Vienna, Austria;
- 781 84. Nelson PN, Rhebergen T, Berthelsen S, Webb MJ, Banabas M, Oberthür T, et al. Soil  
782 Acidification under Oil Palm : Rates and Effects on Yield. *Better Crop*. 2011;95: 22–25.
- 783 85. Salas LA. Habitat use by lowland tapirs (*Tapirus terrestris* L.) in the Tabaro River valley,  
784 southern Venezuela. *Can J Zool*. 1996;74: 1452–1458. doi:10.1139/z96-160
- 785 86. Tobler M. Habitat Use and Diet of Baird ’ s Tapirs ( *Tapirus bairdii* ) in a Montane Cloud  
786 Forest of the Cordillera de Talamanca , Costa. *Biotropica*. 2002;34: 468–474.
- 787 87. Janis CM. Tertiary mammal evolution in the context of changing climates, vegetation, and  
788 tectonic events. *Annu Rev Ecol Syst*. 1993;24: 467–500.  
789 doi:10.1146/annurev.es.24.110193.002343
- 790 88. García MJ, Medici EP, Naranjo EJ, Novarino W, Leonardo RS. Distribution, habitat and  
791 adaptability of the genus tapirus. *Integr Zool*. 2012;7: 346–355. doi:10.1111/j.1749-  
792 4877.2012.00317.x
- 793 89. Lizcano DJ, Cavelier J. Daily and seasonal activity of the mountain tapir (*Tapirus pinchaque*)  
794 in the Central Andes of Colombia. *J Zool*. 2000;252: 429–435.  
795 doi:10.1017/S0952836900000182
- 796 90. Gemita E, Hall A, Maddox T. The Asian tapir in Jambi lowland forest and commercial  
797 landscape. *Tapir Conserv*. 2007;16: 30–34.
- 798 91. Tejeda-Cruz C, Naranjo EJ, Cuarón AD, Perales H, Cruz-Burguete JL. Habitat use of wild  
799 ungulates in fragmented landscapes of the Lacandon Forest, Southern Mexico. *Mammalia*.  
800 2009;73: 211–219. doi:10.1515/MAMM.2009.044
- 801 92. Kristan WB. The role of habitat selection behavior in population dynamics: Source-sink  
802 systems and ecological traps. *Oikos*. 2003;103: 457–468. doi:10.1034/j.1600-  
803 0706.2003.12192.x
- 804 93. Stamps JA, Swaisgood RR. Someplace like home: Experience, habitat selection and

- 805 conservation biology. *Appl Anim Behav Sci.* 2007;102: 392–409.  
806 doi:10.1016/j.applanim.2006.05.038
- 807 94. Hutto RL. Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds. In: Cody ML, editor. *Habitat*  
808 *selection in birds.* Orlando, Florida: Academic Press; 1985. pp. 455–476.
- 809 95. Iwasa Y, Levin SA. The timing of life history events. *J Theor Biol.* 1995;172: 33–42.  
810 doi:10.1006/jtbi.1995.0003
- 811 96. Rossi V, Vivo M. *Taxonomia de Mazama rafinesque, 1817 do Brasil (Artiodactyla, Cervidae).*  
812 *Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000. 2000.*
- 813 97. Keuroghlian A, Eaton DP. Fruit availability and peccary frugivory in an isolated Atlantic forest  
814 fragment: Effects on peccary ranging behavior and habitat use. *Biotropica.* 2008;40: 62–70.  
815 doi:10.1111/j.1744-7429.2007.00351.x
- 816 98. Galetti M, Camargo H, Siqueira T, Keuroghlian A, Donatti CI, Jorge MLSP, et al. Diet overlap  
817 and foraging activity between feral pigs and native peccaries in the Pantanal. *PLoS One.*  
818 2015;10: 1–10. doi:10.1371/journal.pone.0141459
- 819 99. Barreto GR, Hernandez OE, Ojasti J. Diet of peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*) in a dry  
820 forest of Venezuela. *J Zool.* 1997;241: 279–284. doi:10.1111/j.1469-7998.1997.tb01958.x
- 821 100. Kiltie RA. Bite Force as a Basis for Niche Differentiation Between Rain Forest Peccaries  
822 (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). *Biotropica.* 1982;14: 188. doi:10.2307/2388025
- 823 101. Brondizio E. Agriculture Intensification, Economic Identity, and Shared Invisibility in  
824 Amazonian Peasantry: Caboclos and Colonists in Comparative Perspective. In: Adams C,  
825 Murrieta R, Neves W, Harris M, editors. *Amazon Peasant Societies in a Changing*  
826 *Environment.* Bloomington, IN, USA: Springer Science; 2009. pp. 181–213. doi:10.1007/978-  
827 1-4020-9283-1
- 828 102. Hiraoka M. Caboclo and Ribereno Resource Management in Amazonia: A Review. In:  
829 Redford K., Padoch C, editors. *Conservation of Neotropical Forests: Working from Traditional*  
830 *Resource Use.* New York: Columbia University Press; 1992. pp. 134–157.

- 831 103. Redford KH, Robinson JG. The Game of Choice: Patterns of Indian and Colonist Hunting in  
832 the Neotropics. *Am Anthropol.* 1987;89: 650–667.
- 833 104. Peres CA. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on amazonian  
834 forest vertebrates. *Conserv Biol.* 2001;15: 1490–1505. doi:10.1046/j.1523-1739.2001.01089.x
- 835 105. Shepard GH, Levi T, Neves EG, Peres CA, Yu DW. Hunting in Ancient and Modern  
836 Amazonia: Rethinking Sustainability. *Am Anthropol.* 2012;114: 652–667.  
837 doi:10.1111/j.1548-1433.2012.01514.x
- 838 106. Dirzo R, Mendoza E, Ort P. Dirzo et al. - 2007 - Size-Related Differential Seed Predation in a  
839 Heav.pdf. 2007;39: 355–362.
- 840 107. Peres C. Basin-Wide Effects of Game Harvest on Vertebrate Population Densities in  
841 Amazonian Forests: Implications for Animal-Mediated Seed Dispersal. *Biotropica.* 2007;39:  
842 304–315. doi:10.1093/nq/s11-VIII.189.116-a
- 843 108. Roldán AI, Simonetti JA. Plant-mammal interactions in tropical Bolivian forests with different  
844 hunting pressures. *Conserv Biol.* 2001;15: 617–623. doi:10.1046/j.1523-  
845 1739.2001.015003617.x
- 846 109. Muller-Landau HC. Predicting the long-term effects of hunting on plant species composition  
847 and diversity in tropical forests. *Biotropica.* 2007;39: 372–384. doi:10.1111/j.1744-  
848 7429.2007.00290.x
- 849 110. Barlow J, Gardner TA, Araujo IS, Ávila-Pires TC, Bonaldo AB, Costa JE, et al. Quantifying  
850 the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proc Natl Acad*  
851 *Sci U S A.* 2007;104: 18555–18560. doi:10.1073/pnas.0703333104

852

853

854

855

**MATERIAL SUPLEMENTAR - TABELAS**

856

857 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

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

859 Plantação de palma de dendê.

860

| 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,<br>48°33'46" W    | FC      | 7                      | 18                         | 320,5±99,8                 | 2019              |         |                  |                            |    |    |    |         |             |    |    |        |    |   |  |         |           |                            |    |    |    |            |             |    |    |         |              |                               |    |    |    |      |                   |         |             |                                |    |   |   |      |      |         |             |                                |    |   |   |      |      |         |                 |                                |    |   |   |      |      |         |                |
|         |                   |                                | EM      | 11                     |                            |                            |                   | Sítio B | Paragominas - PA | 3°15'14" S,<br>47°43'18" W | FA | 31 | 59 | 498,44± | 2018 e 2019 | RF | 24 | 154,10 | PA | 4 |  | Sítio C | Moju – PA | 1°55'57" S,<br>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,<br>56°55'23.7"W | FC | 12 | 12 | 25±0 | 2011, 2012 e 2013 | Sítio E | Marabá – PA | 5°22'32.00"S,<br>49°11'31.99"W | FA | 6 | 6 | 15±0 | 2009 | Sítio F | Marabá – PA | 5°39'14.56"S,<br>49°28'27.07"W | FA | 3 | 3 | 22±0 | 2011 | Sítio G | Açailândia - MA | 4°32'29.81"S,<br>47°12'44.31"W | FA | 3 | 3 | 22±0 | 2011 | Sítio H | Bacabeira - MA |
| Sítio B | Paragominas - PA  | 3°15'14" S,<br>47°43'18" W     | FA      | 31                     | 59                         | 498,44±                    | 2018 e 2019       |         |                  |                            |    |    |    |         |             |    |    |        |    |   |  |         |           |                            |    |    |    |            |             |    |    |         |              |                               |    |    |    |      |                   |         |             |                                |    |   |   |      |      |         |             |                                |    |   |   |      |      |         |                 |                                |    |   |   |      |      |         |                |
|         |                   |                                | RF      | 24                     |                            | 154,10                     |                   |         |                  |                            |    |    |    |         |             |    |    |        |    |   |  |         |           |                            |    |    |    |            |             |    |    |         |              |                               |    |    |    |      |                   |         |             |                                |    |   |   |      |      |         |             |                                |    |   |   |      |      |         |                 |                                |    |   |   |      |      |         |                |
|         |                   |                                | PA      | 4                      |                            |                            |                   |         |                  |                            |    |    |    |         |             |    |    |        |    |   |  |         |           |                            |    |    |    |            |             |    |    |         |              |                               |    |    |    |      |                   |         |             |                                |    |   |   |      |      |         |             |                                |    |   |   |      |      |         |                 |                                |    |   |   |      |      |         |                |
| Sítio C | Moju – PA         | 1°55'57" S,<br>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,<br>56°55'23.7"W  | FC      | 12                     | 12                         | 25±0                       | 2011, 2012 e 2013 |         |                  |                            |    |    |    |         |             |    |    |        |    |   |  |         |           |                            |    |    |    |            |             |    |    |         |              |                               |    |    |    |      |                   |         |             |                                |    |   |   |      |      |         |             |                                |    |   |   |      |      |         |                 |                                |    |   |   |      |      |         |                |
| Sítio E | Marabá – PA       | 5°22'32.00"S,<br>49°11'31.99"W | FA      | 6                      | 6                          | 15±0                       | 2009              |         |                  |                            |    |    |    |         |             |    |    |        |    |   |  |         |           |                            |    |    |    |            |             |    |    |         |              |                               |    |    |    |      |                   |         |             |                                |    |   |   |      |      |         |             |                                |    |   |   |      |      |         |                 |                                |    |   |   |      |      |         |                |
| Sítio F | Marabá – PA       | 5°39'14.56"S,<br>49°28'27.07"W | FA      | 3                      | 3                          | 22±0                       | 2011              |         |                  |                            |    |    |    |         |             |    |    |        |    |   |  |         |           |                            |    |    |    |            |             |    |    |         |              |                               |    |    |    |      |                   |         |             |                                |    |   |   |      |      |         |             |                                |    |   |   |      |      |         |                 |                                |    |   |   |      |      |         |                |
| Sítio G | Açailândia - MA   | 4°32'29.81"S,<br>47°12'44.31"W | FA      | 3                      | 3                          | 22±0                       | 2011              |         |                  |                            |    |    |    |         |             |    |    |        |    |   |  |         |           |                            |    |    |    |            |             |    |    |         |              |                               |    |    |    |      |                   |         |             |                                |    |   |   |      |      |         |             |                                |    |   |   |      |      |         |                 |                                |    |   |   |      |      |         |                |
| Sítio H | Bacabeira - MA    | 3°0'27.89"S,<br>44°20'18.70"W  | FA      | 3                      | 3                          | 22±0                       | 2011              |         |                  |                            |    |    |    |         |             |    |    |        |    |   |  |         |           |                            |    |    |    |            |             |    |    |         |              |                               |    |    |    |      |                   |         |             |                                |    |   |   |      |      |         |             |                                |    |   |   |      |      |         |                 |                                |    |   |   |      |      |         |                |

861



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

| <b><i>Tapitus terrestris</i></b> |                      |            |         |        |
|----------------------------------|----------------------|------------|---------|--------|
|                                  | Estimate ( $\beta$ ) | 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 degradada               | 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  |
| <b><i>Mazama americana</i></b>   |                      |            |         |        |
|                                  | Estimate ( $\beta$ ) | 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 degradada               | -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  |
| <b><i>Mazama nemorigava</i></b>  |                      |            |         |        |
|                                  | Estimate ( $\beta$ ) | 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 degradada               | -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  |

866

867

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

870

| <b><i>Tapirus terrestris</i></b> |    |          |           |                 |       |
|----------------------------------|----|----------|-----------|-----------------|-------|
|                                  | Df | $\chi^2$ | Resid. df | Resid. $\chi^2$ | 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        | <b>&lt;0,001</b> |
| %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        | <b>0,049</b>     |
| <b><i>Mazama americana</i></b>  |    |          |           |                 |                  |
|                                 | Df | $\chi^2$ | Resid. df | Resid. $\chi^2$ | P                |
| Nulo                            | NA | NA       | 155       | 1445,553        | NA               |
| DMF                             | 1  | 79,792   | 154       | 1365,761        | <b>0,004</b>     |
| DAU                             | 1  | 51,722   | 153       | 1314,039        | <b>0,019</b>     |
| %FF                             | 1  | 3,890    | 152       | 1310,149        | 0,521            |
| %VAN                            | 1  | 36,761   | 151       | 1273,388        | <b>0,048</b>     |
| %CVR                            | 1  | 93,299   | 150       | 1180,09         | <b>0,002</b>     |
| %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        | <b>&lt;0,001</b> |
| <b><i>Mazama nemorivaga</i></b> |    |          |           |                 |                  |
|                                 | Df | $\chi^2$ | Resid. df | Resid. $\chi^2$ | P                |
| Nulo                            | NA | NA       | 155       | 684,0543        | NA               |
| DMF                             | 1  | 112,758  | 154       | 571,2963        | <b>&lt;0,001</b> |
| 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            |
| <b><i>Pecari tajacu</i></b>     |    |          |           |                 |                  |
|                                 | Df | $\chi^2$ | Resid. df | Resid. $\chi^2$ | 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        | <b>0,003</b>     |
| %AGR                            | 1  | 1,176    | 149       | 634,6097        | 0,638            |
| %PA                             | 1  | 21,637   | 148       | 612,9723        | <b>0,043</b>     |
| IC                              | 1  | 24,032   | 147       | 588,9399        | <b>0,033</b>     |
| <b><i>Tayassu pecari</i></b>    |    |          |           |                 |                  |
|                                 | Df | $\chi^2$ | Resid. df | Resid. $\chi^2$ | P                |
| Nulo                            | NA | NA       | 155       | 360,4661        | NA               |
| DMF                             | 1  | 41,624   | 154       | 318,8419        | <b>0,001</b>     |
| 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 |

871

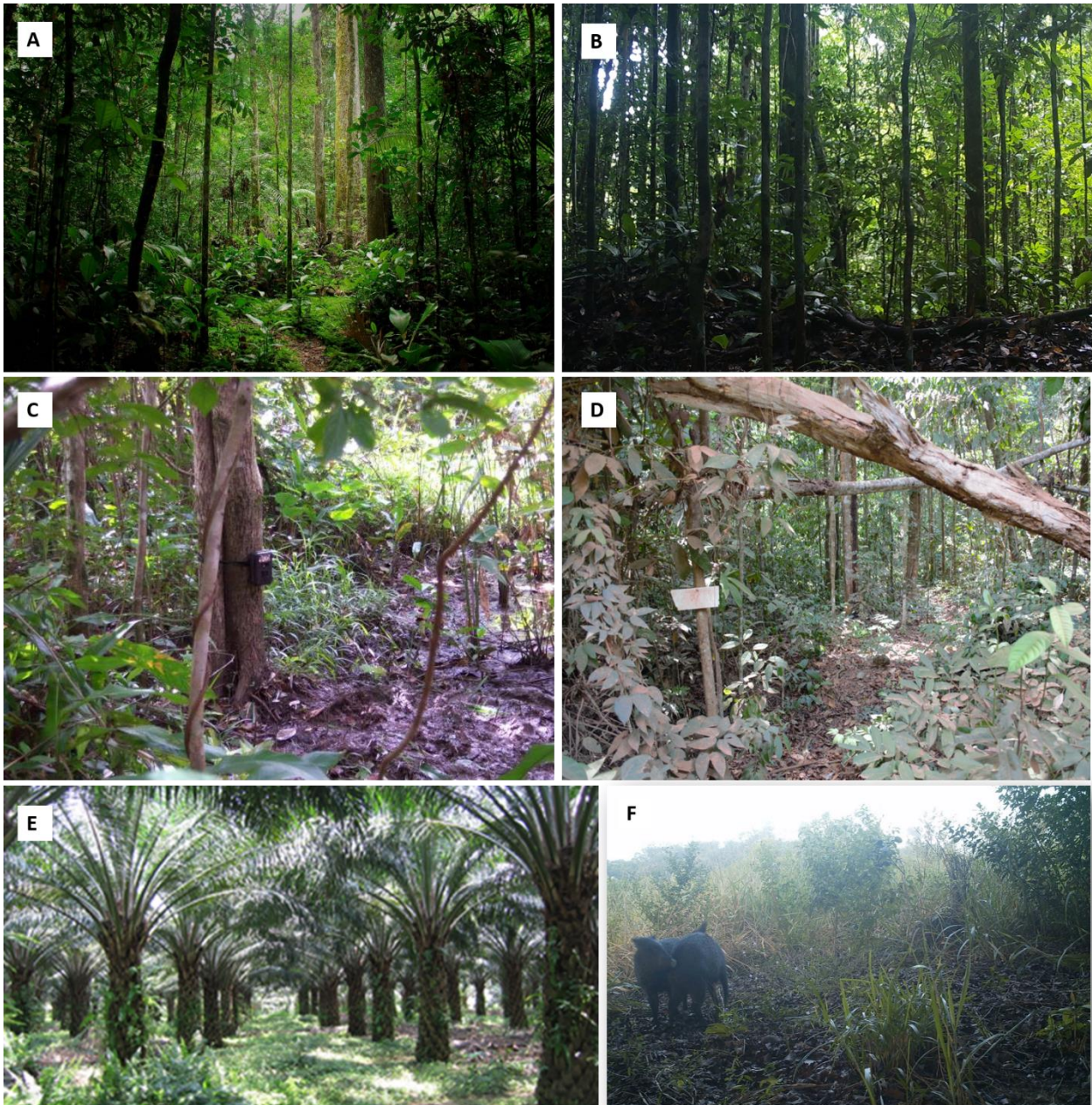
872

873

874

MATERIAL SUPLEMENTAR - FIGURAS

875



876

877

878 Figura S1. Prancha de fotos dos habitats estudados: (A) Floresta Primária Conservada – Sítio C; (B)

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

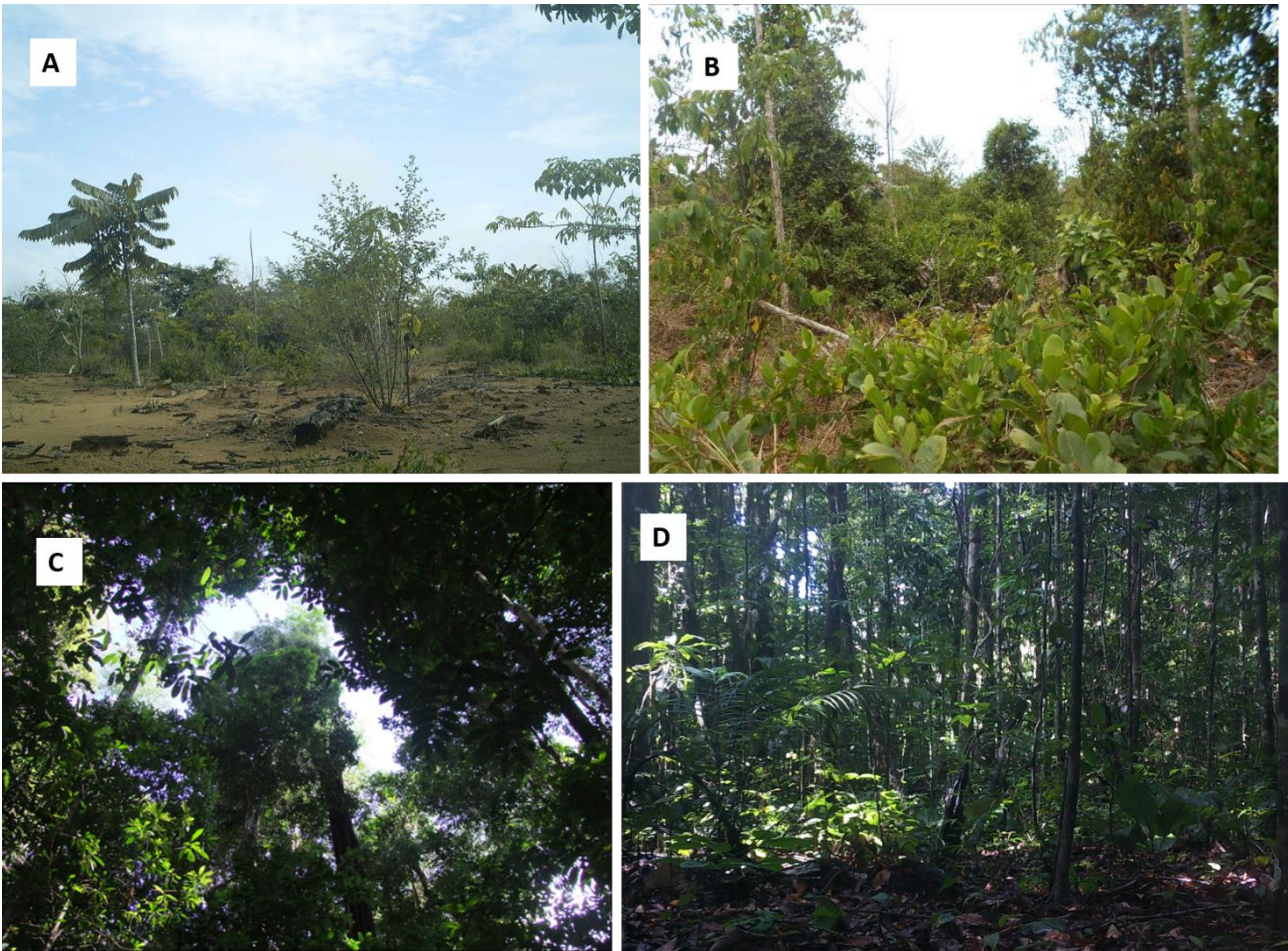
880 Primária Alterada – Sítio B; (E) Plantação de palma de dendê – Sítio C; (F) Pasto Abandonado –

881 Sítio B

882

883





884  
885  
886  
887  
888  
889  
890  
891  
892  
893  
894

**Figura S2.** Prancha de fotos dos 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.