



ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES NUMA PAISAGEM FRAGMENTADA NO LESTE DO ACRE

ANDRÉ LUIS BOTELHO DE MOURA

Rio Branco – AC 2025

ANDRÉ LUIS BOTELHO DE MOURA

ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES NUMA PAISAGEM FRAGMENTADA NO LESTE DO ACRE

Tese de doutorado apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia da Rede BIONORTE, na Universidade Federal do Acre, como requisito parcial para a obtenção do Título de Doutor em Biodiversidade e Biotecnologia.

Orientador(a): Prof. Dr. Paulo Sérgio D'Andrea

Coorientador (a): Prof. Dr. Marcos Silveira

Rio Branco – AC MARÇO de 2025

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da UFAC

 M929e Moura, André Luis Botelho de, 1989 -Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos não-voadores numa paisagem fragmentada no leste do Acre / André Luis Botelho de Moura; orientador: Prof. Dr. Paulo Sergio D'Andrea e coorientador: Prof.: Dr. Marcos Silveira. – 2025.

113 f.: 30 cm.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Acre, Programa de Pósgraduação em Biodiversidade e Biotecnologia da Rede BIONORTE, Rio Branco, 2025.

Inclui referências bibliográficas.

1. Fragmentos Florestais. 2. Qualidade da Matriz. 3. Roedores. I. D'Andrea, Paulo Sergio (orientadora). II. Silveira, Marcos (coorientador). III. Título.

CDD: 660

Bibliotecário: Uéliton Nascimento Torres CRB-11º/1074.

ANDRÉ LUIS BOTELHO DE MOURA

ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES NUMA PAISAGEM FRAGMENTADA NO LESTE DO ACRE

Qualificação de doutorado apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia da Rede BIONORTE, na Universidade Federal do Acre, como requisito parcial para a obtenção do Título de Doutor em Biodiversidade e Biotecnologia.

Aprovada em 06/03/2025

Banca examinadora

Prof. Dr. Paulo Sérgio D'Andrea (Orientador) Instituto Oswaldo Cruz - RJ

Prof. Dr. Alexandre Reis Percequillo Universidade de São Paulo - USP

Prof. Dr. Elder Ferreira Morato Universidade Federal do Acre

Prof. Dr. Juliano André Bogoni Universidade do Estado do Mato Grosso

Prof. Dr. Moises Barbosa de Souza Universidade Federal do Acre

TERMO DE AUTORIZAÇÃO PARA PUBLICAÇÃO

Eu, André Luis Botelho de Moura, (X) autorizo () não autorizo a publicação da versão final aprovada de minha Tese de Doutorado intitulada "ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES NUMA PAISAGEM FRAGMENTADA NO LESTE DO ACRE" no Portal do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia - Rede BIONORTE (PPG-BIONORTE), bem como no repositório de Teses da CAPES ou junto à biblioteca da Instituição Certificadora.

Rio Branco, 06 de março de 2025.

André Luis Botelho de Moura CPF: 983.256.392-53 RG: 10255249

À Paulo José Moura, in memorian

Sempre em frente...

AGRADECIMENTOS

À Iza, por todo amor, carinho e apoio incondicional desde 2007. À Margarida, mãe querida, sempre cuidadosa e amorosa com os filhos. Aos meus filhos Davi e Ana, pois mesmo tão pequenos ensinam ao seu pai sobre desafios, perseverança e superações. À minha sogra por todo incentivo e apoio com as demandas familiares. Aos meus irmãos Lucas, Matheus, Paulo e Yuri pelas orações e apoio incondicional. Ao meu orientador Paulo D'Andrea pelo apoio em todas as demandas da tese e extra tese, exemplo de profissional humano. Ao Dr. Marcos Silveira pela coorientação na tese. À Dra. Rosana Gentile por aceitar a empreitada de estudar a ecologia de pequenos mamíferos do Acre. A todos os alunos do curso de Licenciatura em Ciências Biológicas do IFAC, Campus Rio Branco, essenciais para todas as atividades de coleta de pequenos mamíferos desde 2015, em especial a Emilim Muniz, Pedro Zanata, Marinez Ferreira, Érica Ximenes, Wagner Cavalcante. Aos colegas de Mastozoologia no Acre Richarlly Silva, Rair Verde e Luiz Borges pelo apoio incentivo e discussões em todos esses anos. A todos os produtores rurais que permitiram a realização dos levantamentos em suas propriedades, em especial à Brenda Moraes e Sr. Edmundo. Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e tecnologia do Acre (IFAC) pela licença qualificação a mim concedida e todo apoio logístico para as atividades de campo. Ao CNPq, CAPES, FAPAC, FAPERJ pelo apoio financeiro nas diferentes etapas do desenvolvimento dessa tese.

MOURA, André Luis Botelho de. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos não-voadores numa paisagem fragmentada no leste do Acre. 2025. 113 f. Tese (Doutorado em Biodiversidade e Biotecnologia) – Universidade Federal do Acre, Rio Branco, 2025.

RESUMO

A perda e a fragmentação de hábitats representam a maior ameaça para a biodiversidade do planeta. Compreender os efeitos deletérios dos processos de destruição e degradação do hábitat é fundamental para a conservação da biodiversidade, incluindo pequenos mamíferos. Nas florestas neotropicais, pequenos mamíferos não voadores (marsupiais e roedores) ocupam uma posição central nas teias alimentares, desempenhando papéis ecológicos essenciais como predadores e dispersores de sementes. A presente tese tem como objetivo investigar padrões de estrutura da comunidade de pequenos mamíferos em fragmentos florestais no leste do Acre, avaliando a eficiência de diferentes métodos de amostragem, identificando os principais preditores ambientais da diversidade alfa e beta dessas comunidades e contribuindo para o conhecimento da autoecologia e biogeografia da fauna local. As análises de diversidade alfa e beta foram baseadas em amostragens realizadas em dez fragmentos florestais do leste do Acre, entre os anos de 2014 e 2022. Esses dados foram complementados com amostragens conduzidas em outras localidades do estado do Acre, a fim de compor informações para o estudo sobre a distribuição geográfica da fauna local. Pequenos mamíferos foram amostrados com live-traps e pitfalls em diferentes estratos da floresta. A identificação dos espécimes foi realizada por meio da taxonomia integrativa, utilizando dados morfológicos, citogenéticos e moleculares. A análise da eficiência dos métodos de amostragem revelou que as live-traps de solo registraram maior diversidade em duas localidades, enquanto as armadilhas tipo pitfall registraram o maior número de espécies exclusivas em três das quatro áreas analisadas. Os diferentes tipos de armadilhas e suas distintas posições verticais atuam de forma complementar na amostragem de pequenos mamíferos. A análise da diversidade alfa e beta das comunidades em fragmentos florestais revelou que a riqueza de espécies foi positivamente influenciada pelo tamanho do fragmento, enquanto a diversidade de espécies (Hill's q=1) foi positivamente influenciada pela abundância de bambu. A diversidade funcional esteve relacionada à qualidade da matriz. A composição funcional das comunidades foi principalmente influenciada pelo tamanho do fragmento, pela qualidade da matriz e pelo grau de fragmentação da matriz. A diversidade beta taxonômica e funcional esteve significativamente correlacionada com diferenças no tamanho do fragmento e na qualidade da matriz. Os padrões de diversidade alfa e beta registrados reforçam a importância dos processos determinísticos, particularmente do tamanho do fragmento e da qualidade da matriz, como fatores determinantes da estrutura das comunidades de pequenos mamíferos em paisagens fragmentadas. Por fim, considerando todas as amostragens realizadas no Acre, foram obtidas 747 capturas, sendo 356 de marsupiais e 391 de roedores, pertencentes a 36 espécies. Mesomys hispidus, Proechimys gardneri e Proechimys longicaudatus tiveram sua ocorrência confirmada para o Acre, com P. longicaudatus e P. gardneri ampliando suas distribuições geográficas.

Palavras-chave: Fragmentos Florestais; Qualidade da Matriz; Roedores; Marsupiais; Dossel; Amazônia.

MOURA, André Luis Botelho de. **Community structure of non-volant small mammals in a fragmented landscape in eastern Acre. 2025.** 113 f. Tese (PhD in Biodiversity and Biotechnology) – Federal University of Acre, Rio Branco, AC-Brazil, 2025.

ABSTRACT

Habitat loss and fragmentation represent the greatest threat to the planet's biodiversity. Understanding the deleterious effects of habitat destruction and degradation processes is essential for biodiversity conservation, including small mammals. In Neotropical forests, non-flying small mammals (marsupials and rodents) occupy a central position in food webs, playing essential ecological roles as predators and seed dispersers. This thesis aims to investigate community structure patterns of small mammals in forest fragments in eastern Acre, assessing the efficiency of different sampling methods, identifying the main environmental predictors of alpha and beta diversity in these communities, and contributing to the knowledge of the autoecology and biogeography of the local fauna. Alpha and beta diversity analyses were based on sampling carried out in ten forest fragments in eastern Acre between 2014 and 2022. These data were supplemented with samples collected in other locations in the state of Acre to compile information for the study on the geographical distribution of the local fauna. Small mammals were sampled using live traps and pitfalls in different forest strata. The identification of specimens was carried out through integrative taxonomy, using morphological, cytogenetic, and molecular data. The analysis of the efficiency of sampling methods revealed that ground live traps recorded greater diversity in two locations, while pitfall traps recorded the highest number of exclusive species in three of the four areas analysed. The different types of traps and their distinct vertical positions act in a complementary manner in the sampling of small mammals. The analysis of alpha and beta diversity in forest fragment communities revealed that species richness was positively influenced by fragment size, while species diversity (Hill's q=1) was positively influenced by bamboo abundance. Functional diversity was related to matrix quality. The functional composition of communities was mainly influenced by fragment size, matrix quality, and the degree of matrix fragmentation. Taxonomic and functional beta diversity were significantly correlated with differences in fragment size and matrix quality. The recorded alpha and beta diversity patterns reinforce the importance of deterministic processes, particularly fragment size and matrix quality, as key factors determining the structure of small mammal communities in fragmented landscapes. Finally, considering all the samples collected in Acre, a total of 747 captures were obtained, including 356 marsupials and 391 rodents, belonging to 36 species. Mesomys hispidus, Proechimys gardneri, and Proechimys longicaudatus had their occurrence confirmed for Acre, with P. longicaudatus and P. gardneri expanding their geographical distributions.

Keywords: Forest Fragments; Matrix Quality; Rodents; Marsupials; Canopy; Amazon.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I Fig. 1 Location of the four study areas and sampling design in the eastern part of the state of Acre, Brazil
Fig. 2 Number of exclusive species for each sampling technique and each stratum at four sampling sites in the Acre River basin, state of Acre, Brazil
Fig. 3 Individual-based rarefaction and extrapolation species accumulation curves of small mammals with 84% confidence intervals using the Hill numbers $(A - q = 0; B - q = 1)$ for pitfall and live-traps on the ground
Fig. 4 Individual-based rarefaction and extrapolation species accumulation curves of small mammals with 84% confidence intervals using the Hill numbers $(A - q = 0; B - q = 1)$ for ground, understorey and canopy traps
Fig. 5 Spatial variation in small mammal beta-diversity at four sampling sites in the Acre River basin, state of Acre, Brazil, among different trap types (Pitfall, Sherman-ground and Tomahawk-ground) and different vertical strata (ground, understorey and canopy)
Capítulo II Figure 1 - Location of the forest fragments sampled and sampling desingn in the municipalities in the northern Brazilian state of Acre
Capítulo III Figura 1. Dezesseis localidades com amostragens de pequenos mamíferos na Amazônia Sul Ocidental (estado do Acre) realizadas entre os anos de 2013 e 2022
Figura 2. Distribuição geográfica e pontos de registro de <i>Proechimys gardneri</i> e <i>Proechimys longicaudatus</i>
Figura 3. Distribuição geográfica e pontos de registro de <i>Proechimys steerei</i> e <i>Proechimys simonsi</i>
Figura 4. Distribuição geográfica e pontos de registro de <i>Proechimys cuvieri</i> e <i>Proechimys brevicauda</i>
Figura 5. Distribuição geográfica e pontos de registro de <i>Mesomys hispidus</i> e <i>Dactylomys boliviensis</i>
Figura 6. Distribuição geográfica e localidades de registro de <i>Rhipidomys gardneri</i> e <i>Rhipidomys leucodactylus</i>
Figura 7 Distribuição geográfica e pontos de registro de Hylaeamys perenensis e Hylaeamys yunganus
Figura 8. Distribuição geográfica e pontos de registro de <i>Euryoryzomys macconnelli</i> e <i>Euryoryzomys nitidus</i>
Figura 9. Distribuição geográfica e pontos de registro de Oecomys spp

Figura 10. Distribuição geográfica e pontos de registro de <i>Nectomys apicalis</i> e <i>Oligoryzomys microtis</i>
Figura 11. Distribuição geográfica e pontos de registro de <i>Neacomys musseri</i> e <i>Neacomys amoenus</i>
Figura 12. Distribuição geográfica e pontos de registro de Marmosops caucae e Marmosops ocellatus
Figura 13. Distribuição geográfica e pontos de registro de Marmosops noctivagus e Marmosops bishopi
Figura 14. Distribuição geográfica e pontos de registro de <i>Didelphis marsupialis</i> e <i>Philander canus</i>
Figura 15. Distribuição geográfica e pontos de registro de <i>Philander mcilhennyi</i> e <i>Philander pebas</i>
Figura 16. Distribuição geográfica e pontos de registro de <i>Monodelphis peruviana</i> e <i>Monodelphis glirina</i>
Figura 17. Distribuição geográfica e pontos de registro de Monodelphis emiliae 97
Figura 18. Distribuição geográfica e pontos de registro de Marmosa constantiae e Marmosa rutteri
Figura 19. Distribuição geográfica e pontos de registro de Caluromys lanatus e Metachirus myosuros

LISTA DE TABELAS

Capítulo I

Table 1. Number of small mammals captured by different trap types and by differentvertical strata (ground, understorey and canopy) at four sampling sites in the Acre Riverbasin, state of Acre, Brazil.35

Table 2. Results of the pairwise comparisons of the permutational analysis of variance(PERMANOVA) among small mammal captures by different trap types and by differentvertical strata at four sampling sites.40

Capítulo II

Table 2. Functional traits used in the analyses of the alpha and beta functional diversityof the communities of small nonvolant mammal surveyed.56

Table S2. Functional traits of the small mammals captured in 10 forest fragments in thestate of Acre, southwestern Amazonia, Brazil.76

Capítulo III

Tabela S1. Localidades com	amostragem de pequenos	mamíferos realizadas entre 201	3 e
2022 no estado do Acre			104

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	15
1.1	OBJETIVO GERAL	20
1.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
2.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.	ORGANIZAÇÃO DA TESE	24
CAF	PÍTULO I	26
Eval	luating the efficiency of different sampling techniques to survey non-flying	
smal	Il mammals in the Amazon	26
In	ntroduction	27
Μ	laterial and methods	28
	Study areas	28
	Sampling design	29
	Data analysis	31
Re	esults	32
Di	iscussion	34
Re	eferences	44
CAF	PÍTULO II	47
dive	ersity of small mammals in forest fragments in southwestern Amazonia, Bra 47	ızil
In	ntroduction	48
Μ	laterial and Methods	50
	Study area	50
	Capture of small mammals	51
	Environmental variables	52
P	Functional traits	53
Re	esults	57
Di	ISCUSSION	59
	Alpha diversity	39
	Functional composition	62
	Beta diversity	64
р	Implications for conservation and final considerations	03
K(ererences	00
SL		
	PITULO III	//
Ava: inve	entários, ampliação de distribuição de espécies para a Bacia do Purus	c re: 77
In	ntrodução	78
Μ	laterial e métodos	79
	Área de estudo	79
	Captura de pequenos mamíferos	80

	Identificação taxonômica	
ŀ	Resultados e Discussão	
	Proechimys	
	Mesomys e Dactylomys	
	Rhipidomys	
	Hylaeamys	
	Euryoryzomys	
	Oecomys	
	Oligoryzomys e Nectomys	
	Neacomys	
	Marmosops	
	Didelphis e Philander	
	Monodelphis	
	Marmosa	
	Caluromys e Metachirus	
	Considerações finais	
ŀ	Referências Bibliográficas	
4.	CONCLUSÕES	
5.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	

1. INTRODUÇÃO

A perda e a fragmentação de hábitats são a maior ameaça para a biodiversidade do planeta (BUTCHART et al., 2010; HADDAD et al., 2015; SOARES-FILHO et al., 2006). A relação entre destruição do hábitat ocasionando a redução de populações ou até mesmo extinção de espécies é encontrada nos mais diversos grupos de vertebrados (ROSSER e MAINKA, 2002; SOARES-FILHO et al., 2006). A destruição e degradação do hábitat, na maioria dos casos, atuam em sinergia com outras ameaças à biodiversidade tais como a superexploração de espécies, gerando defaunação (DIRZO et al., 2014) e aumento na disseminação de doenças (KEESING et al., 2010; PERES, 2001). Além disso, a defaunação tem efeitos indiretos sobre comunidades biológicas, uma vez que na ausência de predadores, espécies com vantagem competitiva podem aumentar em abundância em detrimento das outras, podendo até originar cascatas tróficas (BOVENDORP et al., 2019; ESTES et al., 2012; FONSECA e ROBINSON, 1990). A destruição do hábitat possui impacto para além da perda/comprometimento de serviços ecossistêmicos, estudos sugerem que a fragmentação da paisagem pode estar alterando padrões de seleção na evolução das espécies (RIPPERGER et al., 2013).

Compreender os efeitos deletérios de processos de destruição e degradação do hábitat são fundamentais para a conservação da biodiversidade. Desde a última década, novas frentes têm buscado entender de maneira separada os efeitos de tamanho e isolamento das manchas de hábitat sobre a riqueza de espécies da comunidade. FAHRIG, (2013) indica que o fator preponderante na determinação da riqueza de espécies de um remanescente de hábitat é a quantidade de hábitat disponível, em detrimento de outros fatores como a configuração espacial da paisagem (fragmentação). A autora postula a "Habitat Amount Hypothesis" onde dentro de uma escala de medida adequada para cada comunidade (escala de efeito), a riqueza de espécies de um determinado local pode ser predita melhor pela quantidade de hábitat ao seu redor "Habitat Amount", do que pelo isolamento e tamanho de fragmento (FAHRIG, 2013). No entanto, modelos estocásticos recentes mostram que essa resposta da comunidade varia de acordo com o tamanho do fragmento considerado, sendo que, em áreas pequenas, a fragmentação por si, tende a diminuir a diversidade de espécies (RYBICKI et al., 2020). Fragmentação e perda do hábitat são variáveis colineares e entender os efeitos independentes de cada processo torna-se complexo (RUFFELL et al., 2016), porém elucidar essas questões é um desafio para o adequado manejo e conservação dos hábitats remanescentes (FAHRIG, 2020).

A fragmentação florestal tem múltiplos efeitos sobre a biota amazônica, altera a diversidade e a composição das comunidades nos fragmentos e muda processos ecológicos como a polinização, a ciclagem de nutrientes e o estoque de carbono (LAURANCE e VASCONCELOS, 2009). O contato com uma matriz de não hábitat, altera características físicas das margens de um fragmento florestal tais como iluminação, umidade e temperatura, acarretando numa série de consequências na biota local, conhecido como efeito de borda (LAURANCE et al., 2006; LAURANCE e VASCONCELOS, 2009). A resposta de um determinado grupo vegetal ou animal ao efeito de borda é bastante variada, plantas pioneiras podem se favorecer pelo aumento de luminosidade (LAURANCE et al., 2006; MICHALSKI et al., 2007), enquanto ocorre aumento na mortalidade das plantas tardias pela maior exposição ao vento e perda de umidade. Animais vertebrados também possuem resposta diferenciada em relação à borda, principalmente relacionada aos requerimentos energéticos das espécies, animais de grande porte tendem a ser mais sensíveis aos efeitos de borda que aquelas de tamanho pequeno (PFEIFER et al., 2017), como evidenciado por MALCOLM, (1991) em seus estudos nos fragmentos florestais do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), onde a abundância de várias espécies de pequenos aumenta em áreas de borda.

Padrões de alpha e beta diversidade são importantes descritores da estrutura de comunidades biológicas inseridas em paisagens sob pressão antrópica (SOLAR et al., 2015; SOCOLAR et al., 2016). Compreender padrões de comunidade como a relação espécie/área, distribuição de abundância e suas relações com atividades antrópicas é central na conservação da biodiversidade de diferentes grupos (WERNER AND BUSZKO, 2005). Padrões de espécie/área são encontrados nos diversos grupos e tem aplicabilidade universal (STORCH et al., 2012), apesar de algumas exceções (PALMEIRIM; SANTOS-FILHO; PERES, 2020). A compreensão da distribuição de abundância também é um passo importante para o entendimento da comunidade em geral (MCGILL et al., 2007) e para fornecer informações importantes para o manejo e conservação das espécies, por exemplo, a raridade de espécies (MATTHEWS e WHITTAKER, 2015).

Padrões de comunidades são resultados de processos determinísticos e estocásticos (VELLEND, 2010). Processos determinísticos envolvem fatores relacionados a processos de nicho, como filtros ambientais e são mais evidentes em escala

local. Processos estocásticos tem natureza aleatória, como por exemplo a dispersão e deriva ecológica, onde tendem a ser encontrados numa escala regional (CHASE; MYERS, 2011; WENNEKES; ROSINDELL; ETIENNE, 2012). A interação entre esses processos pode resultar em padrões únicos de diversidade alfa e beta, com implicações diretas para a conservação (CALDERÓN-PATRÓN et al., 2016; CHASE et al., 2020; SOCOLAR et al., 2016). Evidências empíricas sugerem que a perturbação pode mudar a importância dos processos estocásticos vs. determinísticos na estruturação de metacomunidades, influenciando a força da dispersão, filtragem ambiental e interações entre espécies (HOLYOAK; CASPI; REDOSH, 2020).

Uma importante abordagem para entender processos de metacomunidades é uso de *traits* funcionais (MCGILL et al., 2006). Sob pressão antrópica, o espaço funcional ocupado pela comunidade pode se alterar de maneira não aleatória, assim o uso de uma ou mais medidas baseadas em *traits* funcionais pode identificar processos envolvidos em tais mudanças, o que é essencial num cenário de mudanças ambientais globais (MCGILL et al., 2006; MOUCHET et al., 2010).

Na Amazônia o histórico de destruição do hábitat é relativamente recente. Até 1970 a cobertura florestal da Amazônia Brasileira era estimada em 4,1 milhões de km², com o avanço do desmatamento, impulsionado principalmente por atividades agropecuárias, em 2021 essa cobertura foi reduzida a 3,4 milhões de km² (GARRETT et al., 2021). Essa intensa mudança de uso no solo das últimas décadas traz alterações na quantidade e configuração de hábitat natural disponível para as comunidades biológicas locais. Além de atividades agropecuárias, implementação de usinas hidrelétricas reduz a floresta disponível na paisagem local a manchas de diferentes tamanhos imergidas numa matriz de água, enquanto a conversão de floresta para uso agropecuário forma as mesmas manchas de hábitat, porém inseridas numa matriz agrícola ou pasto (BENCHIMOL e PERES, 2015; FEARNSIDE, 2006).

Nas florestas neotropicais, pequenos mamíferos não voadores (Didelphidae, Cricetidae e Echimyidae) ocupam posição central nas teias alimentares, desempenhando importantes papéis ecológicos como predadores e dispersores de sementes (DEMATTIA et al., 2004; GALETTI et al., 2015; TERBORGH et al., 2001), consumidores de artrópodes (PINOTTI et al., 2011) e como fonte alimentar de predadores (BERNARDE e ABE, 2010; EMMONS e FEER, 1997; SILVA et al., 2010). Pequenos mamíferos nãovoadores representam aproximadamente 37% do total de espécies de mamíferos nacionais (ABREU et al., 2024). O grupo além de elevada riqueza de espécies possui grande diversidade funcional, podem ser encontradas espécies arborícolas, escansoriais, terrestres e de ambientes aquáticos, além dos mais diversificados hábitos alimentares tais como: espécies carnívoras, insetívoras, frugívoras e muitas outras onívoras. Tais características pode conferir aos pequenos mamíferos não-voadores alta taxa de adaptação e capacidade de ocupação de diferentes hábitats (FARIA et al., 2019; PATTON et al., 2015).

Devido sua elevada diversidade, pequenos mamíferos servem como um grupo modelo para estudos que investigam como alterações no hábitat podem afetar vertebrados (BOVENDORP et al., 2019; PALMEIRIM et al., 2021; PALMEIRIM et al., 2020). Alterações na estrutura de comunidades de pequenos mamíferos (diversidade, abundância e composição etc.) são comumente encontradas em estudos que investigam os efeitos da perda de hábitat, fragmentação, exploração madeireira, fogo e mineração (FURTADO et al., 2021; LAMBERT et al., 2005a; MELO et al., 2017; PALMEIRIM et al., 2021; RODRIGUES et al., 2020a; SANTOS-FILHO et al., 2012). Comunidades de pequenos mamíferos são consideradas um bom *proxy* para avaliar a integridade ambiental, pois a variação na composição e número de espécies das comunidades em muitos estudos está relacionada a diferentes formas de perturbação ambiental (AVENANT, 2011; BANKS-LEITE et al., 2014; BROWN et al., 2021; PALMEIRIM et al., 2020). Neste contexto, os parâmetros da estrutura de comunidades de pequenos mamíferos podem ser modificados nos vários sistemas florestais, de acordo com a forma de alteração do hábitat.

Em comunidades de pequenos mamíferos florestais, o tamanho da mancha de hábitat (fragmento) influencia todas as dimensões da diversidade de comunidades em ilhas de floresta em matriz de água doce (PALMEIRIM et al., 2021). Tal processo pode não se repetir em fragmentos florestais circundados por matriz terrestre, onde a diversidade de espécies é modulada principalmente por características intrínsecas da fisiologia das espécies, refletindo sob seu grau de dependência do hábitat (CASTELLAR et al., 2015; MATTOS; ZIMBRES; MARINHO-FILHO, 2021; PALMEIRIM et al., 2018a; PALMEIRIM; SANTOS-FILHO; PERES, 2020). Por vezes, pequenos mamíferos em fragmentos florestais são modulados por características internas relacionadas à qualidade do hábitat, a qual chega a ter um efeito adicional relevante na comunidade, comparado a fatores como tamanho de fragmento ou quantidade de hábitat disponível na paisagem (DELCIELLOS et al., 2016). Isto evidencia que a resposta de comunidades de mamíferos às alterações no hábitat ainda não está completamente esclarecida,

comunidades apresentam diferentes padrões de acordo com a escala avaliada e o tipo de processo antrópico e evolutivo ao que estão submetidas (DAMBROS et al., 2015), justificando a ampliação de estudos que avaliem as implicações de atividades antrópicas sobre a comunidades de pequenos mamíferos.

Para ampliar o conhecimento sobre a fauna de pequenos mamíferos neotropicais, ainda se faz necessário investimento em levantamentos de campo, principalmente no Bioma Amazônico (CARVALHO et al., 2023). As características geográficas e econômicas restringem a realização de inventários biológicos a poucas localidades neste bioma, resultando em muitas áreas com ausência de inventários ao longo da região (OLIVEIRA et al., 2017). Por fim, suas características intrínsecas dos pequenos mamíferos, como baixa densidade de muitas espécies e diversidade no uso do espaço, exigem um grande e complexo esforço amostral, o que dificulta ainda mais o avanço no conhecimento sobre esta fauna (BOVENDORP; MCCLEERY; GALETTI, 2017; GU; SWIHART, 2004; RODRIGUES et al., 2020b; VOSS; EMMONS, 1996).

Tradicionalmente, pequenos mamíferos são amostrados com o uso de armadilhas do tipo Live Traps (Shermans e Tomahawks) e, em muitos casos, com o uso de armadilhas interceptação e queda (Pitfall traps). Além do tipo de armadilha, é preciso considerar o uso dos estratos verticais em áreas de florestas por pequenos mamíferos, devido a sua grande diversidade de hábitos locomotores já mencionada. Com isso, a amostragem estratificada permite uma abrangência maior da composição de espécies local (BOVENDORP et al., 2017). Contudo, amostragens de pequenos mamíferos em diferentes estratos, especialmente em dossel (LAMBERT; MALCOLM; ZIMMERMAN, 2005b; MALCOLM, 1991b), podem ser mais onerosas, assim como pitfalls. As comunidades de mamíferos estudadas nesta tese estão inseridas nesse contexto de uma paisagem heterogênea de disponibilidade de hábitat e tipos de matriz. Dessa forma, testou-se as seguintes hipóteses:

- Os diferentes tipos de armadilhas e sua posição nos estratos verticais atuam de forma complementar na eficiência de amostragem de pequenos mamíferos, ou seja, nenhum tipo de armadilha ou posicionamento vertical é capaz de amostrar todas as espécies de pequenos mamíferos;
- A diversidade taxonômica e funcional de mamíferos diminui de acordo com um gradiente de quantidade e qualidade do hábitat disponível, associada a qualidade da matriz de entorno;

- A frequência de espécies com características funcionais relacionados à capacidade de dispersão e plasticidade no uso do hábitat é maior em comunidades inseridas em fragmentos pequenos, de matriz e hábitat de baixa qualidade.
- 4) A perda de espécies de pequenos mamíferos ao longo do gradiente de fragmentação e qualidade do hábitat é não aleatória, apresentando um padrão de composição de espécies aninhado.

1.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar padrões de estrutura de comunidade em fragmentos florestais no leste do Acre, bem como investigar os principais preditores e processos estruturadores destas comunidades.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Verificar a efetividade do uso de armadilhas de dossel na amostragem de pequenos mamíferos (Capítulo I).

- Avaliar os padrões de diversidade taxonômica e funcional das comunidades amostradas (Capítulo II).

 Determinar como a qualidade, perda e fragmentação do hábitat influenciam os padrões de diversidade, composição taxonômica e funcional das comunidades de pequenos mamíferos (Capítulo II).

- Investigar a composição de espécies das comunidades estudadas através de padrões de beta diversidade (Capítulo II).

 Aumentar o conhecimento sobre a biogeografia de pequenos mamíferos na Amazônia Sul Ocidental, com foco na ocorrência de espécies na porção leste do estado (Capítulo III).

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A presente revisão trata sobre estudos de campo sobre efeitos de alterações no hábitat sobre a estrutura de comunidades de pequenos mamíferos na região neotropical,

boa parte deste conhecimento provém de pesquisas desenvolvidas na Mata Atlântica (BOVENDORP et al., 2017; DAMBROS et al., 2015; RODRIGUES et al., 2020b, 2022; UMETSU e PARDINI, 2007). PARDINI *et al.* (2005) ao estudar comunidades de pequenos mamíferos em fragmentos florestais no estado de São Paulo, observaram que a perda e a fragmentação do hábitat resultam em comunidades menos abundantes, menos ricas e mais distintas entre si. Na Bahia, a autora realiza uma extensa amostragem com a captura de 1725 indivíduos na paisagem de Una, onde encontra que a principal alteração nas comunidades de pequenos mamíferos foi o aumento da riqueza de espécies na borda de fragmentos, ocasionados pela inserção de espécies adaptadas à áreas degradadas, com isso a autora enfatiza o valor das paisagens antropogênicas para a conservação do grupo (PARDINI, 2004).

VIEIRA et al. (2009) compararam a influência da forma de uso da terra contra o tamanho e o isolamento de 21 fragmentos florestais no estado do Rio de Janeiro. Os autores demonstraram que, apesar de algumas críticas à Teoria de Biogeografia de Ilhas (MACARTHUR e WILSON, 1967), tamanho e isolamento das manchas de hábitats foram os melhores preditores da riqueza e composição das comunidades de pequenos mamíferos.

PAISE et al. (2020) observaram que pequenos mamíferos podem responder de acordo com um modelo contínuo em uma paisagem altamente fragmentada. O estudo realizado em seis sítios no interior do estado de São Paulo revelou que características da matriz, como a presença de vegetação ripária, exercem um efeito positivo sobre a riqueza e diversidade das espécies, destacando respostas distintas das espécies aos diferentes níveis de permeabilidade da matriz.

PALMEIRIM et al. (2019a) em uma análise abrangente da riqueza de espécies em 96 localidades da Mata Atlântica, verificaram que a "*Habitat Amount Hypothesis*" (HAH) explica melhor a riqueza local de espécies do que a configuração da paisagem (fragmentação). Esta tende a ter maior importância em extremos de cobertura de hábitat, com menor influência em paisagens com cobertura intermediária. De forma similar, VIEIRA et al. (2018) concluíram que a HAH explica melhor a riqueza de espécies do que a Teoria de Biogeografia de Ilhas em uma paisagem com 30 fragmentos florestais no estado do Rio de Janeiro. Eles enfatizam que a medida de isolamento dos fragmentos deve incluir todos os fragmentos na escala analisada, pois o uso de apenas os três fragmentos mais próximos pode levar a conclusões distintas. Todavia num estudo multi-taxa que inclui pequenos mamíferos, PÜTTKER et al. (2020) demonstram que o efeito da fragmentação do hábitat não pode ser descartado, em paisagens com quantidades intermediárias a altas de hábitat remanescente existe um efeito negativo da fragmentação em si sobre a riqueza de espécies, provavelmente como resultado do efeito de borda.

No Cerrado, MELO et al. (2017) testaram a HAH em 50 comunidades de pequenos mamíferos. Os autores constatam que a HAH explica melhor a riqueza de espécies do que o tamanho ou isolamento dos fragmentos, mesmo em paisagens com baixa disponibilidade de hábitat (<20%). Também no Cerrado, MATTOS; ZIMBRES; MARINHO-FILHO, (2021) identificam que a riqueza de pequenos mamíferos em fragmentos é afetada de maneira distinta entre espécies generalistas e especialistas. Nos 36 fragmentos avaliados, o nº de espécies generalistas esteve mais relacionado à quantidade de hábitat na paisagem e a riqueza de especialistas com a qualidade do hábitat do fragmento (MATTOS; ZIMBRES; MARINHO-FILHO, 2021). No Cerrado, localização geográfica e a heterogeneidade de hábitats (campos a florestas), são os principais determinantes da diversidade e padrão de abundância de comunidades de pequenos mamíferos ao longo do bioma (CARMIGNOTTO; PARDINI; DE VIVO, 2022).

Na Amazônia, estudos sobre comunidades de pequenos mamíferos são escassos. Apesar disso, pesquisas têm buscado compreender efeitos de ações antropogênicas nas comunidades. Pioneiro em estudos sobre efeitos da perda e fragmentação de hábitat em pequenos mamíferos na Amazônia, MALCOLM (1991a) amostrou por seis anos o grupo em fragmentos florestais, áreas contínuas e suas bordas. Em sua tese, o autor contribui para o entendimento de como o ambiente de borda pode alterar o padrão de abundância das comunidades e como esse efeito é fortemente influenciado pelo tipo de matriz do entorno. SANTOS-FILHO et al. (2012) estudando 23 fragmentos florestais na Amazônia Mato-Grossense, também destaca o efeito de características da matriz sobre as comunidades. Na região amostrada a qualidade da matriz foi a principal variável a influenciar riqueza de espécies, enquanto características do hábitat local explicam a composição da comunidade.

A ampla diversidade de hábitos, alimentares e locomotores entre as espécies de pequenos mamíferos, tem influenciado estudos ecológicos a diferenciar sub-grupos de espécies na comunidade de acordo com seu grau de dependência de hábitats florestais (PALMEIRIM et al., 2018; PALMEIRIM et al., 2020). Espécies dependentes de florestas têm maior dificuldade em atravessar matrizes não florestais e são mais propensas à extinção em paisagens fragmentadas. Por outro lado, espécies com maior capacidade de

dispersão e tolerância à matriz tendem a se tornar mais abundantes em hábitats degradados, diluindo a relação positiva entre o número de espécies e o tamanho da área (PALMEIRIM et al., 2020; SANTOS-FILHO et al., 2012).

PALMEIRIM et al. (2021) ao estudar comunidades de pequenos mamíferos e lagartos no arquipélago de Balbina, no Amazonas, encontraram que o tamanho das ilhas influencia a diversidade taxonômica, funcional e filogenética. Fragmentos menores que 100 hectares se mostram insuficientes para manter a integridade da comunidade. A betadiversidade de pequenos mamíferos nesses fragmentos está mais relacionada às características da vegetação (riqueza de árvores e idade) do que ao tamanho dos fragmentos, evidenciando a importância da qualidade do hábitat na manutenção das espécies e na prevenção da homogeneização das comunidades de pequenos mamíferos em paisagens insulares (PALMEIRIM et al., 2018b).

De fato, a qualidade do hábitat também é um fator crucial na persistência de espécies nas paisagens fragmentadas (FISCHER e LINDENMAYER, 2007; THOMAS et al., 2001). Entretanto, estudos que avaliam empiricamente esse efeito ainda são escassos e de difícil delineamento (MORTELLITI et al., 2010). DELCIELLOS et al. (2016) estudando pequenos mamíferos de 25 fragmentos florestais no estado do Rio de Janeiro encontraram que as variáveis relacionadas a qualidade do hábitat podem ser uma das principais determinantes da composição das comunidades, tão importante quanto o isolamento entre fragmentos. DAMBROS et al. (2015) registram que a riqueza de espécies na Mata Atlântica foi mais bem explicada pela qualidade do hábitat numa escala local, porém a composição das comunidades foi mais bem explicada por modelos neutros e variáveis de clima e não apresentou relação com variável de qualidade do hábitat.

Em fragmentos florestais na região de Alter do Chão, na Amazônia paraense, BORGES-MATOS et al., (2016) observaram que a composição de pequenos mamíferos está mais relacionada à qualidade da matriz do que ao tamanho do fragmento. LAMBERT et al. (2006) analisando comunidades no Pará, relataram que a abundância de pequenos mamíferos tende a aumentar em resposta a características do hábitat associadas à perturbação e efeitos de borda, possivelmente devido ao aumento na disponibilidade de recursos, como frutos e artrópodes. Dessa forma, é nítido que pequenos mamíferos não apresentam uma resposta única à perda e fragmentação do hábitat, as comunidades podem ser afetadas de diferentes formas em diferentes parâmetros avaliados, a depender do sistema estudado, escala, biologia e fisiologia das espécies que compõem a comunidade, o que pode resultar em respostas distintas entre espécies generalistas e especialistas (CASTELLAR et al., 2015; HANNIBAL et al., 2020; MATTOS; ZIMBRES; MARINHO-FILHO, 2021; PALMEIRIM et al., 2018a; PARDINI et al., 2010) . Tal cenário, justifica a intensificação de estudos na busca por entender os efeitos de ações antrópicas sobre essas comunidades.

No Acre, estudos com pequenos mamíferos não-voadores são extremamente escassos. O maior levantamento no estado remonta da década de 90, quando PATTON et al. (2000) em levantamento ao longo de todo o Rio Juruá, capturam mais de 1800 animais de 41 espécies, destes 443 indivíduos de 26 espécies em quatro localidades no estado do Acre. O inventário realizado por PATTON et al. (2000) no Juruá é fundamental para o entendimento da biogeografia e evolução dos pequenos mamíferos na Amazônia, principalmente na porção ocidental, os táxons depositados em museus e as informações genéticas oriundas dos mesmos, servem de base para diversos estudos filogenéticos de pequenos mamíferos na região (BONVICINO et al., 2022; DALAPICOLLA et al., 2024; HURTADO; PACHECO, 2017). Outro levantamento realizado no estado é o de ABREU-JÚNIOR et al. (2016) na Resex Chico Mendes e ESEC Rio Acre, nos municípios de Brasiléia e Assis Brasil os autores registram 18 espécies entre 58 indivíduos capturados. A partir de 2014 a região leste do estado passou a ser foco de sistêmicos levantamentos de pequenos mamíferos com foco em biodiversidade e saúde (CRISÓSTOMO, 2018; FERNANDES et al., 2018; MEDEIROS et al., 2020). Além do aumento do conhecimento sobre zoonoses associadas, os trabalhos realizados a partir de 2014 no estado tem contribuído na compreensão de relações evolutivas entre marsupiais (BONVICINO et al., 2022). Apesar disso, estudos com foco em ecologia e conservação de pequenos mamíferos ainda não foram realizados. Análises de como as diferentes formas de uso do solo, disponibilidade e qualidade do hábitat afetam comunidades de pequenos mamíferos na região ainda não foram realizadas, as quais são foco do presente estudo.

3. ORGANIZAÇÃO DA TESE

Esta tese está organizada em três capítulos, apresentados em formato de artigos com formatação de acordo com o respectivo periódico ao qual foi publicado ou pretendese submeter, conforme segue:

No **Capítulo 1** é apresentado estudo sobre eficiência de diferentes formas de armadilhamento na amostragem de pequenos mamíferos. Ele utiliza dados de quatro áreas

de estudo amostradas entre 2014 e 2018. Este artigo está publicado no periódico Mammal Research sob registro <u>https://doi.org/10.1007/s13364-023-00711-4</u>.

No **Capítulo 2** é abordado os fatores ambientais que afetam a estrutura de comunidades de pequenos mamíferos em dez fragmentos florestais. Neste artigo, características ambientais de dez fragmentos florestais e sua matriz do entorno são usadas para explicar padrões de alpha e beta diversidade das comunidades de pequenos mamíferos não voadores. Este artigo está publicado no periódico **Global Ecology and Conservation** sob registro <u>https://doi.org/10.1016/j.gecco.2025.e03445</u>.

No **Capítulo 3** é apresentado estudo sobre a fauna de pequenos mamíferos do Acre, com todas as informações de coletas de campo chefiadas pelo Laboratório de Biologia e Parasitologia de Mamíferos Silvestres Reservatórios – LBPMR do Instituto Oswaldo Cruz-RJ no estado, com novidades sobre biogeografia de algumas espécies. Este artigo ainda não foi submetido. Sua formatação segue normas do periódico Biota Neotropica.

CAPÍTULO I

Evaluating the efficiency of different sampling techniques to survey non-flying small mammals in the Amazon

Short title: Efficiency of small mammal sampling techniques

André L. M. Botelho^{1,2} 0000-0001-6606-980X · Paulo S. D'Andrea^{2,3,4} 0000-0001-7880-8761 · Charle F. Crisóstomo⁵ · Marcos Silveira⁶ 0000-0003-0485-7872 · Camila S. Lúcio^{3,7} 0000-0003-3370-7304 · Pedro Z. L. Santos⁸ 0009-0003-6980-4437 · Cibele R. Bonvicino^{3,9} 0000-0002-1948-7643 · Rosana Gentile³ 0000-0001-9160-1204

Corresponding author: André L.M. Botelho e-mail: <u>botelho.alm@gmail.com</u>, fone: +55(68)992824595

- 1- Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre, Campus Rio Branco, Rio Branco, AC, Brazil.
- 2- Programa De Pós-Graduação Em Biodiversidade E Biotecnologia Rede Bionorte, UFAC, Rio Branco AC, Brazil
- Laboratório de Biologia e Parasitologia de Mamíferos Reservatórios, Instituto Oswaldo Cruz, Fiocruz, Rio de Janeiro, RJ, Brazil
- 4- Programa de pós-graduação em Biodiversidade e Saúde, IOC/Fiocruz, Rio de Janeiro, Brazil
- 5- Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre, Campus Avançado Baixada do Sol, Rio Branco, AC, Brazil.
- 6- Universidade Federal do Acre, Centro de Ciências Biológicas e da Natureza, Rio Branco, Acre, Brazil
- 7- Programa de Pós-Graduação em Biologia Parasitária / IOC/Fiocruz-RJ, Brazil
- 8- Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Condições de Vida e Situações de Saúde na Amazônia (PPGVIDA), Instituto Leônidas e Maria Deane - FioCruz Amazônia, Manaus, AM, Brazil
- 9- Genetics Division, José Gomes de Alencar National Cancer Institute, Rio de Janeiro, RJ, Brazil

Abstract

Small non-flying mammals represent 44% of Brazilian mammal species and have a wide range of habits and life-history strategies. This wide diversity requires different sampling methods in survey studies. We compared the efficiency of pitfall and live-traps in different vertical positions in relation to the alpha and beta diversity of small mammals in three forest fragments with different levels of conservation and in a continuous area in the southwestern Amazon, Acre state. Captures were carried out using a combination of pitfall traps and live-traps on the ground, understorey and canopy. Taxonomic identification was performed by morphological and molecular analyses. Alpha diversity was evaluated using Hill numbers (q=0 and q=1). The turnover between different types of traps and different vertical strata (beta-diversity) was analysed using permutation analysis of variance. Species richness between areas ranged from six to 21. The highest species richness was observed in ground traps, and the lowest species richness was observed in the canopy. Live-traps on the ground recorded a greater diversity in two areas. Pitfall traps recorded the greatest number of unique species in three areas. The different types of traps and the different vertical positions acted in a complementary way in the small mammal samplings. The turnover in relation to trap type and stratum indicated the formation of two significantly different groups: ground traps and aboveground traps. However, the use of canopy traps did not contribute significantly to an increase in the estimated species richness and diversity in three of the four localities.

Keywords Pitfall Traps, Canopy, Marsupial, Rodent

Introduction

Small non-flying mammals, represented by small rodents and didelphid marsupials, represent approximately 40% of Brazilian mammal species (Quintela et al. 2020) and have a wide diversity of habits and life-history strategies. Species vary from 10 to 1500 g in mass; they have terrestrial, fossorial, arboreal or scansorial habits and show a wide variety of feeding habits - frugivorous, granivorous, folivorous, insectivorous and omnivorous species (Paglia et al. 2012). Such characteristics give small non-flying mammals a high rate of adaptation and ability to occupy different habitats (Emmons and Feer 1997; Vieira and Monteiro-Filho 2003; Hannibal and Caceres 2010). This wide range of characteristics leads to difficulties in conducting species surveys for this group, resulting in the need for different sampling methods to reduce the large gaps in knowledge related to the occurrence and distribution of small mammals.

Traditionally, small mammals are sampled using live-traps and, in many cases, pitfall traps. Live-traps attract animals with baits and allow the capture of a wide range of species when using different sizes. Pitfalls attract animals by interception and can capture animals that are not attracted by baits or live-traps; thus, they are considered a complementary method to live-traps. Pitfall traps were determinant in estimating the species richness and abundance of rodents and marsupials in Atlantic Forest studies (Quintela et al. 2013; Abreu-Júnior et al. 2016; Bovendorp et al. 2017). However, pitfalls can expose the captured animals to predation and to weather conditions, such as heat and rain (Barros et al. 2015). In addition, they are a more laborious sampling method than live-traps because they require prior installation and permanent maintenance once installed. Another factor to be considered when sampling small mammals is the different use of vertical strata by animals in forest areas due to their great diversity of locomotor habits already mentioned. Thus, sampling in different strata allows a greater range of species to be recorded in a survey. However, sampling small mammals in different strata, especially in the canopy, can be more expensive and laborious.

Despite their ecological importance, small mammals are one of the least studied taxa in the Amazon. This is due to the natural logistical difficulties imposed by the biome, the high degree of vertical stratification of the environment, the high cost involved in small mammal surveys (Gardner et al. 2008), and the ecological characteristics of this taxa, such as the low density of many species and the diversity in the use of space, which require a large and complex sampling effort (Gu and Swihart 2004; Bovendorp et al.

2017; Rodrigues et al. 2020). In addition, land access to several areas in the Amazon is limited, with river transport being of great importance in the region (Peres and Lake 2003; Hernández-Fontes et al. 2021). Thus, geographic and economic difficulties restrict biological studies to few locations in this biome, resulting in many areas with no small mammal species surveys throughout the region (Oliveira et al. 2017). Despite this, both pitfalls and live-traps have already been successfully used in species surveys and biodiversity studies in the Amazon (Santos-Filho et al. 2015; Ardente et al. 2017).

Considering the different vertical strata, there are few studies with small Amazonian mammals that have used canopy traps and verified their efficiency (Patton et al. 2000; Palmeirim et al. 2020). Lambert et al. (2005) evaluated the impact of the use of canopy traps in two areas in the eastern Amazon and found little improvement in the species accumulation curves when canopy samplings were included. Patton et al. (2000), in their classic study of small mammals along the Juruá River, recorded several species on the ground and in traps placed on platforms installed in the canopy but did not sample the understorey, making it difficult to compare strata.

Given the diversity of sampling protocols used in field studies of small mammals and the high costs of field campaigns, understanding the efficiency of different methods (i.e., number of sampling days, type of trap, vertical position) is essential to compare studies and to identify the most adequate trapping arrangement, especially when financial resources are limited (Bovendorp et al. 2017; Rodrigues et al. 2020; Palmeirim et al. 2020). In this sense, our study aimed to compare the efficiency of pitfalls and live-traps and their placement in three different vertical strata (e.g., ground, understorey and canopy) in relation to small mammal species richness and alfa and beta diversity in four different Amazonian forest sites in the state of Acre, Brazil. Based on those studies, we tested the hypothesis that the different types of traps and their position in the vertical strata act in a complementary way in their efficiency of sampling small mammals, that is, no type of trap or vertical positioning is able to sample all species of small mammals.

Material and methods

Study areas

Our study was conducted in the southwest Brazilian Amazon in the eastern region of the state of Acre. The region is dominated by different phytophysiognomies that cover the Amazon basin, with emphasis on open forests with palm trees, open forests with bamboos characterized by a low density of wood and understorey dominated by the genus *Guadua*, and few patches of dense forest. The average annual rainfall is 2,160 mm, with a monthly variation ranging from 28 mm to 299 mm (Duarte 2020).

We sampled small mammals in three forest fragments and in a continuous forest area in the Acre River basin, all formed by a mixture of the three vegetation types described above (Fig. 1). The localities sampled were 1) Seringal Cachoeira (SEC), (10°49′S, 68°21′W), in the municipality of Xapuri, an area of continuous primary forest of 24,200 ha; 2) Reserva Florestal Humaitá (RFH) (9°43′S, 67°48′W), in the municipality of Porto Acre, a large forest fragment of approximately 2,800 ha of primary and secondary vegetation, surrounded by farms, roads and by the Acre River in its eastern portion; 3) Fazenda Experimental Catuaba (FEC) (10°04′S, 67°37′W), in the municipality of Senador Guiomard, a forest fragment of 900 ha of primary and secondary forest, surrounded by farms and roads; and 4) Floresta do Parque Zoobotânico (FPZ) (9°57′S, 67°52′W), in the municipality of Rio Branco, an urban forest fragment of approximately 140 ha of forests in different stages of ecological succession.

Field expeditions took place in March and August 2014 and July and November 2015 in the SEC, RFH and FPZ. At FEC, expeditions took place in November 2016 and October 2018.

Sampling design

In each of the surveyed areas, we established five to ten linear transects of 225 m spaced from 500 to 1000 m apart. In each transect, 15 capture stations were installed, spaced 15 m apart, where live-traps Sherman[®] (Sh) or Tomahawk[®] (Tw) were placed at three different heights of the forest's vertical stratum (ground, understorey and canopy). The live-traps were baited with a mixture of bacon, banana, corn and peanuts. The traps were installed alternately in terms of type and positioning along the 15 capture stations, as follows: 1st) a Sherman[®] (30 x 8 x 9 cm) installed on the ground and a Sherman[®] (35 x 10 x 12 cm) installed in the canopy; 2nd) a Tomahawk[®] (40 x 15 x 15 cm) installed on the ground; and 3rd) a Sherman[®] (30 x 8 x 9 cm) installed in the understorey at 1 to 3 m high (Fig. 1). Canopy traps were placed on a platform ~10 m high, hoisted by ropes and pulleys in an adaptation of the technique presented by Lambert et al. (2005) (Fig. 1). At the end of each transect, we installed a pitfall composed of four 60-L buckets spaced at 10m connected by a guide fence (plastic tarp) 1 m high, arranged in Y.



Fig. 1 Location of the four study areas and sampling design in the eastern part of the state of Acre, Brazil. **A**: 1–Seringal Cachoeira (SEC), 2–Reserva Florestal Humaitá (RFH), 3–Fazenda Experimental Catuaba (FEC), 4–Floresta Parque Zoobotânico (FPZ). **B**: Drawing of the platform and scheme of ropes used for canopy sampling. **C**: Scheme of a transect containing the different types of traps and vertical samplings used in the study: Sherman-ground, Tomahawk-ground, Sherman Understorey, Sherman-Canopy, and Pitfall.

In each field campaign, the transects were sampled for five consecutive days. All traps were inspected daily, and baits were replaced if necessary. Capture success was calculated as follows: the number of animals captured divided by the trapping effort (number of traps x number of trapping nights) multiplied by 100. The captured animals were transported to a base camp laboratory, where they were properly anaesthetized and euthanized. The animals were captured under the authorization of the Brazilian Government's Chico Mendes Institute for Biodiversity and Conservation (ICMBio,

licence number 13373-1). Captures and animal handling were performed according to the Ethical Committee on Animal Use of the Oswaldo Cruz Foundation (CEUA licence number LW-39/2014) and followed the standard protocols of biosafety of Lemos & D'Andrea (2014). The collected animals were identified through integrated analysis of external and cranial morphology, cytogenetics (karyotype) for rodents, and molecular analysis (cytochrome b sequencing) when necessary (Bonvicino et al. 2005; Gonçalves et al. 2014). Specimens were submitted to taxidermy and their skulls, skins and tissue were deposited in the mammal collection of the Laboratory of Biology and Parasitology of Wild Reservoir Mammals at Oswaldo Cruz Institute in the state of Rio de Janeiro, Brazil.

Data analysis

The studied areas had differences in their structural characteristics, such as the size of the forest fragment and the type of the surrounding matrix, and in relation to the trapping effort. Because these factors have a great influence on small mammal sampling (Pardini et al. 2005; Borges-Matos et al. 2016), data were analysed and discussed for each locality separately. Moreover, we used individual-based species extrapolation and rarefaction curves as a measure of diversity to compare diversity between traps and strata for each locality. Species-based rarefaction and extrapolation curves based on individuals are more appropriate for comparing communities where there are differences in the sampling effort and in the capture rate among them (Gotelli and Colwell 2001). Rarefaction and extrapolation curves were generated to estimate species richness (total number of species) and diversity based on Shannon Hill numbers (Jost 2006). This index is considered the most appropriate for diversity estimates that take into account the distribution of abundance among the sampled species (Chao et al. 2014; Hsieh et al. 2016). The Hill number q = 0 considers the number of species recorded. The Hill number q=1 weights the estimated diversity according to the distribution of species abundance, thus representing the number of equally common species within a community that are required to provide a specific Shannon diversity index value (Chao et al. 2014).

Rarefaction and extrapolation curves were generated using 100 bootstrap iterations to obtain an 84% confidence interval (CI; i.e., 1.41 times SE). We consider 84% CIs more appropriate for comparing curves, as 95% CIs may be conservative for comparison between groups (Payton et al. 2003; Camargo et al. 2018). Furthermore, in simulations, a CI of 84% came closest to a significance level of 0.05 (MacGregor-Fors

and Payton 2013). However, we considered that our sampled communities have high diversity, registering the presence of rare species in the sample, which produces high confidence intervals, making it difficult to compare among groups (Chao and Jost 2012). For this reason, extrapolations of species diversity indices estimated in each curve were limited to twice the abundance of the treatment under analysis (Colwell et al. 2012).

To evaluate species diversity between methods, we estimated rarefaction and species extrapolation curves for pitfalls and live-traps captures and for each strata based on individuals sampling for each area. Species rarefaction and extrapolation curves were generated in the R Core Team 4.0.5 software in the iNEXT package (Hsieh et al. 2016).

Posteriorly, the species turnover between the different types of traps and different vertical strata (beta-diversity) was analysed using permutation analysis of variance (PERMANOVA) to test the hypothesis that the different types of traps act in a complementary way for small mammal sampling as follows. First, we calculated the Jaccard distance, which considers only the species composition, and the Bray-Curtis distance, which considers the abundance of each species, using Hellinger transformation to reduce the effect of very abundant species (Borcard et al. 2011). Then, principal coordinate analyses (PCoAs) and pairwise comparisons between the different types of traps and vertical strata of the Jaccard and Bray-Curtis distances were performed using PERMANOVA. This analysis allows the comparison of community dissimilarities between two or more groups by permutations. Analyses were performed with 10,000 iterations, with the sampling site as a replica. These analyses were performed using the vegan package (Oksanen et al. 2020) in R Core Team 4.0.5 software.

Results

The SEC area had a total of 17 species, five of which were captured exclusively in pitfalls, one exclusively in ground live-traps and four exclusively above ground (Table 1 and Fig. 2). The capture success was higher in pitfalls (6.25) than in ground live-traps (4.7). *Caluromys lanatus* was captured exclusively in the canopy. *Proechimys gardneri* had high abundance in live-traps on the ground. In this area, the pitfalls showed greater species richness and diversity than the live-traps on the ground without overlaps in the confidence intervals (Fig. 3). However, in relation to the vertical strata, this difference was not observed, with a great overlap in the rarefaction and extrapolation curves between the strata (Fig. 4).

In RFH, 21 species were recorded, four of which were captured exclusively in pitfalls, four exclusively in live-traps on the ground, and two exclusively above ground (Table 1 and Fig. 2). No species were captured exclusively in the canopy (Fig. 2). *Marmosa constantiae* and *Marmosa rutteri* stood out for their high abundance in canopy traps, although they were also captured in the other two strata. The capture success was 3.9 in pitfalls, 5.3 in ground live-traps and 4.3 above ground, with the highest success in Sherman-ground. The rarefaction and extrapolation curves indicated similar species richness and diversity between pitfalls and live-traps on the ground for both q = 0 and q = 1 (Fig. 3). However, comparing the strata, we observed greater species richness and diversity on the ground in relation to the other two strata. In addition, the understorey had higher indices than the canopy without overlaps in the confidence intervals for q = 1 (Fig. 4).

Fifteen species were captured in the FEC, of which three were captured exclusively in pitfalls, two exclusively in live-traps on the ground, and seven exclusively above ground, among which two were captured exclusively in the canopy, which were *Mesomys hispidus* and *Rhipidomys leucodactylus* (Table 1 and Fig. 2). The capture success was higher in pitfalls (4.5) than in live-traps on the ground (2.1). The capture success above ground was 2.5, being 3.2 in the canopy. Rarefaction and extrapolation curves indicated greater species richness and diversity in pitfall traps than in live-traps on the ground, despite the overlapping confidence intervals in the q=0 curve (Fig. 3). Regarding the strata, there was a great overlap in the rarefaction and extrapolation curves, both in q=0 and in q=1 (Fig. 4). In this area, *Monodelphis glirina* showed high abundance in pitfalls, *Proechimys gardneri* showed high abundance in live-traps on the ground (Table 1).

In the FPZ area, the total species richness was six. This result was similar between pitfall and Sherman-ground traps and had a small variation among strata (Table 1). The highest richness was detected in Tomahawk-ground. Considering ground traps only, live-traps recorded four species whereas pitfalls recorded two (Table 1). The capture success was also higher in live-traps on the ground (1.2) than in pitfalls (0.75). (Table 1). In this area, *Marmosa constantiae* was captured exclusively above ground, *Monodelphis peruviana* was captured exclusively in pitfalls, three species were captured exclusively in live-traps on the ground, and none was captured exclusively in canopy traps (Table 1 and Fig. 2). Rarefaction and extrapolation curves showed a large overlap in the confidence

intervals between pitfalls and ground live-traps and among strata, either for q = 0 or for q = 1 (Figures 3 and 4), indicating small differences between techniques and between strata. This small difference can be attributed to a greater abundance of *Philander canus* in live-traps on the ground, also captured in pitfalls and in the understorey.

In the analysis of turnover in relation to the types of traps and strata, the PERMANOVA indicated the formation of two significantly different groups: a) ground traps (Pitfall, Sherman-ground and Tomahawk-ground), and b) aboveground traps (understorey and canopy traps) (Fig. 5). The pairwise comparisons showed significant differences between groups for both Jaccard (F=1.672, $R^2 = 0.31$, p = 0.021) and Bray-Curtis methods (F=2.275, R²=0.38, p=0.007), except for the comparison between Sherman-ground and canopy traps (Table 2).

Discussion

As expected, live-traps and pitfall traps acted in a complementary way in relation to species composition, supporting our hypothesis. The beta diversity observed between trap types and between the vertical strata of the forest (Fig. 5) showed important differences in species composition in this study. Considering the traps on the ground, pitfalls registered a higher number of overall species and of exclusive species in SEC and FEC, the largest areas. For both species richness and alpha diversity, the greatest difference found between the captures in pitfalls and in live-traps on the ground was in the SEC locality, which is the continuous area, where five species were captured only in pitfalls. In the FPZ, which is an urban fragment and the smallest area sampled, differences in species richness and diversity between trap types were not observed, which also occurred for the RFH locality, although the number of exclusive species found in ground live-traps was higher than that in pitfalls in the FPZ. Table 1 Number of small mammals captured by different trap types and by different vertical strata (ground, understorey and canopy) at four sampling sites in the Acre River basin, state of Acre, Brazil. Locomotor habit according to Paglia et al. (2012). FPZ - Floresta do Parque Zoobotânico, FEC – Fazenda Experimental Catuaba, RFH – Reserva Florestal Humaitá, SEC – Seringal Cachoeira. PIT – Pitfall traps, SH GRO – Sherman trap in ground, TW GRO – Tomahawk in ground, SH UND – Sherman in understorey, CAN – Sherman in canopy

_		SEC					RFH							FEC	1		FPZ				
Taxa	Locomotion	PIT	SH GRO	TW GRO	SH UND	CAN	PIT	SH GRO	TW GRO	SH UND	CAN	PIT	SH GRO	TW GRO	SH UND	CAN	PIT	SH GRO	TW GRO	SH UND	CAN
Didelphimorphia																					
DIDELPHIDAE																					
Marmosa constantiae	Arboreal	2	1		6	3		7	2	4	17				4	5				1	1
Marmosa rutteri	Arboreal				1	1		3	2	5	23				2	5					
Marmosops ocellatus	Scansorial	4			1			8	2	11	1				1				1		
Monodelphis glirina	Terrestrial	1					4	8	2			8	1	1							
Philander canus	Scansorial								4						1		1	3	6	1	
Marmosops bishopi	Scansorial	2					3						1								
Marmosops noctivagus	Scansorial											3				2					
Didelphis marsupialis	Scansorial			3	1					1											
Monodelphis emiliae	Terrestrial	3	1				1														
Monodelphis peruviana	Terrestrial						3										2				
Metachirus myosuros	Terrestrial							1	2												
Philander mcilhennyi	Scansorial						1		2												
Caluromys lanatus	Arboreal					1															
Rodentia																					
CRICETIDAE																					
Neacomys amoenus	Terrestrial	5	1				8	6				1							1		
Oecomys bicolor	Arboreal				1		1	1		5	4	2									
Oligoryzomys microtis	Scansorial						4	1				1									
Neacomys musseri	Terrestrial	4																			
Hylaeamys yunganus	Terrestrial			1			1	1													

Rhipidomys leucodactylus	Arboreal									1	1					1					
Nectomys apicalis	Terrestrial						1														
Oecomys trinitatis	Arboreal														1						
Euryoryzomys macconnelli	Terrestrial	1																			
Hylaeamys perenensis	Terrestrial	1																			
ECHIMYDAE																					
Proechimys gardneri	Terrestrial	1	13	14				6	2			3	10	7							
Proechimys simonsi	Terrestrial	1	4	9			1	4	8									1			
Proechimys brevicauda	Terrestrial							9	14					1							
Mesomys hispidus	Arboreal				1	2		1		2	3					3					
Abundance		25	20	27	11	7	28	56	40	29	49	18	12	9	9	16	3	4	8	2	1
Effort (trap.night	ts)	400	500	500	500	500	720	900	900	900	900	400	500	500	500	500	400	500	500	500	500
Capture rate		6.3	4.0	5.4	2.2	1.4	3.9	6.2	4.4	3.2	5.4	4.5	2.4	1.8	1.8	3.2	0.8	0.8	1.6	0.4	0.2
Richness		11	5	4	6	4	11	13	10	7	6	6	3	3	5	5	2	2	3	2	1
Exclusive Species in	area	5	0	1	1	1	4	1	1	1	0	3	1	1	3	2	1	1	2	1	0


Fig. 2 Number of exclusive species for each sampling technique and each stratum at four sampling sites in the Acre River basin, state of Acre, Brazil. FPZ - Floresta do Parque Zoobotânico, FEC – Fazenda Experimental Catuaba, RFH – Reserva Florestal Humaitá, SEC – Seringal Cachoeira, SH – Sherman, TW – Tomahawk, LT – live-traps (Sherman + Tomahawk)

In the two localities where differences between pitfall and live-traps (SEC and FEC) were found, this difference increased considering the diversity index q = 1 in relation to the species richness (q = 0), with greater diversity using pitfalls. Diversity takes into account not only species richness but also species composition and relative abundance. Trapping methods differ in their capture efficiencies according to species locomotor habit or use of space. Therefore, the species captured differed among trap types or strata, with species exclusive to each method. Vertical stratification is a widespread phenomenon in vertebrate community structure (Basham et al. 2022). Most of the species found are terrestrial or scansorial (Table 1), following the pattern of small Amazonian mammals (Ardente et al. 2017; Palmeirim et al. 2020). This information helps to understand how individuals are distributed and adapt to different environments, because habitat disturbances can change the vertical use behaviour in species with greater plasticity in use of space (Delciellos et al. 2017). Additionally, there were large differences in the abundances of certain species that were captured in more than one method, which is reflected in the diversity indices and was clearer in the most preserved areas. Furthermore, the placement of live-traps in the upper strata was also a considerable factor. For example, some species of the genera Marmosa and Proechimys were very abundant in live-traps with few captures in pitfalls, while for *Monodelphis* and *Neacomys*, the opposite occurred, although they were captured in both methods.



Fig. 3 Individual-based rarefaction and extrapolation species accumulation curves of small mammals with 84% confidence intervals using the Hill numbers (A - q = 0; B - q = 1) for pitfall and live-traps on the ground at four sampling sites in the river Acre basin, state of Acre, Brazil. Sh – Sherman, Tw – Tomahawk. SEC – Seringal Cachoeira, RFH – Reserva Florestal Humaitá, FEC – Fazenda Experimental Catuaba, FPZ – Floresta do Parque Zoobotânico



Fig. 4 Individual-based rarefaction and extrapolation species accumulation curves of small mammals with 84% confidence intervals using the Hill numbers (A - q = 0; B - q = 1) for ground, understorey and canopy traps at four sampling sites in the Acre River basin, state of Acre, Brazil. SEC – Seringal Cachoeira, RFH – Reserva Florestal Humaitá, FEC – Fazenda Experimental Catuaba, FPZ – Floresta do Parque Zoobotânico

Studies that evaluated the efficiency of pitfall traps mostly recommended the use of the technique (Umetsu et al. 2006; Santos-Filho et al. 2015; Bovendorp et al. 2017; Ardente et al. 2017; Rodrigues et al. 2020). These traps are highly recommended for the Amazon, as in our results, pitfalls capture species that are not captured in live-traps. (Santos-Filho et al. 2015; Ardente et al. 2017). Another outstanding aspect of our captures with pitfall traps is the high number of small species captured with this method, especially of the genera *Monodelphis* and *Neacomys* (Table 1). In our study, the average body mass of the individuals captured in pitfalls was 33.9 g (n=65), while in Shermans on the ground,

it was 104.4 g (n=84), and in Tomahawks on the ground, it was 176.7 g (n= 71). This morphological difference among the captured species can influence studies of the functional ecology of small mammals because body mass is often used as a trait related to species metabolism (Lovegrove 2005; Bovendorp et al. 2019; Palmeirim et al. 2021). It is also important to highlight that when using pitfalls, the animals are more exposed to predation and aggressive interactions than when using live-traps. Thus, daily inspection, the use of polystyrene platforms inside the buckets to avoid animal drowning in case of rain, and the removal of accumulated water from inside the buckets are essential to avoid accidental deaths (Barros et al. 2015).

Table 2 Results of the pairwise comparisons of the permutational analysis of variance (PERMANOVA) among small mammal captures by different trap types and by different vertical strata at four sampling sites in the Acre River basin, state of Acre, Brazil. Significant differences ($p \le 0.05$) are in bold.

Doirc		laccard		Bray-Curtis			
1 all 5	F.Model	R2	р	F.Model	R2	р	
Pitfall X Sh-Ground	0.563	0.086	0.882	0.900	0.130	0.523	
Pitfall X Tw-Ground	0.968	0.139	0.522	1.077	0.152	0.403	
Sh-Ground X Tw-Ground	0.355	0.056	0.975	-0.069	-0.012	0.966	
Sh-Under X Canopy	0.607	0.092	0.641	0.316	0.050	0.849	
Pitfall X Sh-Under	2.732	0.313	0.026	3.651	0.378	0.018	
Pitfall X Canopy	2.715	0.312	0.030	3.314	0.356	0.030	
Sh-Ground X Sh-Under	2.221	0.270	0.048	3.799	0.388	0.036	
Sh-Ground X Canopy	2.378	0.284	0.056	3.662	0.379	0.030	
Sh-Under X Tw-Ground	2.128	0.262	0.025	3.289	0.354	0.029	
Tw-Ground X Canopy	2.558	0.299	0.028	3.746	0.384	0.028	



Fig. 5 Spatial variation in small mammal beta-diversity at four sampling sites in the Acre River basin, state of Acre, Brazil, among different trap types (Pitfall, Sherman-ground and Tomahawk-ground) and different vertical strata (ground, understorey and canopy) based on principal coordinate analysis (PCoA) using Jaccard (composition only) and Bray-Curtis (species composition and abundance) distances, respectively, tested by permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA; p<0.05). a and b indicate categories significantly different in pairwise comparisons. Sh – Sherman, Tw – Tomahawk. SEC – Seringal Cachoeira, RFH – Reserva Florestal Humaitá, FEC – Fazenda Experimental Catuaba, FPZ – Floresta do Parque Zoobotânico

Regarding the vertical strata, only the RFH locality showed differences in captures among strata, with a small difference between understorey and canopy captures. These differences were clearer when considering the diversity index compared with the richness index. This is because there are large differences in the abundance of small mammals captured between the understorey and the canopy strata, which is reflected more in species diversity than in species richness. In addition, when analysing the beta-diversity between strata, the PERMANOVA results showed differences between the ground traps and the upper traps, without a significant difference between the understorey and canopy. Thus, the use of canopy traps did not contribute to an increase in the estimated species richness and diversity in three of the four localities studied, although FEC and SEC showed, respectively, two and one exclusive species in the canopy. Considering these three species among the 27 recorded species in the four localities, only Caluromys lanatus was exclusively captured in the canopy. This marsupial has an average body ass of 412 g and generally occupies the upper strata of the forest (Faria et al. 2019), although this species and its congener C. philander have already been captured in live-traps in the understorey and even on the ground in different areas in the Amazon (Ardente 2012; Santos-Filho et al. 2015; Borges-Matos et al. 2016). Lambert et al. (2005), in a study in the eastern Amazon, also found that traps in the canopy did not contribute to the diversity of small mammal species sampled in relation to the other strata. These authors argued that the canopy of the studied sites in the state of Pará was not high (10.2 m), considering Amazon standards of canopy heights, which vary from 26 m to 30 m (Alencar 2020). The average canopy height of our study was similar to that of Lambert et al. (11.2 m), which may have reduced the segregation between the two upper strata.

Five species of arboreal mammals, which were not captured in this study, were expected to occur: the echimid rodents *Dactylomys dactylinus*, *Isothrix bistriata* and *Makalata macrura* and the marsupials *Caluromysiops irrupta* and *Glironia venusta* (Patton et al. 2015; Faria et al. 2019). The genera *Caluromysiops* and *Glironia* are hardly captured in live-traps in the Amazon (Ardente et al. 2013; Barbosa et al. 2016). There is only one record of *Glironia venusta* in the canopy in the Carajás National Forest, state of Pará (Ardente 2012). Among rodents, *D. dactylinus* has never been captured in traps. This species is well known for its characteristic nocturnal vocalization, mainly in forest areas with bamboo (Patton et al. 2000, 2015). The two other rodent species, *I. bistriata* and *M. macrura*, also have few capture records in live-traps and in pitfall traps (Ardente et al.

2017; Palmeirim et al. 2019). An important factor to consider is the possibility of a strong trap shyness in these arboreal species. Palmeirim et al. (2020) associated captures of the genera *Echimys* and *Isothryx* and even of the sciurid *Guerlinguetus* with the increase in the number of days of the sampling campaign. According to these authors, performing samplings for more than eight days can facilitate the capture of these genera because the aversion of the animals to the installed traps may decrease over time. Thus, the absence of these arboreal mammals in our study areas and in other surveys in the Amazon seems to be more related to intrinsic characteristics of the species, such as low abundance or trap-shyness than to the use of traps in the canopy.

Despite the small contribution of canopy traps to the present study, individuals of the genus *Marmosa* were more collected in the canopy (55) than in the understorey (23). *Marmosa* is a very representative genus and one of the most abundant genera in Amazon surveys (Borges-Matos et al. 2016; Ardente et al. 2017; Palmeirim et al. 2020). This genus is classified as arboreal (Emmons and Feer 1997; Paglia et al. 2012), although it is more registered in the understorey than in the canopy (Lambert et al. 2005) and has many captures registered on the ground (Santos-Filho et al. 2015). Therefore, despite the high capture rate in canopy traps, the use of live-traps in understorey is effective for the detection of genus *Marmosa* in the Amazon Forest. An alternative option could be to use traps of different sizes in the understorey, such as Sherman and Tomahawk, without the need for the laborious installation of canopy traps.

We recommend the authors who carry out non-flying small mammal surveys to separate the results of the captures among strata to provide a deep discussion concerning the use of the vertical space in complex environments such as the Amazon. Some of the main studies conducted in this biome did not show their results by strata, even though they sampled at different heights of the forest (Ardente et al. 2016; Borges-Matos et al. 2016; Palmeirim et al. 2020). Even in the Atlantic Forest, which is much better surveyed than the Amazon, there is a lack of this kind of information for small mammals (Bovendorp et al. 2017). Such information may facilitate the investigation of how local characteristics influence the use of vertical space by different species. In our study sites, there was a predominance of open bamboo forests, which are characterized by an understorey obstructed by the dominance of bamboo species (*Guadua* sp.) (Silveira 1999; Griscom et al. 2007). This dense understorey can favour the capture of arboreal animals (Basham et al. 2022), as a more obstructed understorey can offer more resources for

individuals to move around. Thus, the traps placed in the understorey in such forests probably supply live-traps installed in the canopy.

Live-traps and pitfalls proved to be complementary, and no method was more efficient than the others in all localities. The species composition and species diversity observed in this study were more affected by trap type than the species richness observed, which was quite similar between the two methods, showing higher estimates for pitfalls in two among the four localities. The use of traps in the upper strata (canopy and understorey) also proved to be a complementary method because it allows the capture of species that are not very abundant on the ground or that are exclusively arboreal. Significant differences between strata were observed only in one of the localities (RFH), where we registered a lower diversity in the canopy than in the understorey, which, in turn, we registered a lower diversity than on the ground. The diversity and species composition registered in our study were also more affected than richness when comparing the strata, mainly between the ground and the upper strata, without a significant difference between the understorey and the canopy. Therefore, we recommend researchers to use live-traps on the ground and in the understorey in small mammal surveys in the Amazon region, because canopy traps have shown a lower cost-benefit ratio when compared to understorey traps. Furthermore, the use of pitfalls should always be considered as some species are not captured in live-traps.

Acknowledgements We are grateful to the field team of Msc. André L M. Botelho (IFAC), team of Dra. Luciana Medeiros (UFAC) and LABPMR/FIOCRUZ, especially Michele Santos and Bernardo Teixeira. We are grateful to Dra. Maíra Benchimol for suggestions on a previous version of the manuscript, to Izailene Saar and Queren Hapuque for help in figure 1.

Author contribution Conceptualization: André L. M. Botelho, Paulo S. D'Andrea, Rosana Gentile, Pedro Zanata, Marcos Silveira; Methodology: André L. M. Botelho, Paulo S. D'Andrea, Charle F. Crisóstomo; Investigation: André L. M. Botelho, Paulo S. D'Andrea, Charle F. Crisóstomo, Pedro Zanata, Camila Lúcio, Cibele Bonvicino; Formal analysis: André L. M. Botelho, Paulo S. D'Andrea, Rosana Gentile; Writing: André L. M. Botelho, Paulo S. D'Andrea, Rosana Gentile; Funding acquisition: Paulo S. D'Andrea, Charle F. Crisóstomo, Marcos Silveira; Resources: Paulo S. D'Andrea, Cibele Bonvicino.

Funding This work was supported by grants of Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq), Fundação de Amparo à Pesquisa do Acre (FAPAC) and Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) via: CNPq 428213/2016-2, CNPq 157533/2015-8, CNPq 439208/2018-1, PPBio/CNPq 457540/2012-5, PPSUS/FAPAC 001/2015.

References

- Abreu-Júnior EF, Freitas MA, Lapenta MJ, Venâncio NM, França DPF, Percequillo AR (2016) Marsupials and rodents (Didelphimorphia and Rodentia) of upper Rio Acre, with new data on *Oxymycterus inca* Thomas, 1900 from Brazil. Check List 12:1956. https://doi.org/10.15560/12.5.1956
- Alencar GM (2020) Relações entre a ocorrência de raízes acima do solo e fatores individuais e ambientais na Reserva Florestal Adolpho Ducke. Dissertation, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia INPA
- Ardente N, Gettinger D, Fonseca R, Bergallo HG, Martins-Hatano F (2013) Mammalia, Didelphimorphia, Didelphidae, *Glironia venusta* Thomas, 1912 and *Chironectes minimus* (Zimmermann, 1780): distribution extension for eastern Amazonia. Check List 9:1104. <u>https://doi.org/10.15560/9.5.1104</u>
- Ardente NC (2012) A comunidade de pequenos mamíferos em áreas de savana metalófila e floresta ombrófila densa na Floresta Nacional de Carajás, PA: estrutura, estratificação e impacto da mineração. Dissertation, Universidade do Estado do Rio de Janeiro
- Ardente NC, Ferreguetti ÁC, Gettinger D, Leal P, Martins-Hatano F, Bergallo HG (2017) Differencial efficiency of two sampling methods in capturing non-volant small mammals in an area in eastern Amazonia. Acta Amazon 47:123–132. <u>https://doi.org/10.1590/1809-4392201602132</u>
- Ardente NC, Ferreguetti ÁC, Gettinger D, Leal P, Mendes-Oliveira AC, Martins-Hatano F, Bergallo HG (2016) Diversity and impacts of mining on the non-volant small mammal communities of two vegetation types in the Brazilian Amazon. PLoS One 11:e0167266. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0167266
- Barbosa JL, Custódio RJ, Brandão MV (2016) Rediscovery and range extension of the blackshouldered opossum Caluromysiops irrupta Sanborn, 1951 (Didelphimorphia, Didelphidae) in Brazil. Mammalia 80:325–328. <u>https://doi.org/10.1515/mammalia-2014-0147</u>
- Barros CS, Püttker T, Pinotti BT, Pardini R (2015) Determinants of capture-recapture success: an evaluation of trapping methods to estimate population and community parameters for Atlantic forest small mammals. Zoologia (Curitiba) 32:334–344. <u>https://doi.org/10.1590/S1984-46702015000500002</u>
- Basham EW, Baecher JA, Klinges DH, Scheffers BR (2022) Vertical stratification patterns of tropical forest vertebrates: a meta-analysis. Biological Reviews. <u>https://doi.org/10.1111/brv.12896</u>
- Bonvicino CR, Otazú IB, Vilela JF (2005) Karyologic and Molecular analysis of *Proechimys* Allen, 1899 (Rodentia, Echimyidae) from the Amazonian Region. Arquivos do Museu Nacional, Rio de Janeiro 63:191–200Borcard D, Gillet F, Legendre P (2011). Numerical Ecology with R. Springer, New York. <u>https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7976-6</u>
- Borges-Matos C, Aragón S, Silva MNF, Fortin MJ, Magnusson WE (2016) Importance of the matrix in determining small-mammal assemblages in an Amazonian forest-savanna mosaic. Biol Conserv 204:417–425. <u>https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.037</u>
- Bovendorp RS, Brum FT, McCleery RA, Baiser B, Loyola R, Cianciaruso MV, Galetti M (2019) Defaunation and fragmentation erode small mammal diversity dimensions in tropical forests. Ecography 42:23–35. <u>https://doi.org/10.1111/ecog.03504</u>
- Bovendorp RS, McCleery RA, Galetti M (2017) Optimising sampling methods for small mammal communities in Neotropical rainforests. Mamm Rev 47:148-158. https://doi.org/10.1111/mam.12088
- Camargo NF de, Sano NY, Vieira EM (2018) Forest vertical complexity affects alpha and beta diversity of small mammals. J Mammal 99:1444–1454. <u>https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy136</u>

- Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, Colwell RK, Ellison AM (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. Ecol Monogr 84:45–67. https://doi.org/10.1890/13-0133.1
- Chao A, Jost L (2012) Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. Ecology 93:2533–2547. <u>https://doi.org/10.1890/11-1952.1</u>
- Colwell RK, Chao A, Gotelli NJ, Lin SY, Mao CX, Chazdon RL, Longino JT (2012) Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. Journal of Plant Ecology 5:3–21. <u>https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044</u>
- Delciellos AC, Ribeiro S E, Vieira MV (2017). Habitat fragmentation effects on fine-scale movements and space use of an opossum in the Atlantic Forest. Journal of Mammalogy, 98: 1129–1136. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyx043
- Duarte AF (2020) A inserção da Fazenda Catuaba no clima do Acre. In: Silveira M, Guilherme E, Vieira LJS (eds) Fazenda Experimental Catuaba: O seringal que virou laboratório-vivo em uma paisagem fragmentada no Acre. Stricto Sensu Editora, Rio Branco, pp 91–119
- Emmons LH, Feer F (1997) Neotropical rainforest mammal: A field a guide. University of Chicago Press, Chicago
- Faria MB, Lanes RO, Bonvicino CR (2019) Marsupiais do Brasil. Amélie Editorial, São Caetano do Sul
- Gardner TA, Barlow J, Araujo IS, et al (2008) The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. Ecol Lett 11:139–150. <u>https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01133.x</u>
- Gonçalves RP, Oliveira JA (2014) An integrative appraisal of the diversification in the Atlantic forest genus *Delomys* (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae) with the description of a new species. Zootaxa. <u>https://doi.org/10.11646/zootaxa.3760.1.1</u>
- Gotelli NJ, Colwell RK (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecol Lett 4:379–391. <u>https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x</u>
- Griscom BW, Daly DC, Ashton MS (2007) Floristics of bamboo-dominated stands in lowland Terra-Firma Forests of Southwestern Amazonia. The Journal of the Torrey Botanical Society 134:108– 125
- Gu W, Swihart RK (2004) Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. Biol Conserv 116:195–203. <u>https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00190-3</u>
- Hannibal W, Caceres NC (2010) Use of vertical space by small mammals in gallery forest and woodland savannah in south-western Brazil. Mammalia 74:247–255. https://doi.org/10.1515/MAMM.2010.007
- Hernández-Fontes JV, Maia HWS, Chávez V, Silva R (2021) Toward More Sustainable River Transportation in Remote Regions of the Amazon, Brazil. Applied Sciences 11:2077. <u>https://doi.org/10.3390/app11052077</u>
- Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2016) iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). Methods Ecol Evol 7:1451–1456. <u>https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613</u>
- Jost L (2006) Entropy and diversity. Oikos 113:363–375. <u>https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x</u>
- Lambert TD, Malcolm JR, Zimmerman BL (2005) Variation in small mammal species richness by trap height and trap type in southeastern Amazonia. J Mammal 86:982–990
- Lemos ERS, D'Andrea PS (2014) Trabalho de campo com animais: Procedimentos, riscos e biossegurança. FIOCRUZ, Rio de Janeiro
- Lovegrove BG (2005) Seasonal thermoregulatory responses in mammals. J Comp Physiol B 175:231–247. <u>https://doi.org/10.1007/s00360-005-0477-1</u>

- MacGregor-Fors I, Payton ME (2013) Contrasting diversity values: Statistical inferences based on overlapping confidence intervals. PLoS One 8:e56794. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056794
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, et al (2020) vegan: Community Ecology Package. R Core Team. https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html. Accessed 12 Jul 2021
- Oliveira U, Soares-Filho BS, Paglia AP, et al (2017) Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. Sci Rep 7:9141. <u>https://doi.org/10.1038/s41598-017-08707-2</u>
- Paglia AP, Rylands AB, Herrmann G, et al (2012) Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil, 2^a. Conservation International, Arlington
- Palmeirim AF, Benchimol M, Peres CA, Vieira MV (2019) Moving forward on the sampling efficiency of neotropical small mammals: insights from pitfall and camera trapping over traditional live trapping. Mamm Res 64:445–454. <u>https://doi.org/10.1007/s13364-019-00429-2</u>
- Palmeirim AF, Farneda FZ, Vieira MV, Peres CA (2021) Forest area predicts all dimensions of small mammal and lizard diversity in Amazonian insular forest fragments. Landsc Ecol 36:3401–3418. https://doi.org/10.1007/s10980-021-01311-w
- Palmeirim AF, Peres CA, Vieira MV (2020) Optimizing small mammal surveys in Neotropical fragmented landscapes while accounting for potential sampling bias. Mammalian Biology 100:81–90. <u>https://doi.org/10.1007/s42991-020-00012-2</u>
- Pardini R, Souza SM, Braga-Neto R, Metzger JP (2005) The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. Biol Conserv. <u>https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.033</u>
- Patton JL, Pardiñas UFJ, D'Elía G (2015) Mammals of South America, Volume 2. University of Chicago Press, Chicago
- Patton JL, Silva MNF, Malcolm JR (2000) Mammals of the Rio Juruá and the evolutionary and ecological diversification of Amazonia. Bull Am Mus Nat Hist 244:1. https://doi.org/10.1206/0003-0090(2000)244<0001:MOTRJA>2.0.CO;2
- Payton ME, Greenstone MH, Schenker N (2003) Overlapping confidence intervals or standard error intervals: What do they mean in terms of statistical significance? Journal of Insect Science. https://doi.org/10.1093/jis/3.1.34
- Peres CA, Lake IR (2003) Extent of nontimber resource extraction in Tropical Forests: Accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon Basin. Conservation Biology 17:521–535. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01413.x
- Quintela FM, Gonçalves BI, Trindade GE, Santos MB, Tozetti AM (2013) Pequenos mamíferos nãovoadores (Didelphimorphia, Rodentia) em campos litorâneos do extremo sul do Brasil. Biota Neotropica 13:284-289.
- Quintela FM, Rosa CA, Feijó A (2020) Updated and annotated checklist of recent mammals from Brazil. An Acad Bras Cienc 92:1–57. <u>https://doi.org/10.1590/0001-3765202020191004</u>
- Rodrigues DP, Skupien FL, Oliveira SJ, Lima DO (2020) Small mammals in fragments of Atlantic Forest: Species richness answering to field methods and environment. J Trop Ecol 36:101-108. https://doi.org/10.1017/S0266467420000048
- Santos-Filho M, Lázari PR, Sousa CPF, Canale GR (2015) Trap efficiency evaluation for small mammals in the southern Amazon. Acta Amazon 45:187–194. <u>https://doi.org/10.1590/1809-4392201401953</u>
- Silveira M (1999) Ecological aspects of bamboo-dominated forest in southwestern Amazonia: An ethnoscience perspective. Ecotropica 5:213–216
- Umetsu F, Naxara L, Pardini R (2006) Evaluating the efficiency of pitfall traps for sampling small mammals in the neotropics. J Mammal 87:757–765. <u>https://doi.org/10.1644/05-MAMM-A-285R2.1</u>
- Vieira EM, Monteiro-Filho ELA (2003) Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. J Trop Ecol 19:501–507. <u>https://doi.org/10.1017/S0266467403003559</u>

CAPÍTULO II

Environmental determinants of the taxonomic and functional alpha and beta diversity of small mammals in forest fragments in southwestern Amazonia, Brazil

André L. M. Botelho^{a,b}, Rosana Gentile^c, Cibele R. Bonvicino^c, Charle F. Crisóstomo^d, Marcos Silveira^e, Paulo S. D'Andrea^{c,}

^aInstituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre, Campus Rio Branco, Rio Branco, AC, Brasil. ^bPrograma de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia - Rede Bionorte, UFAC, Rio Branco AC, Brasil

^cLaboratório de Biologia e Parasitologia de Mamíferos Reservatórios, Instituto Oswaldo Cruz, Fiocruz, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

^dInstituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre, Campus Avançado Baixada do Sol, Rio Branco, AC, Brasil.

^eUniversidade Federal do Acre, Centro de Ciências Biológicas e da Natureza, Rio Branco, Acre, Brasil

Corresponding author: André L.M. Botelho e-mail: botelho.alm@gmail.com,

Abstract

Environmental factors can alter the relative importance of deterministic and stochastic processes as determinants of community structures. Understanding community-level landscape patterns subject to shifts in land use is essential for developing effective conservation measures. The present study investigated the environmental factors, such as fragment and matrix characteristics, that influence the taxonomic and functional diversity (alpha and beta) of small nonvolant mammals in 10 forest fragments in southwestern Amazonia. Specimens were captured using a combination of pitfalls and cage traps, set on the ground and in the understorey. In total, 285 specimens, representing 22 species were captured. Richness was positively influenced by fragment size, whereas species diversity (Hill's q=1) was positively influenced by bamboo cover. Functional diversity was related to matrix quality, although the null model was also selected. The functional species composition was primarily related to fragment size, matrix quality, and degree of fragmentation of the matrix. Both taxonomic and functional beta diversity were significantly correlated with fragment size and matrix quality. The alpha and beta diversity patterns recorded here reinforce the importance of deterministic processes, particularly fragment size and matrix quality, as drivers of the structure of communities of small mammals in fragmented landscapes.

Keywords: Bamboo forest, Matrix quality, Fragment size, Acre, Environmental filter, Functional composition.

Introduction

Community ecology studies have investigated the patterns in the distribution and abundance of species, their interactions, and the processes that determine these patterns. As such patterns and processes occur at various spatial and temporal scales, the power to detect these phenomena depends on the scale of observation. In general, the respective studies have focused on questions such as how environmental heterogeneity influences species diversity, the importance of deterministic and stochastic factors as drivers of the species composition and diversity of communities, the extent to which local species composition and diversity are determined by dispersal and the regional species pool, and how the functional traits of various species influence community structure (Sutherland et al., 2013).

Patterns in community structure, such as species-area relationships, the distribution of species abundance, and the relationship of diversity with environmental impacts, can be accounted for by both deterministic and stochastic processes, which act at all possible scales (Vellend, 2010). Deterministic processes involve factors related to niche partitioning and differences in fitness, including trait-based selective pressures, which are more evident at a local scale. Stochastic phenomena tend to be more closely associated with to processes such as dispersal, speciation, and ecological drift, and are more evident at a regional scale (Chase and Myers, 2011; Wennekes et al., 2012). The interaction between these two types of processes may result in unique patterns of diversity, which has fundamental implications for conservation practices (Calderón-Patrón et al., 2016; Socolar et al., 2016; Chase et al., 2020). Environmental disturbances may alter the relative importance of these processes in the structuring of communities (Holyoak et al., 2020).

Among these disturbances, habitat loss and fragmentation are the greatest threats to biodiversity worldwide. (Soares-Filho et al., 2006; Butchart et al., 2010; Haddad et al., 2015; Maxwell et al., 2016; Püttker et al., 2020. Habitat fragmentation has different effects on communities with varying characteristics. The response of a community to fragmentation may be influenced by the characteristics of the landscape, such as the amount of habitat available for the species present in the community, the type of matrix

surrounding the natural vegetation and the biological characteristics of the species. (Didham et al., 2012; Haddad et al., 2017; Püttker et al., 2020).

Understanding community parameters, such as species/area relationships (Storch et al., 2012) and the distribution of species abundance, provides important information for the development of effective conservation and management programs for various taxonomic groups (Werner and Buszko, 2005; Matthews and Whittaker, 2015). In addition, understanding the functional traits of a species within a given community can help identify the processes involved in potential shifts caused by environmental impacts. (McGill et al., 2006; Mouchet et al., 2010). Functional attributes directly influence growth, reproduction and survival of individuals. Variations in these attributes expressed in a community can be used as indicators of functional diversity. Thus, the species composition and taxonomic and functional diversity of a community are influenced by environmental disturbances, and their evaluation can indicate whether there is a loss of ecosystem functions in a given environment.

Amazonia is a tropical biome that has been increasingly deforested in recent years, especially in the Purus-Madeira interfluve (Cruz et al., 2021; Chaves et al., 2024), which was the region of the present study, resulting in the loss and fragmentation of vast tracts of forests. Understanding the effects of these processes on local ecological communities is essential for adequate management of ecosystems because long-term sustainability of remnant forests and other natural habitats depends on the quality, degree of connectivity and other habitat characteristics, which are the result of anthropogenic influences (Laurence et al., 2011; Haddad et al., 2015). Small, nonvolant mammals (marsupials and rodents) occupy a central position in the food webs of neotropical forest ecosystems, where they play important ecological roles as predators and seed dispersers (Terborgh et al., 2001; DeMattia et al., 2004; Galetti et al., 2015a), insectivores (Pinotti et al., 2011) and prey for larger vertebrates (Emmons and Feer, 1997; Bernarde and Abe, 2010). Many previous studies of this fauna have shown that the number and composition of the species in small mammal communities vary systematically in response to different forms of environmental disturbance (Avenant, 2011; Banks-Leite et al., 2014; Palmeirim et al., 2020; Brown et al., 2021).

The present study investigated potential habitat factors that may influence the taxonomic and functional diversity—both alpha and beta—of small nonvolant mammals in forest fragments in the Brazilian state of Acre, southwestern Amazonia. We tested the hypothesis that small mammal communities located in larger, less isolated fragments,

with greater basal areas of trees and surrounded by a matrix with a higher proportion of native habitat, have greater alpha taxonomic richness and diversity (Delciellos et al., 2016; Palmeirim et al., 2021a; Magioli et al., 2016; Melo et al., 2017). A similar response was expected in the case of functional diversity, albeit less intense in comparison with taxonomic diversity, given that in tropical forests, different species present in a community tend to have similar ecological functions (Bovendorp et al., 2019; Oliveira et al., 2016). Species of small nonvolant mammals with functional traits that favour dispersal between fragments, such as large body size and tolerance to non-forest habitats, are expected to be more widespread in fragmented habitats with low-quality matrices than small-bodied and less tolerant species (Bowman et al., 2002; Wang et al., 2010). We also hypothesised that species with the ability to use more than one vertical stratum, i.e., with plasticity in the use of forest strata (such as scansorial species), should be more widespread in poor quality habitats and smaller fragments (Delciellos et al., 2017). In the specific case of beta diversity, the hypothesis was that pairs of fragments with greater differences in size, local habitat type, and matrix characteristics would have greater beta diversity, with differences in species richness associated with the differential distributions of the different species (Palmeirim et al., 2021a; Püttker et al., 2015).

Material and Methods

Study area

Small mammal communities were sampled in 10 forest fragments located near of the city of Rio Branco, the capital of the northern Brazilian state of Acre (Fig. 1A). The forest fragments, ranging in size between 55 and 3922 ha (Table S1), were located within an urban–rural matrix in the municipalities of Rio Branco, Senador Guiomard, and Porto Acre. The region is dominated by three typical phytophysiognomies of the Amazon Forest: 1) an open rainforest with palms; 2) open rainforest with bamboo, which has low tree density and an understorey dominated by bamboo of the genus *Guadua* spp.; and 3) dense rainforest.

The study region is the most urbanised environment in the state of Acre. Most of the region is covered by farmland, primarily cattle pasture (62% of the area), and highly fragmented forests (35%). This region is at the western extreme of the Amazonian Arc of Deforestation and has experienced higher deforestation rates than either the western portion of the state of Acre or the rest of the Amazon region. The occupation of the region intensified from 1970 onwards, following the implementation of federal incentives for its

development (Salimon et al., 2020). As an example of the loss of forest cover in the region in recent decades, Salimon et al. (2020) reported that the forest cover in the area surrounding one of the study sites sites—Fazenda Experimental Catuaba (Fig. 1)— decreased from 61% in 1985 to only 29% in 2019.

Capture of small mammals

Three or five transects, 225 m in length, were established in each study fragment, with a distance of 500–1000 m between them. Three transects were established in each of the five smaller fragments (< 150 ha), and five transects were implanted in each of the five larger fragments (> 150 ha). The trapping effort at each site was proportional to the size of the forest fragment, according to Palmeirim et al. (2020, 2021a). The adequacy of the sampling was tested using the sample coverage estimation method of Chao and Jost (2012). The study sites had a mean coverage of 0.85 ± 0.10 (0.62-1.0), which means that the samples were considered adequate, permitting the use of the observed species richness in the subsequent analyses.

Each transect had a total of 15 trapping stations, arranged at 15 m intervals along the transect, at which live traps (Sherman® or Tomahawk®) were arranged in alternating sets (Fig. 1B), consisting of (i) a Sherman® ($30 \times 8 \times 9$ cm) trap on the ground, (ii) a Tomahawk® ($40 \times 12 \times 12$ cm) trap on the ground, and (iii) a Sherman® trap in the forest understorey at a height of 1–3 m. All the traps were baited with a mixture of bacon, banana, corn flour, and peanuts. At the end of each transect, a set of four pitfall traps (60L buckets) was installed in a Y-shaped arrangement at 10-m intervals. The specimens were collected over 5 consecutive nights, with each transect being sampled twice for a total of 10 days per site (Table S1), with a total trapping effort of 8550 trap-nights.

The mammals captured in the traps were retrieved daily and transported to a field laboratory, where they were anaesthetised and euthanized. The taxon of each specimen was identified using an integrated analysis of external and cranial morphology, karyotyping, and analysis of cytochrome *b* sequences, whenever necessary (Bonvicino et al., 2005; Gonçalves and Oliveira, 2014). All specimens were deposited in the Mammal Collection of the Laboratory of Biology and Parasitology of Wild Mammal Reservoirs of the Instituto Oswaldo Cruz (LBCE), Rio de Janeiro, Brazil.

Ethical and biosafety procedures recommended by the Biosafety Committee of the Oswaldo Cruz Institute were adopted, following Lemos and D'Andrea (2014). Specimen collection was authorised by licence no. 13373-1 (ICMBio) and was approved by the

Ethics Committee on the Use of Animals of the Oswaldo Cruz Institute (protocol no. L-036/2018).



Figure 1 - A: Location of the forest fragments sampled in the municipalities of Rio Branco, Porto Acre, and Senador Guiomard in the northern Brazilian state of Acre: 1 Reserva Florestal Humaitá (RFH), 2. EMBRAPA (EMB), 3. Fazenda Santa Cecília (FCEC), 4. Fazenda Experimental Catuaba (FEC), 5. Escola da Floresta (ESCF), 6. Fazenda Piracema (FPIR), 7. Parque Zoobotânico (FPZ), 8. APA Lago do Amapá (ALAP), 9. Fazenda São Raimundo (FRAI), 10. Parque Ambiental Chico Mendes (PACM). B: Diagram of the transect at a single trapping point, showing the arrangement of the traps, in four different configurations – "Sherman ground", "Tomahawk ground", "Sherman understory", and "pitfall".

Environmental variables

To investigate the potential influence of environmental factors on the alpha and beta diversity of small mammals in the study area, several variables were measured in the fragments and surrounding matrix (Table 1). Satellite images (LANDSAT) were obtained from the MapBiomas Brazil project collection 8 (Souza et al., 2020) for the years of field

sampling (Table S1), with land cover assigned to one of four main categories: farming, forest, water body, and non-vegetated Area (Fig. 1A). To better fit the general characteristics of the study area, these categories are hereafter referred to as "Pasture", "Forest", "Water", and "Urban Area", because almost all the farming areas consisted of pastures (>95%), and all non-vegetated formations consisted of urban areas.

Matrix metrics included measures of the surrounding habitats between fragments. For this purpose, a 500 m buffer was delineated from the edge of each fragment. Measurements were taken within this buffer, to represent the configuration of forest habitats and the proportions of different land use classes (Mattos et al., 2021; Melo et al., 2017; Borges-Matos et al., 2016). This buffer size was selected based on the home range of small mammals (Broekman et al., 2023) and other Amazonian studies with small mammal communities (Borges-Matos et al., 2016; Palmeirim et al., 2018a) and to avoid overlap between study fragments in the measured parameters.

In addition to the matrix measures, the variables obtained from each fragment were size (in ha log₁₀ transformed), shape, and degree of isolation, (Table 1). Habitat variables were extracted from each transect from each fragment (Table 1). The basal area (area of trees with diameter at breast height > 10 cm) of the forest was considered a proxy for habitat integrity. A low basal area is associated with either a high level of habitat degradation or a short succession time (Korom et al., 2022; Vásquez-Grandón et al., 2018). The numbers of bamboo and palms, in turn, were considered indicators of the different types of forest found in the study region, that is, open rainforests with a predominance of either palms or open forests with bamboo. Bamboo forests alter habitat structure by limiting tree growth, generating physical damage that may increase mortality, filtering out tree species with low tensile strength or resilience, and ultimately altering the tree species composition of the forest (Hechenberger et al., 2022; Medeiros et al., 2013). An open rainforest with palms is dominated by large palms, which may reach a height of 30 m, and form a discontinuous canopy, which permits the penetration of sunlight, favouring the extensive growth of lianas, shrubs, and herbs in the understorey (Salomão et al., 2007; Veloso et al., 1991). These habitat variables were recorded at each trapping station, within a radius of 3 m from the trap station, as shown in Table 1.

Functional traits

Four functional traits were considered to provide a measure of functional diversity: body mass, locomotor pattern, trophic level and matrix tolerance (Tables 2 and

S2), following Palmeirim et al. (2021a) and Santos-Filho et al. (2024). The functional trait dissimilarity between species was based on the Gower distance, estimated using the *gawdis* function proposed by de Bello et al. (2021), which balances the contribution of each trait to multi-trait dissimilarity, which is especially important when categorical and continuous traits are mixed. This multi-trait distance matrix was used to calculate functional alpha and beta diversity indices.

Variable (acronym)	riable (acronym) Description			
Matrix				
Area of forest in matrix (FOREST)	Total area of forest in the matrix, in hectares.	121.6 (9.8–575.2)		
Index of matrix quality (MATRIX)	Sum of the proportions of forest (weight 3), pasture (weight 2), urban development (weight 1), and water (weight 1) present in the matrix.	196.9 (139.2–226.6)		
Matrix fragmentation (FRAG)	Number of forest fragments per 100 ha in the matrix.	2.748 (0.842–6.356)		
Fragment				
Fragment size (AREA)	Area of forest (ha) in the fragment, log_{10} transformed	965.5 (55–3922)		
Shape index (SHAP)	Relationship between the perimeter and the area of the fragment, corrected according to McGarigal and Ene (2014). This index is 1 when the fragment is square, and increases as it becomes irregular	3.221 (1.5 - 5.216)		
Isolations (ISO)	Sum of the Euclidean distances (m) to the five nearest forest fragments (> 20 ha).	3382 (350 - 9945)		
Basal area (TREE)	Sum of the basal area of the trees with Diameter at Breast Height (DBH) > 10 cm within a 3-m radius of each trapping station. Expressed in cm ² /m ² .	28.63 (12.02 - 79.36)		
Bamboo density (BAMB)	Mean value scores of bamboo cover per transect, within a 3-m radius of each trapping station. Absent (0), sparse (1), medium (2), and abundant (3).	0.489 (0.01 - 1.413)		
Density of palms (PALM)	Number of palms with a height > 1 m height, within a 3-m radius of each trapping station. Expressed as the number of palms/100 m ²	4.083 (2.327 - 8.133)		

 Table 1. Environmental variables measured in the 10 forest fragments surveyed in the present study in the state of Acre, southwestern Amazonia, Brazil.

The functional composition was estimated using the community-weighted mean (CWM) index of Lavorel et al. (2008) for each trait in each community. The CWM is calculated by weighting the traits of each species by its relative abundance in the community, which means that more abundant species have a greater weight in determining the mean value of a given functional trait in the community.

Indices of alpha and beta diversity

In addition to species richness, the Shannon–Hill "numbers" index (q=1) was calculated as an index of taxonomic diversity (Jost, 2006). This index is considered the most appropriate for diversity estimates considering the distribution of the abundance of different species (Chao et al., 2014). The Hill number q=1 weighs the estimated diversity according to the abundance distribution of the species and represents the number of equally common species in a community (Chao et al., 2014).

Functional alpha diversity of each fragment was estimated using the functional dispersal index (FDis) of Laliberte and Legendre (2010). The FDis is not significantly influenced by outliers, considers the abundance of the species in its calculation, and is not influenced by species richness (Arévalo-Sandi et al., 2018; Laliberte and Legendre, 2010; Oliveira et al., 2016).

The taxonomic and functional beta diversity indices were calculated for each pair of localities, as were their components β replac (species replacement), which indicates the replacement of species between the two communities, and β rich (the difference in richness), which reflects the loss and gain of species between the communities (Carvalho et al., 2012). These parameters were calculated using a modified Jaccard index (Cardoso et al., 2014, 2015), considering the abundance of the species recorded at each site for the subsequent analysis of the level of correlation with the environmental variables.

Influence of environmental variables on diversity

The influence of the fragment and matrix variables on alpha diversity was evaluated using generalized linear models (GLMs), once collinearity between the predictor variables was evaluated. In the cases in which a positive or negative correlation of at least 0.75 was found between a pair of variables, one of the variables was discarded before analysis. Multicollinearity was tested using the variance inflation factor (VIF). Variables with a VIF > 4 were not included in the model (Burnham and Anderson, 2002). The ISO variable was correlated with SHAP (-0.83), MATRIX (-0.81) and AREA (-0.80); SHAP was also correlated with FOREST (0.72) and AREA (0.90). Therefore, the ISO

and SHAP variables were excluded from subsequent analyses. Variance inflation analysis revealed that FOREST, PALM and AREA had VIFs > 4. After removing the FOREST and PALM variables, all remaining variables presented a VIF < 3 and were used in the modelling.

Trait	Type of measure and description	Rationale
Body Mass	Continuous. Data in g obtained from the animals collected during the study.	Body mass reflects the energy requirements of the species, its thermoregulation (Lovegrove, 2005), and home range size (Vieira and Cunha, 2008).
Locomotor pattern	Discrete. Terrestrial = 1, Scansorial = 2, Arboreal = 3, based on Paglia et al. (2012).	Related to habitat use and niche partitioning (Püttker et al., 2019). Species able to use different vertical strata (scansorial) may adapt better to habitat fragmentation (Delciellos et al., 2017).
Trophic level	Continuous. Index based on the mean weight of the proportion of the diet at each trophic level: $leaf = 1$, fruit/seed = 2, invertebrate = 3, vertebrate = 4. Data from Wilman et al. (2014).	Values related to energy consumption. Low values related to herbivory (Galetti et al., 2015a), high values to predator species (Pinotti et al., 2011).
Matrix tolerance	Continuous. Ratio of the number of captures in pasture:forest, obtained from Santos-Filho et al. (2012).	Related to the ability to adapt to fragmented habitats and the risk of local extinction (Castro and Fernandez, 2004; Palmeirim et al., 2018b).

Table 2 Functional traits used in the analyses of the alpha and beta functional diversity of the communities of small nonvolant mammal surveyed in 10 forest fragments in the state of Acre, southwestern Amazonia, Brazil.

Generalized richness models were produced assuming a Poisson distribution, whereas the taxonomic (Hill 1) and functional diversity (FDis) and the CWM models all assumed a Gaussian distribution. The five non-collinear variables (BAMB, TREE, AREA, MATRIX, and FRAG – Table 4) were used in model selection and formulation of the mean model (Burnham and Anderson, 2002) to compare the relative contribution of each predictor variable to alpha diversity. The models were selected using the Akaike Information Criterion (AIC), in which the considered models presented $\Delta AICc \leq 2$. The exploratory variables were previously standardised (x = 0, $\sigma = 1$) to permit a reliable comparison of their mean model coefficients. The model fit was verified through the graphical validation of the residuals.

The influence of environmental variables on beta diversity was investigated using the Mantel correlation test of the distance matrices of the environmental variables and beta diversity across fragments (Palmeirim et al., 2021; Varzinczak et al., 2019). For this purpose, Euclidean distance matrices were generated for each pair of fragments based on the five variables selected for the analysis. Each matrix of the distances between the environmental variables was correlated with the matrix of taxonomic and functional beta diversity (and their partitions) for each pair of fragments using the Mantel test with 10,000 permutations. The strength of correlation was determined using Mantel's statistic (r) (Legendre and Legendre, 2012).

All analyses were performed in R Software, version 4.3.2 (R Core Team, 2024); functional diversity indices and functional species composition were calculated using the package *FD*, the adequacy of sampling effort was evaluated using the package *iNEXT* (Hsieh et al., 2016), and beta diversity was analysed using the package *BAT* (Cardoso et al., 2015). The collinearity tests, distance matrices, and Mantel correlations were all conducted using the package *vegan* (Oksanen et al., 2020). Model selection and the formulation of the mean model were conducted using the package *MuMIn* (Bartón, 2016), and the models were adjusted through the "rdiagnostic" function of the *RT4Bio* (Reis et al., 2013), and using the *DHARMa* package (Hartig, 2022).

Results

A total of 285 individuals from 22 species of small mammals were captured in the present study, including 10 species of marsupials and 12 rodents. The capture success was 3.33 individuals/100 trap.nights. The mean species richness per fragment was 8.2 (2–14) species, and the abundance across sites ranged from 5 to 83 individuals. The most abundant marsupials were *Marmosa constantiae* and *Philander canus* with 34 specimens each, whereas the most abundant rodents were *Proechimys gardneri* (n = 68) and *Proechimys simonsi* (n = 26; Table 3).

The GLM results indicated that species richness was positively influenced by fragment size (AREA) and matrix quality (MATRIX) (Table 4, Fig. 2). Species diversity (Hill q=1) was positively influenced by TREE, MATRIX, AREA, and BAMB, with BAMB being the only variable present in all the selected models (Table 4) and the variable with the greatest effect on the mean models (Fig. 2). Functional dispersal (FDis) was related to matrix quality (MATRIX), although a null model was also selected here (Table 4).

The functional trait models varied in accordance with the traits evaluated in the CWM. Body mass and matrix tolerance had a negative relationship with MATRIX and a

positive relationship with landscape configuration– FRAG (Table 4 and Fig. 2). Trophic level had a negative relationship with AREA and a weak positive relationship with TREE and MATRIX (Table 4, Fig. 2). Locomotor patterns were inversely correlated with AREA (Table 4 and Fig. 2).

Species	RFH	EMB	FCEC	FEC	ESCF	FPIR	FPZ	ALAP	FRAI	PACM
Didelphimorphia										
DIDELPHIDAE										
Philander canus			1		7	1	4	12		9
Didelphis marsupialis	1	1		1	1	1				1
Marmosa constantiae	2	6	8	2	4	4	1	3	4	
Marmosa rutteri	1			1						
Marmosops noctivagus		1		1						
Marmosops ocellatus	4	1	1	1	1			5		
Metachirus myosuros	1				1					
Monodelphis emiliae		1								
Monodelphis glirina	5	1	8	8	3					
Monodelphis peruviana		1			4				1	1
Rodentia										
CRICETIDAE										
Neacomys amoenus	4				3	2		1		
Oecomys bicolor	2		6	2	1					
Oecomys trinitatis				1						
Oligoryzomys microtis				1	1				5	
Rhipidomys leucodactylus	1			1						
Hylaeamys perenensis					1					
Hylaeamys yunganus	1									
ECHIMYIDAE										
Proechimys brevicauda	8	2	4	1				2		
Proechimys gardneri	1	7	42	17		1				
Proechimys longicaudatus			1					1	1	
Proechimys simonsi	5	9	4		5	1			2	
Mesomys hispidus	2	1	8	1						
Richness	14	11	10	13	12	6	2	6	5	3
Diversity (q=1)	10.75	7.14	5.28	6.42	9.36	5	1.65	4.08	4.11	1.82
FDis	0.18	0.187	0.162	0.172	0.246	0.26	0.151	0.25	0.186	0.14

Table 3 Species of small, nonvolant mammals captured in 10 forest fragments in the state of Acre, southwestern Amazonia, Brazil, and the respective and diversity indices recorded in the present study.

Total taxonomic beta diversity was significantly correlated with AREA and MATRIX (Table 5). In the specific case of the components of the taxonomic beta diversity, these two variables, together with the basal area (TREE), were correlated only with β rich (Table 5). Total functional beta diversity was also correlated with AREA,

MATRIX, and TREE (Table 5). Among the components of the functional beta diversity, only TREE and AREA were correlated with functional β rich, whereas FRAG was correlated with functional β replac (Table 5).

Discussion

The results of the present study indicate that the principal environmental habitat traits that influenced the species richness and the alpha and beta diversity of the small mammalian communities were the size of the forest fragments and the quality of the surrounding matrix. These results not only support the existence of a species/area relationship but also highlight the importance of the type of land use surrounding the forest remnants and the species composition of their vegetation as potential drivers of the diversity of small nonvolant mammals. Notably, bamboo cover (*Guadua* spp.) was the most important determinant of taxonomic alpha diversity, whereas the basal area was also an important factor in functional beta diversity.

Alpha diversity

In present study, fragment size was found to be important for species richness. Previous studies have revealed positive relationships between species richness and fragment size in medium-and large-sized mammals (Benchimol and Peres, 2015), amphibians (Almeida-Gomes et al., 2016), reptiles (Palmeirim et al., 2021b), and birds (Ferraz et al., 2007). However, some studies have suggested that this relationship may depend on the characteristics of the habitat, the scale of the study and its sampling design, type of organism, functional guild of the study community, and the latitude of the study area (Drakare et al., 2006; Meyer et al., 2016). The results of the present study are consistent with the findings of previous studies on small mammal communities in the Amazon basin, such as those Santos-Filho et al. (2012), who analysed forest fragments in the Jauru and Cabaçal Basins in southwestern Amazonia, and that of Palmeirim et al. (2018b), who focused on islands in the Balbina hydroelectric reservoir, where larger fragments with a better-quality matrix had greater species richness of small mammals.

The fragments surveyed in the present study were located within three types of matrices: forest, pasture, and urban development, which influenced not only species richness and taxonomic alpha diversity but also beta diversity (both taxonomic and functional). Fewer species were found in fragments located within the urban matrix than in those located within the pasture matrix. These findings are consistent with those of Santos-Filho et al. (2012) on communities of small mammals in the Amazon Basin, where

matrix quality was the principal predictor of species richness and community composition. The type of matrix was also the principal predictor of the species composition of small mammals in the forest fragments of Alter do Chão in the eastern Amazon Basin (Borges-Matos et al., 2016).

Table 4 Results of the Generalized Linear Models selection for the alpha diversity indices of the small mammal communities of 10 forest fragments in the state of Acre, southwestern Amazonia, Brazil. BAMB=Bamboo cover, TREE=Basal area, AREA=Fragment size, MATRIX=Quality of the matrix, FRAG= Matrix fragmentation, AICc= Akaike Information Criterion for small samples, $\triangle AIC=$ difference in the AIC between the best model and the target model, df= degrees of freedom, weight= weight of the target model.

			Fragment		Matı	Matrix					
a Models	Rank	Int.	BAMB	TREE	AREA	MATRIX	FRAG	df	AICc	ΔΑΙС	weight
	1°	2.13			0.613			2	50.5	0	0.65
Species richness	2°	2.19			0.477	0.468		3	51.7	1.2	0.35
	22° (Null)	2.1						1	62.9	12.4	
	1°	-3.63	3.31		2.946			4	51.1	0	0.33
	2°	-8.07	3.913		1.763	0.036		5	51.2	0.08	0.32
Diversity (Hill $a=1$)	3°	-9.57	4.371			0.066		4	52.3	1.18	0.18
q-1)	4°	-5.29	4.64	0.095	2.305			5	52.4	1.26	0.17
	15° (Null)	6						2	61	9.9	
Funct. Diversity	1° (Null)	0.19						2	-30	0	0.53
(Fdis)	2°	0.2				0.038		3	-29.8	0.12	0.47
Func. Compos	ition (CW)	M)									
Dody Mass	1°	135.5				-53.12	36.99	4	105.9	0	1
Body Mass	4º (Null)	153.1						2	112.7	6.75	
Lice of Strate	1°	1.73			-0.278			3	-2.9	0	1
	6° (Null)	1.73						2	5.37	8.28	
	1°	230.2			-57.01			3	109.6	0	0.5
Trophic loval	2°	229.3		-25.73	-46.24			4	110.5	0.9	0.32
I ropme level	3°	224.1			-43.63	-36.95		4	111.6	1.98	0.18
	7º (Null)	242						2	114	4.33	
Matrix	1°	0.15				-0.361	0.199	4	3.6	0	1
Tolerance	8°	0.26						2	10.77	7.19	



Figure 2 Coefficients and confidence intervals of the mean Generalized Linear Models of the alpha diversity and functional composition of 10 communities of small mammals in forest fragments in the state of Acre, southwestern Amazonia, Brazil. Variables are described in Table 1.

Bamboo cover was an important determinant of the characteristics of small mammalian communities, particularly with regard to taxonomic alpha diversity (Hill q=1). Bamboo was related to the distribution pattern of species abundance, which contributed to a decrease in community dominance. The two fragments with the greatest bamboo cover (RFH = 1.41 and ESCF = 0.81; Table S1) had the highest diversity indices (Table 3). The most abundant species recorded in these two fragments, the rodent Proechimys brevicauda and the marsupial Philander canus, represented approximately 21% of the specimens captured in RFH and ESCF, respectively (Table 3). In contrast, the fragment with the lowest bamboo cover (FCEC, bamboo cover = 0.01) had the highest abundance of small mammals, with the dominant species, Proechimys gardneri, representing more than 50% of the captures. The bamboo (Guadua) forests of southwestern Amazonia have a relatively dense and complex understorey with a reduced abundance of trees (Griscom and Ashton, 2006). This vegetation structure may facilitate the occupation of vertical strata by small mammals, thereby optimising the use of this space in the forest by more species in the community. In addition, the reduction in tree density in bamboo forests may limit the dominance of frugivorous/granivorous species such as those of the genus Proechimys. In contrast to the bamboo forests of the Amazon, in an Atlantic Forest, André et al. (2022) observed an inverse relationship between the distance from bamboo patches (in this case, Chusquea sp.) and the species richness and abundance of small mammals. However, in this biome, the forests dominated by bamboo have a more open understorey.

Table 5 Mantel correlation coefficients (r) and probabilities (p-valor) for the comparison between the Euclidean distance matrix of the environmental variables and the distance matrix of the taxonomic and functional beta diversity for each pair of sites, from the 10 forest fragments surveyed in the state of Acre, southwestern Amazonia, Brazil. The values in bold script indicate significant correlations.

β ΤΑΧΟΝΟΜΙ C								β FUNCTIONAL						
	βt	otal βrich		βre	βreplac		βtotal		βrich		βreplac			
Fragment	r	р	r	р	r	р	r	р	r	р	r	р		
Δ BAMB	0.11	0.77	-0.06	0.511	0.02	0.566	-0.22	0.826	-0.05	0.488	-0.14	0.834		
Δ TREE	0.17	0.12	0.34	0.038	-0.29	0.949	0.32	0.048	0.32	0.041	-0.09	0.713		
Δ AREA	0.52	0.005	0.32	0.034	-0.12	0.794	0.41	0.011	0.33	0.031	-0.02	0.532		
Matriz														
Δ MATRIX	0.38	0.008	0.43	0.041	-0.3	0.918	0.55	0.009	0.37	0.052	0.07	0.277		
Δ FRAG	0.16	0.138	-0.15	0.742	0.23	0.059	0.23	0.124	-0.18	0.841	0.44	0.006		

Functional alpha diversity did not present any clear relationship with any of the variables analysed, in contrast to species richness and taxonomic diversity. The factors that determine the species richness and functional diversity of mammals vary considerably, particularly in the most productive ecosystems, where species richness tends to be relatively high and where more species tend to be functionally redundant (Cooke et al., 2019; Gorczynski and Beaudrot, 2021; Safi et al., 2011), which may explain the results of the present study. Indeed, Oliveira et al. (2016) reported that species richness was more dependent on environmental factors, whereas functional diversity was more dependent on evolutionary factors. However, other studies in the Amazon forest have shown that functional diversity increases with fragment size (Palmeirim et al., 2021a; Santos-Filho et al., 2024), which contrasts with the results of the present study. From an evolutionary perspective, functional diversity may be strongly related to species composition and distribution, given that the co-occurrence of species from different clades may limit the evolution of functional traits (Wiens et al 2011).

Functional composition

Unlike functional alpha diversity, functional composition indicated that traits were primarily related to fragment size, matrix quality, and degree of forest fragmentation in the matrix. The negative relationship between body mass and the quality of the matrix and the positive relationship with fragmentation can be attributed to the fact that some species, such as *Philander canus*, can persist in highly fragmented environments. Species with large body sizes can disperse more widely and tend to occupy larger home ranges than species with smaller body sizes (Vieira and Cunha, 2008) and are, in turn, more able to move between fragments. However, fragments in a low-quality matrix may be more limiting for medium- and large-bodied mammals than for smaller species because of higher levels of human activity (Dirzo et al., 2014). Therefore, environments that have lost medium- and large-bodied mammals may experience an increase in the abundance of more generalist species of small mammals, which would reduce both the taxonomic and functional diversity of small mammalian communities (Fonseca and Robinson, 1990; Galetti et al., 2015b). The relative abundance of *P. canus* was high in fragments with an urban matrix (low MATRIX) and fragments with a matrix of more fragmented forests (high FRAG) (Tables 3 and S1). The ability of the genus *Philander* to persist in fragmented areas has been reported in areas of the Atlantic Forest for *Philander quica* because of its use of forest edges and arboreal strata (Delciellos et al 2017).

The negative relationship between the vertical strata and fragment size can be attributed to the relatively large abundance of scansorial species in fragments smaller than 150 ha. Among the five small fragments, 38 scansorial mammals were captured, whereas only 12 terrestrial and 12 arboreal mammals were captured. Scansorial species may be relatively tolerant of disturbed habitats (Castro and Fernandez, 2004), particularly because of the intensification in their use of vertical strata (Delciellos et al., 2017).

The matrix tolerance trait was related to the same environmental variables as the body mass trait, with both traits systematically related to the characteristics of the matrix. These findings reinforce the need to include environmental parameters from the surrounding matrix in any study on small mammals in fragmented habitats. The present study revealed that the communities with the greatest matrix tolerance were those with the lowest species diversity and abundance as well as those dominated by marsupials, a pattern also found in the highly fragmented regions of the Atlantic Forest (Asfora and Pontes, 2009; Fonseca and Robinson, 1990). These findings indicate that some species of marsupials are better adapted to habitat impacts than are rodents. Nevertheless, some rodents are relatively tolerant to impacted habitats, such as those of the genera Oligoryzomys, Neacomys, Mesomys, and Rhipidomys (Santos-Filho et al., 2012). Here, Oligoryzomys microtis and Neacomys amoenus were matrix-tolerant, with the majority of specimens captured in small fragments with a low-quality matrix, whereas Mesomys hispidus and Rhipidomys leucodactylus were not found in these environments (Table 3). In fact, Palmeirim et al. (2018b) classified Mesomys and Rhipidomys as forest-dependent in the area of the Balbina Reservoir. Despite certain divergences and the lack of data from non-forest areas in the Amazon, matrix tolerance is likely an important functional characteristic of small mammalian communities (Palmeirim et al., 2020; Santos-Filho et al., 2024).

Trophic level was the functional trait related to the widest range of environmental variables, particularly with regard to AREA. This result was also related to the abundance of marsupials in the small fragments. Overall, marsupials were more common in small fragments than rodents (76% of the specimens captured in the five smaller fragments of < 150 ha were marsupials); with the mean trophic level of the marsupials was 289, in contrast to 172 for rodents (Table S2). The functional composition results of the present study and their comparison with those of other Amazonian studies (Palmeirim et al., 2021a; Santos-Filho et al., 2024) indicate the lack of a single, systematic response in the functional structure of small mammalian communities of the Amazon region to shifts in land use and habitat impacts.

Beta diversity

Beta diversity, both taxonomic and functional, was strongly determined by both fragment size and matrix quality, as was taxonomic alpha diversity. The only component of beta diversity that was related to the environmental variables was βrich, which indicates that environmental filters modulate small mammal communities. The basal area was also an important determining for functional beta diversity. The basal area of a forest can be considered a proxy for habitat integrity, given that a greater basal area indicates a less impacted forest, with better developed vegetation (Korom et al., 2022; Vásquez-Grandón et al., 2018), and structured vegetation was also directly related to the composition of small mammal species in the Macacu River watershed (Delciellos et al., 2016).

The greater importance of the functional βrich component in relation to βreplac and its significant correlation with three of the five environmental variables evaluated here reflect the importance of niche partitioning and functional adaptations in the structural configuration of the study communities. Our study area was untypical in having some fragments in an urban matrix in the Amazon Basin, a type of matrix that is one of the most averse to the presence of animals. This may have resulted in a relatively high correlation (0.55) between the quality matrix and functional beta diversity. This is consistent with the findings of a previous study, which has reported that the characteristics of the matrix surrounding the fragments function as important environmental filters that determine the structure of these communities, a pattern found in birds in the Atlantic Forest (de Souza Leite et al., 2022). Compared with the other types of matrices considered in this study, urban matrices not only have a worse quality index but also have the smallest area of habitats available for species. Thus, the urban matrices in our landscape may have caused homogenisation of communities, possibly through changes in species migration and by reducing the colonisation-extinction dynamics between fragments (Fletcher et al., 2024). In addition, the more urbanized the matrix, the greater is the effect on specialist species due to fragmentation (Clavel et al. 2011; Ramirez-Delgado et al., 2022), which is in agreement with the results of the functional composition (tolerance matrix and body mass) observed in the present study.

Implications for conservation and final considerations

In the fragmented landscape of the Amazon basin, the composition of a small mammal community may be influenced not only by the quality and habitat characteristics of the forest it occupies (Delciellos et al., 2016; Hannibal et al., 2018) but also by the complexity and quality of the surrounding matrix (Borges-Matos et al., 2016; Palmeirim et al., 2020). Therefore, a comprehensive understanding of the configuration of these communities in fragmented landscapes will depend on reliable data on the characteristics of the fragments and the surrounding matrix. Notably, variation in the abundance of small mammals among different communities is the result of different local habitat characteristics, and these factors do not necessarily influence species richness or diversity in the same way.

The local scale of the present study, which focused on the area surrounding the city of Rio Branco, favoured the identification of community-level patterns linked to deterministic processes. However, the influence of stochastic processes (e.g. drift and dispersal), which were not analysed here, may be decisive at a regional scale and over the longer term, especially with the advance of deforestation in the region and the increase in the frequency of extreme climate events (Chaves et al., 2024; Silva et al., 2023).

High functional beta diversity may support an increase in the ecosystem functions of a given community, which means that the loss of species with key ecological roles may result in "empty forest" (Bogoni et al., 2023), ultimately affecting ecosystem services. The relationships between functional beta diversity with fragment size, basal area and the quality of the surrounding matrix indicate that larger, more well-preserved fragments set within a matrix that is less disturbed by human activities not only have more species but also may retain more ecosystem functions. These findings can be used to identify priority species and areas for conservation, focusing on the management of the landscape as a whole and ensuring the protection of both appropriate habitat area and an adequate matrix. The territorial planning of matrix areas surrounding forest remnants is essential for conservation. For these areas, it is important to increase the areas of forest cover and modify the means of production by using systems that mix production areas with native plant species such as agroforestry and wild pasture areas (Kuipers et al., 2023; Pônzio et al., 2024).

Data Availability

Data will be made available on request.

Acknowledgements

We are grateful to the IFAC and UFAC field teams, coordinated by André Botelho and Luciana Medeiros, respectively, and to LABPMR/FIOCRUZ, especially Michele Santos and Bernardo Teixeira. We thank Queren Hapuque for help with Fig. 1.

CRediT authorship contribution statement

Conceptualization: ALMB, PSD. Investigation: ALMB, PSD, CFC. Formal analysis: ALMB, RG. Writing - Original Draft: ALMB, RG. Writing Review & Editing: ALMB, RG, PSD. Data Curation: CRB, PSD. Supervision: MS, PSD. Project administration and Funding acquisition: PSD, MS, ALMB.

Funding sources

This study was supported by grants from the Brazilian National Research Council (CNPq): 428213/2016-2, 157533/2015-8, 439208/2018-1. The Acre State Research Foundation (FAPAC): 003/2019-FAPAC/CNPQ, 001/2015-PPSUS/FAPAC. Acre State Federal Institute for Education (IFAC): PROINP/IFAC 05/2018. Research Program in Biodiversity (PPBio): 457540/2012-5 PPBio/CNPq. RG received a research productivity fellowship from CNPq (303643/2022-6).

References

- Almeida-Gomes, M., Vieira, M.V., Rocha, C.F.D., Metzger, J.P., De Coster, G., 2016. Patch size matters for amphibians in tropical fragmented landscapes. Biol. Conserv. 195, 89– 96. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.025.
- André, C.L., Côrtes, M.C., Heming, N.M., Galetti, M., Alves, R.S.C., Bovendorp, R.S., 2022. Bamboo shapes the fine-scale richness, abundance, and habitat use of small mammals in a forest fragment. Mamm. Res. 67, 199–218. https://doi.org/10.1007/s13364-021-00616-0.
- Arévalo-Sandi, A., Bobrowiec, P.E.D., Chuma, V.J.U.R., Norris, D., 2018. Diversity of terrestrial mammal seed dispersers along a lowland Amazon forest regrowth gradient. PLoS One 13, e0193752. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193752.

- Asfora, P.H., Pontes, A.R.M., 2009. The small mammals of the highly impacted North-eastern Atlantic Forest of Brazil, Pernambuco Endemism Center. Biota Neotrop. 9, 31–35. https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000100004.
- Avenant, N., 2011. The potential utility of rodents and other small mammals as indicators of ecosystem "integrity" of South African grasslands. Wildlife Research 38, 626–639. https://doi.org/10.1071/WR10223.
- Banks-Leite, C., Pardini, R., Tambosi, L.R., Pearse, W.D., Bueno, A.A., Bruscagin, R.T., Condez, T.H., Dixo, M., Igari, A.T., Martensen, A.C., Metzger, J.P., 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. Science 345, 1041–1045. https://doi.org/10.1126/science.1255768.
- Bartón, K., 2016. MuMIn: Multi-model inference. R package version 1(15):6.
- Benchimol, M., Peres, C.A., 2015. Predicting local extinctions of Amazonian vertebrates in forest islands created by a mega dam. Biol. Conserv. 187. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.04.005.
- Bernarde, P.S., Abe, A.S., 2010. Hábitos alimentares de serpentes em Espigão do Oeste, Rondônia, Brasil. Biota Neotrop. 10, 167–173.
- Bogoni, J.A., Percequillo, A.R., Ferraz, K.M.P.M.B., Peres, C.A., 2023. The empty forest three decades later: Lessons and prospects. Biotropica 55, 13–18. https://doi.org/10.1111/btp.13188.
- Bonvicino, C.R., Otazú, I.B., Vilela, J.F., 2005. Karyologic and molecular analysis of *Proechimys* Allen, 1899 (Rodentia, Echimyidae) from the Amazonian region. Arquivos do Museu Nacional, Rio de Janeiro 63, 191–200.
- Borges-Matos, C., Aragón, S., Silva, M.N.F., Fortin, M.J., Magnusson, W.E., 2016. Importance of the matrix in determining small-mammal assemblages in an Amazonian forest-savanna mosaic. Biol. Conserv. 204, 417–425. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.037.
- Bovendorp, R.S., Brum, F.T., McCleery, R.A., Baiser, B., Loyola, R., Cianciaruso, M.V., Galetti, M., 2019. Defaunation and fragmentation erode small mammal diversity dimensions in tropical forests. Ecography 42, 23–35. https://doi.org/10.1111/ecog.03504.
- Bowman, J., Jaeger, J.A.G., Fahrig, L., 2002. Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. Ecology 83, 2049–2055.
- Broekman, M.J.E., Hoeks, S., Freriks, R., Langendoen, M.M., Runge, K.M., Savenco, E., ter Harmsel, R., Huijbregts, M.A.J., Tucker, M.A., 2023. *Home Range*: A global database of mammalian home ranges. Glob. Ecol. and Biogeog. 32, 198–205. https://doi.org/10.1111/geb.13625
- Brown, G.S., DeWitt, P.D., Dawson, N., Landriault, L., 2021. Threshold responses in wildlife communities and evidence for biodiversity indicators of sustainable resource management. Ecol. Indic. 133, 108371. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108371.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. Model Selection and Multimodel Inference. Springer New York, New York. https://doi.org/10.1007/b97636
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K.E., Carr, G.M., Chanson, J., Chenery, A.M., Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory, R.D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J.F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M.A., McRae, L., Minasyan, A., Morcillo, M.H.,

Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell, T.D., Vié, J.C., Watson, R., 2010. Global biodiversity: Indicators of recent declines. Science 328, 1164–1168. https://doi.org/10.1126/science.1187512.

- Calderón-Patrón, J.M., Goyenechea, I., Ortiz-Pulido, R., Castillo-Cerón, J., Manriquez, N., Ramírez-Bautista, A., Rojas-Martínez, A.E., Sánchez-Rojas, G., Zuria, I., Moreno, C.E., 2016. Beta diversity in a highly heterogeneous area: Disentangling species and taxonomic dissimilarity for terrestrial vertebrates. PLoS One 11. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0160438.
- Cardoso, P., Rigal, F., Carvalho, J.C., 2015. BAT Biodiversity Assessment Tools, an R package for the measurement and estimation of alpha and beta taxon, phylogenetic and functional diversity. Methods Ecol. Evol. 6, 232–236. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12310.
- Cardoso, P., Rigal, F., Carvalho, J.C., Fortelius, M., Borges, P.A.V., Podani, J., Schmera, D., 2014. Partitioning taxon, phylogenetic and functional beta diversity into replacement and richness difference components. J. Biogeogr. 41, 749–761. https://doi.org/10.1111/jbi.12239.
- Carvalho, J.C., Cardoso, P., Gomes, P., 2012. Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. Glob. Ecol. Biogeogr. 21, 760–771. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00694.x
- Castro, E.B. V., Fernandez, F.A.S., 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. Biol. Conserv. 119, 73–80. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.023.
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., Ellison, A.M., 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. Ecol. Monogr. 84, 45–67. https://doi.org/10.1890/13-0133.1.
- Chao, A., Jost, L., 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. Ecology 93, 2533–2547. https://doi.org/10.1890/11-1952.1.
- Chase, J.M., Jeliazkov, A., Ladouceur, E., Viana, D.S., 2020. Biodiversity conservation through the lens of metacommunity ecology. Ann. N. Y. Acad. Sci. 1469, 86–104. https://doi.org/10.1111/nyas.14378.
- Chase, J.M., Myers, J.A., 2011. Disentangling the importance of ecological niches from stochastic processes across scales. Philos. Trans. R. Soc. B: Biological Sciences 366, 2351–2363. https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0063.
- Chaves, M.E.D., Mataveli, G., Conceição, K. V., Adami, M., Petrone, F.G., Sanches, I.D., 2024. AMACRO: the newer Amazonia deforestation hotspot and a potential setback for Brazilian agriculture. Perspect. Ecol. Conserv. 22, 93–100. https://doi.org/10.1016/j.pecon.2024.01.009.
- Clavel, J., Julliard, R., Devictor, V., 2011. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? Front. Ecol. Environ. 9, 222–228. https://doi.org/10.1890/080216.
- Cooke, R.S.C., Bates, A.E., Eigenbrod, F., 2019. Global trade-offs of functional redundancy and functional dispersion for birds and mammals. Glob. Eco. and Biogeogr. 28, 484–495. https://doi.org/10.1111/geb.12869.

- Cruz, D.C., Benayas, J.M.R., Ferreira, G.C., Santos, S.R., Schwartz, G., 2021. An overview of forest loss and restoration in the Brazilian Amazon. New For. 52, 1–16. https://doi.org/10.1007/s11056-020-09777-3
- de Bello, F., Botta-Dukát, Z., Lepš, J., Fibich, P., 2021. Towards a more balanced combination of multiple traits when computing functional differences between species. Methods Ecol. Evol. 12, 443–448. https://doi.org/10.1111/2041-210X.13537.
- de Souza Leite, M., Boesing, A.L., Metzger, J.P., Prado, P.I., 2022. Matrix quality determines the strength of habitat loss filtering on bird communities at the landscape scale. J. Appl. Ecol. 59, 2790–2802. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14275.
- Delciellos, A.C., Ribeiro, S.E., Vieira, M.V., 2017. Habitat fragmentation effects on fine-scale movements and space use of an opossum in the Atlantic Forest. J. Mammal. 98, 1129– 1136. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyx043.
- Delciellos, A.C., Vieira, M. V, Grelle, C.E.V, Cobra, P., Cerqueira, R., 2016. Habitat quality versus spatial variables as determinants of small mammal assemblages in Atlantic Forest fragments. J. Mammal. 97, 253–265. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv175.
- DeMattia, E.A., Curran, L.M., Rathcke, B.J., 2004. Effects of small rodents and large mammals on neotropical seeds. Ecology 85, 2161–2170. https://doi.org/10.1890/03-0254.
- Didham, R.K., Kapos, V., Ewers, R.M., 2012. Rethinking the conceptual foundations of habitat fragmentation research. Oikos 121, 161–170. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.20273.x.
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., Collen, B., 2014. Defaunation in the Anthropocene. Science 345, 401–406. https://doi.org/10.1126/science.1251817.
- Drakare, S., Lennon, J.J., Hillebrand, H., 2006. The imprint of the geographical, evolutionary and ecological context on species-area relationships. Ecol. Lett. 9, 215–227. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00848.x.
- Emmons, L.H., Feer, F., 1997. Neotropical Rainforest Mammal: A Field a Guide. University of Chicago Press, Chicago.
- Ferraz, G., Nichols, J.D., Hines, J.E., Stouffer, P.C., Bierregaard, R.O., Lovejoy, T.E., 2007. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. Science 315, 238–241. https://doi.org/10.1126/science.1133097.
- Fletcher, R.J., Smith, T.A.H., Troy, S., Kortessis, N., Turner, E.C., Bruna, E.M., Holt, R.D., 2024. The Prominent Role of the Matrix in Ecology, Evolution, and Conservation. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 55, 423–447. <u>https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102722</u>.
- Fonseca, G.A.B., Robinson, J.G., 1990. Forest size and structure: Competitive and predatory effects on small mammal communities. Biol. Conserv. 53, 265–294. https://doi.org/10.1016/0006-3207(90)90097-9.
- Galetti, M., Bovendorp, R.S., Guevara, R., 2015a. Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. Glob. Ecol. Conserv. 3, 824–830. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.04.008
- Galetti, M., Guevara, R., Neves, C.L., Rodarte, R.R., Bovendorp, R.S., Moreira, M., Hopkins, J.B., Yeakel, J.D., 2015b. Defaunation affects the populations and diets of rodents in Neotropical rainforests. Biol. Conserv. 190, 2–7. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.04.032.

- Gonçalves, P.R., Oliveira, J.A., 2014. An integrative appraisal of the diversification in the Atlantic Forest genus *Delomys* (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae) with the description of a new species. Zootaxa 3760, 1. https://doi.org/10.11646/zootaxa.3760.1.1.
- Gorczynski, D., Beaudrot, L., 2021. Functional diversity and redundancy of tropical forest mammals over time. Biotropica 53, 51–62. <u>https://doi.org/10.1111/btp.12844</u>.
- Griscom, B.W., Ashton, P.M.S., 2006. A self-perpetuating bamboo disturbance cycle in a neotropical forest. J. Trop. Ecol. 22, 587–597. https://doi.org/10.1017/S0266467406003361.
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D.X., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. Sci. Adv. 1, e1500052. https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052.
- Haddad, N.M., Gonzalez, A., Brudvig, L.A., Burt, M.A., Levey, D.J., Damschen, E.I., 2017. Experimental evidence does not support the Habitat Amount Hypothesis. Ecography 40. https://doi.org/10.1111/ecog.02535.
- Hannibal, W., Cunha, N.L. Da, Figueiredo, V.V., Rossi, R.F., Cáceres, N.C., Ferreira, V.L., 2018. Multi-scale approach to disentangle the small mammal composition in a fragmented landscape in central Brazil. J. Mammal. 99, 1455–1464. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy142.
- Hartig, F., 2022. DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.6.
- Hechenberger, S., Ferreira, E.J.L., Carvalho, A.L. de, Brazil, M.V. da S., 2022. Danos físicos causados pelo bambu (*Guadua weberbaueri* Pilg.) em espécies arbóreas e implicações para a exploração madeireira em Floresta Ombrófila Aberta com Bambu no leste do Acre. Res., Soc. Dev. 11, e39911629279. https://doi.org/10.33448/rsd-v11i6.29279.
- Holyoak, M., Caspi, T., Redosh, L.W., 2020. Integrating disturbance, seasonality, multi-year temporal dynamics, and dormancy into the dynamics and conservation of metacommunities. Front. Ecol. Evol. https://doi.org/10.3389/fevo.2020.571130.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H., Chao, A., 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). Methods Ecol. Evol. 7, 1451–1456. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613.
- Jost, L., 2006. Entropy and diversity. Oikos 113, 363–375. https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x.
- Korom, A., Jawan, A., Suratman, M.N., Korom, A, Syukur, S., Jalloh, M.B., Azizul, M., Jamian, H., Latif, Z.A., 2022. Understanding forest degradation - A review of forest structure indicators. Borneo Akademika 6, 115–125.
- Kuipers, K.J.J., Sim, S., Hilbers, J.P., van den Berg, S.K., Jonge, M.M.J., Trendafilova, K., Huijbregts, M.A.J., Schipper, A.M., 2023. Land use diversification may mitigate on-site land use impacts on mammal populations and assemblages. Glob. Chang. Biol. 29, 6234– 6247. https://doi.org/10.1111/gcb.16932.
- Laliberté, E., Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. Ecology 91, 299–305. <u>https://doi.org/10.1890/08-2244.1</u>.

- Laurance, W.F., Camargo, J.L.C., Luizão, R.C.C., Laurance, S.G., Pimm, S.L., Bruna, E.M., Stouffer, P.C., Bruce Williamson, G., Benítez-Malvido, J., Vasconcelos, H.L., Van Houtan, K.S., Zartman, C.E., Boyle, S.A., Didham, R.K., Andrade, A., Lovejoy, T.E., 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. Biol. Conserv. 144, 56–67. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.021.Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S., Williams, N.S.G., Garden, D., Dorrough, J., Berman, S., Quétier, F., Thébault, A., Bonis, A., 2008. Assessing functional diversity in the field - Methodology matters! Funct. Ecol. 22, 134–147. https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x.
- Legendere, P., Legendere, L., 2012. Numerical Ecology, 3ª ed. Elsevier, New York.
- Lemos, E.R.S., D'Andrea, P.S., 2014. Trabalho de Campo com Animais: Procedimentos, Riscos e Biossegurança, 1^a. ed. FIOCRUZ, Rio de Janeiro.
- Lovegrove, B.G., 2005. Seasonal thermoregulatory responses in mammals. J. Comp. Physiol. B. 175, 231–247. https://doi.org/10.1007/s00360-005-0477-1.
- Magioli, M., Ferraz, K.M.P.M.B., Setz, E.Z.F., Percequillo, A.R., Rondon, M.V.S.S., Kuhnen, V.V., Canhoto, M.C. da S., dos Santos, K.E.A., Kanda, C.Z., Fregonezi, G.L., Prado, H.A., Ferreira, M.K., Ribeiro, M.C., Villela, P.M.S., Coutinho, L.L., Rodrigues, M.G., 2016. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. Eur. J. Wildl. Res. 62, 431–446. https://doi.org/10.1007/s10344-016-1017-x.
- Matthews, T.J., Whittaker, R.J., 2015. On the species abundance distribution in applied ecology and biodiversity management. J. Appl. Ecol. 52, 434–454. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12380.
- Mattos, I. de, Zimbres, B., Marinho-Filho, J., 2021. Habitat specificity modulates the response of small mammals to habitat fragmentation, loss, and quality in a Neotropical Savanna. Front. Ecol. Evol. 9, 751315. https://doi.org/10.3389/fevo.2021.751315.
- Maxwell, S.L., Fuller, R.A., Brooks, T.M., Watson, J.E.M., 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. Nature 536, 143–145. https://doi.org/10.1038/536143a.
- McGarigal, K., Ene, E., 2014. FRAGSTATS v4.2: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps.
- McGill, B.J., Enquist, B.J., Weiher, E., Westoby, M., 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. Trends Ecol. Evol. 21, 178–185. https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002.
- Medeiros, H., Castro, W., Salimon, C.I., Silva, I.B., Silveira, M., 2013. Tree mortality, recruitment and growth in a bamboo dominated forest fragment in southwestern Amazonia, Brazil. Biota Neotrop. 13, 29–34.
- Melo, G.L., Sponchiado, J., Cáceres, N.C., Fahrig, L., 2017. Testing the habitat amount hypothesis for South American small mammals. Biol. Conserv. 209, 304–314. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.031
- Meyer, C.F.J., Struebig, M.J., Willig, M.R., 2016. Responses of Tropical Bats to Habitat Fragmentation, Logging, and Deforestation, in: Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World. Springer International Publishing, Cham, pp. 63–103. https://doi.org/10.1007/978-3-319-25220-9_4
- Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. Funct. Ecol. 24, 867–876. https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x

- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., 2020. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4.6.
- Oliveira, B.F., Machac, A., Costa, G.C., Brooks, T.M., Davidson, A.D., Rondinini, C., Graham, C.H., 2016. Species and functional diversity accumulate differently in mammals. Glob. Ecol. Biogeogr. 25, 1119–1130. https://doi.org/10.1111/geb.12471.
- Paglia, A.P., Rylands, A.B., Herrmann, G., Aguiar, L.M.S., Chiarello, A.G., Leite, Y.L.R., Costa, L.P., Siciliano, S., 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil, 2^a. ed. Conservation International, Arlington.
- Palmeirim, A.F., Benchimol, M., Morante-Filho, J.C., Vieira, M.V., Peres, C.A., 2018a. Ecological correlates of mammal β-diversity in Amazonian land-bridge islands: from small- to large-bodied species. Divers. Distrib. 24, 1109–1120. https://doi.org/10.1111/ddi.12749
- Palmeirim, A.F., Benchimol, M., Vieira, M.V., Peres, C.A., 2018b. Small mammal responses to Amazonian forest islands are modulated by their forest dependence. Oecologia 187, 191–204. https://doi.org/10.1007/s00442-018-4114-6.
- Palmeirim, A.F., Farneda, F.Z., Vieira, M.V., Peres, C.A., 2021a. Forest area predicts all dimensions of small mammal and lizard diversity in Amazonian insular forest fragments. Landsc. Ecol. 36, 3401–3418. https://doi.org/10.1007/s10980-021-01311-w.
- Palmeirim, A.F., Fraga, R. de, Vieira, M. V., Peres, C.A., 2021b. Species-Area relationships induced by forest habitat fragmentation apply even to rarely detected organisms. Trop. Conserv. Sci. 14., 194008292110173. https://doi.org/10.1177/19400829211017366.
- Palmeirim, A.F., Santos-Filho, M., Peres, C.A., 2020. Marked decline in forest-dependent small mammals following habitat loss and fragmentation in an Amazonian deforestation frontier. PLoS One 15, 1–21. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0230209.
- Pinotti, B.T., Naxara, L., Pardini, R., 2011. Diet and food selection by small mammals in an old-growth Atlantic forest of south-eastern Brazil. Stud. Neotrop. Fauna Environ. 46, 1– 9. https://doi.org/10.1080/01650521.2010.535250.
- Pônzio, M.C., Pasqualotto, N., Zanin, M., Chiarello, A.G., Pardini, R., 2024. Landscape heterogeneity can partially offset negative effects of habitat loss on mammalian biodiversity in agroecosystems. Journal of Applied Ecology 61, 120–133. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14543.
- Püttker, T., Barros, C.S., Pinotti, B.T., Bueno, A.A., Pardini, R., 2019. Co-occurrence patterns of rodents at multiple spatial scales: Competitive release of generalists following habitat loss? J. Mammal. 100, 1229–1242. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyz083.
- Püttker, T., Crouzeilles, R., Almeida-Gomes, M., Schmoeller, M., Maurenza, D., Alves-Pinto, H., Pardini, R., Vieira, M. V., Banks-Leite, C., Fonseca, C.R., Metzger, J.P., Accacio, G.M., Alexandrino, E.R., Barros, C.S., Bogoni, J.A., Boscolo, D., Brancalion, P.H.S., Bueno, A.A., Cambui, E.C.B., Canale, G.R., Cerqueira, R., Cesar, R.G., Colletta, G.D., Delciellos, A.C., Dixo, M., Estavillo, C., Esteves, C.F., Falcão, F., Farah, F.T., Faria, D., Ferraz, K.M.P.M.B., Ferraz, S.F.B., Ferreira, P.A., Graipel, M.E., Grelle, C.E.V., Hernández, M.I.M., Ivanauskas, N., Laps, R.R., Leal, I.R., Lima, M.M., Lion, M.B., Magioli, M., Magnago, L.F.S., Mangueira, J.R.A.S., Marciano-Jr, E., Mariano-Neto, E., Marques, M.C.M., Martins, S. V., Matos, M.A., Matos, F.A.R., Miachir, J.I., Morante-Filho, J.M., Olifiers, N., Oliveira-Santos, L.G.R., Paciencia, M.L.B., Paglia, A.P., Passamani, M., Peres, C.A., Pinto Leite, C.M., Porto, T.J., Querido, L.C.A., Reis, L.C.,
Rezende, A.A., Rigueira, D.M.G., Rocha, P.L.B., Rocha-Santos, L., Rodrigues, R.R., Santos, R.A.S., Santos, J.S., Silveira, M.S., Simonelli, M., Tabarelli, M., Vasconcelos, R.N., Viana, B.F., Vieira E,M., Prevedello, J.A., 2020. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. Biol. Conserv. 241. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108368.

- Püttker, T., Bueno, A.A., Prado, P.I., Pardini, R., 2015. Ecological filtering or random extinction? Beta-diversity patterns and the importance of niche-based and neutral processes following habitat loss. Oikos 124, 206–215. https://doi.org/10.1111/oik.01018.
- R Core Team, 2024. R: A language and environment for statistical computing.
- Ramírez-Delgado, J.P., Di Marco, M., Watson, J.E.M., Johnson, C.J., Rondinini, C., Corredor Llano, X., Arias, M., Venter, O., 2022. Matrix condition mediates the effects of habitat fragmentation on species extinction risk. Nat Commun 13, 595. https://doi.org/10.1038/s41467-022-28270-3.
- Reis, Jr.R., Oliveira, M.L., Borges, G.R.A., 2013. RT4Bio: R Tools for Biologists (RT4Bio). R package.
- Safi, K., Cianciaruso, M. V., Loyola, R.D., Brito, D., Armour-Marshall, K., Diniz-Filho, J.A.F., 2011. Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci. 366, 2536–2544. https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0024.
- Salimon, C.I., Amaral, E.F. do, Anderson, L.O., Silva-Junior, C.H.L., Brown, I.F., 2020. Mudança de cobertura e uso do solo no leste acreano e seus impactos, in: Silveira, M., Guilherme, E., Vieira, L.J.S. (Eds.), Fazenda Experimental Catuaba: O Seringal que Virou Laboratório-Vivo em uma Paisagem Fragmentada no Acre. Stricto Sensu Editora, Rio Branco, pp. 71–91. https://doi.org/10.35170/ss.ed.9786586283402.03.
- Salomão, R.P., Vieira, I.C.G., Suemitsu, C., Rosa, N.A., Almeida, S.S., Amaral, D.D., Menezes, M.P.M., 2007. As florestas de Belo Monte na grande curva do Ro Xingu, Amazônia Oriental. Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi Cienc. Nat. 2, 57–153.
- Santos-Filho, M., Peres, C.A., Silva, D.J., Sanaiotti, T.M., 2012. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. Biodivers. Conserv. 21, 1127–1147. https://doi.org/10.1007/s10531-012-0248-8.
- Santos-Filho, M., Ribeiro, T., Silva, D.J., Bogoni, J.A., Palmeirim, A.F., 2024. Drivers of functional diversity in small-bodied mammals across a deforestation frontier in the Southern Brazilian Amazon. Mamm. Res. https://doi.org/10.1007/s13364-024-00740-7.
- Silva, S.S., Brown, F., Sampaio, A.O., Silva, A.L.C., Santos, N.C.R.S., Lima, A.C., Aquino, A.M.S., Silva, P.H.C., Moreira, J.G.V., Oliveira, I., Costa, A.A., Fearnside, P.M., 2023. Amazon climate extremes: Increasing droughts and floods in Brazil's state of Acre. Perspect. Ecol. Conserv. 21, 311–317. https://doi.org/10.1016/j.pecon.2023.10.006.
- Soares-Filho, B.S., Nepstad, D.C., Curran, L.M., Cerqueira, G.C., Garcia, R.A., Ramos, C.A., Voll, E., McDonald, A., Lefebvre, P., Schlesinger, P., 2006. Modelling conservation in the Amazon basin. Nature 440, 520–523. https://doi.org/10.1038/nature04389.
- Socolar, J.B., Gilroy, J.J., Kunin, W.E., Edwards, D.P., 2016. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? Trends Ecol. Evol. 31, 67–80. https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005.
- Souza, C.M., Shimbo, J.Z., Rosa, M.R., Parente, L.L., Alencar, A.A., Rudorff, B.F.T., Hasenack, H., Matsumoto, M., Ferreira, L.G., Souza-Filho, P.W.M., Oliveira, S.W., Rocha, W.F., Fonseca, A. V., Marques, C.B., Diniz, C.G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa,

E.R., Vélez-Martin, E., Weber, E.J., Lenti, F.E.B., Paternost, F.F., Pareyn, F.G.C., Siqueira, J. V., Viera, J.L., Neto, L.C.F., Saraiva, M.M., Sales, M.H., Salgado, M.P.G., Vasconcelos, R., Galano, S., Mesquita, V. V., Azevedo, T., 2020. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. Remote Sens. 12, 2735. https://doi.org/10.3390/RS12172735.

- Storch, D., Keil, P., Jetz, W., 2012. Universal species–area and endemics–area relationships at continental scales. Nature 488, 78–81. https://doi.org/10.1038/nature11226.
- Sutherland, W.J., Freckleton, R.P., Godfray, H.C.J., Beissinger, S.R., Benton, T., Cameron, D.D., Carmel, Y., Coomes, D.A., Coulson, T., Emmerson, M.C., Hails, R.S., Hays, G.C., Hodgson, D.J., Hutchings, M.J., Johnson, D., Jones, J.P.G., Keeling, M.J., Kokko, H., Kunin, W.E., Lambin, X., Lewis, O.T., Malhi, Y., Mieszkowska, N., Milner-Gulland, E.J., Norris, K., Phillimore, A.B., Purves, D.W., Reid, J.M., Reuman, D.C., Thompson, K., Travis, J.M.J., Turnbull, L.A., Wardle, D.A., Wiegand, T., 2013. Identification of 100 fundamental ecological questions. J. Ecol. 101, 58–67. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12025.
- Terborgh, J., Lopez, L., Nuñez, P., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G.H., Lambert, T.D., Balbas, L., 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. Science 294, 1923–1926. https://doi.org/10.1126/science.1064397.
- Varzinczak, L.H., Moura, M.O., Lima, C.S., Passos, F.C., 2019. How do bat, rodent, and marsupial communities respond to spatial and environmental gradients? Insights from a deconstruction of mammal beta diversity from the Atlantic Forest of South America. Oecologia 189, 851–861. https://doi.org/10.1007/s00442-018-4288-y
- Vásquez-Grandón, A., Donoso, P., Gerding, V., 2018. Forest degradation: when is a forest degraded? Forests 9, 726. https://doi.org/10.3390/f9110726.
- Vellend, M., 2010. Conceptual synthesis in community ecology. Q. Rev. Biol. 85, 183–206. https://doi.org/10.1086/652373.
- Veloso, H.P., Rangel-Filho, A.L.R., Lima, J.C.A., 1991. Classificação da Vegetação Brasileira, Adaptada a um Sistema Universal. IBGE, Rio de Janeiro.
- Vieira, M.V., Cunha, A.A., 2008. Scaling body mass and use of space in three species of marsupials in the Atlantic Forest of Brazil. Austral Ecol. 33, 872–879. https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2008.01858.x.
- Wang, Y., Bao, Y., Yu, M., Xu, G., Ding, P., 2010. Nestedness for different reasons: The distributions of birds, lizards and small mammals on islands of an inundated lake. Divers. Distrib. 16, 862–873. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00682.x.
- Wennekes, P.L., Rosindell, J., Etienne, R.S., 2012. The neutral-niche debate: A philosophical perspective. Acta Biotheor. 60, 257–271. https://doi.org/10.1007/s10441-012-9144-6.
- Werner, U., Buszko, J., 2005. Detecting biodiversity hotspots using species–area and endemics–area relationships: the case of butterflies. Biodivers. Conserv. 14, 1977–1988. https://doi.org/10.1007/s10531-004-2526-6.
- Wiens, J.J., Pyron, R.A., Moen, D.S., 2011. Phylogenetic origins of local-scale diversity patterns and the causes of Amazonian megadiversity. Ecol. Lett. 14, 643–652. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01625.x.
- Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., Rosa, C., Rivadeneira, M.M., Jetz, W., 2014. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. Ecology 95, 2027–2027. https://doi.org/10.1890/13-1917.1.

Supplementary Material

Table S1. Details of the environmental variables measured in the 10 forest fragments in which small mammals were sampled in the state of Acre, southwestern Amazonia, Brazil. MATRIX: index of matrix quality. FOREST: area of forest in matrix. FRAG: Forest fragmentation index in matrix. AREA: Fragment size in ha. SHAP: Shape index of fragment. ISO: Isolation index of fragment. TREE: Basal area of trees in cm²/m². BAMB: Bamboo density, Mean value scores of bamboo cover. PALM: Density of palms, number of palms/100 m² More detais of the variables are described in Table 1

Site	Acronym	Coordinates	Number of transects	Field excursions	MATRIX	FOREST	FRAG	AREA	SHAP	ISO	TREE	PALM	BAMB
Reserva Florestal Humaitá	RFH	-9.7588611°; -67.652777°	5	May and Nov 2015	214.5	575.2	1.797	3922	5.026	350	19.71	2.327	1.413
Fazenda Experimental Catuaba	FEC	-10.074312°; -67.612062°	5	Oct 2016 and Oct 2018	202.6	35.4	0.842	1254	3.222	1836	32.74	2.95	0.554
Escola da Floresta	ESCF	-10.002099°; -67.986101°	5	Oct 2019 and Nov 2021	205.5	53.2	3.418	418	3.174	3080	33.88	4.507	0.809
Embrapa	EMB	-10.048077°; -67.686175°	5	Nov 2021 and Jun 2022	207	155.8	2.402	1949	4.285	508	30.48	3.501	0.298
Faz. Sta. Cecília	FCEC	-9.989179°; -67.711476°	5	Nov 2021 and Jun 2022	206.6	181	3.055	1532	5.216	577	49.36	4.097	0.011
Fazenda Piracema	FPIR	-10.033275°; -67.921210°	5	Nov 2021 and Jun 2022	201.4	30.4	2.137	164	3.207	3631	44.83	5.277	0.246
APA Lago do Amapá	ALAP	-10.052050°; -67.852744°	3	Nov 2021 and Jun 2022	226.6	152.9	4.801	145	2.902	1539	22.12	4.516	0.25
Faz. São Raimundo	FRAI	-9.946545°; -67.761805°	3	Nov 2021 and Jun 2022	197.8	12.41	1.247	55	1.5	5102	23.37	8.133	0.579
Parque Zoobotânico	FPZ	-9.951687°; -67.872706°	3	May and Nov 2015	139.2	9.86	1.432	160	1.895	7255	12.02	2.972	0.333
Parque Ambiental Chico Mendes	PACM	-10.036037°; -67.791858°	3	Oct 2018 and Oct 2019	168.1	9.94	6.357	56.5	1.784	9945	17.78	2.55	0.4

Species	Body mass	Use of Strata (Paglia et al., 2012)	Trophic Level (Wilman et al., 2014)	Matrix tolerance (Santos-Filho et al., 2012)
Didelphis_marsupialis	620	scans	290	0.024
Hylaeamys_perenensis	16	terr	180	0.001*
Hylaeamys_yunganus	50.33	terr	180	0.001*
Marmosa_constantiae	82.75	arbo	290	0.001
Marmosa_rutteri	107.56	arbo	290	0.001*
Marmosops_noctivagus	26.83	scans	250	0.001
Marmosops_ocellatus	38.68	scans	250	0.001*
Mesomys_hispidus	135.92	arbo	150	0.048*
Metachirus_myosuros	213.33	terr	330	0.091
Monodelphis_emiliae	27	terr	280	0.016*
Monodelphis_glirina	62.76	terr	280	0.016*
Monodelphis_peruviana	20.71	terr	280	0.016*
Neacomys_spinosus	31.54	terr	180	0.052
Oecomys_bicolor	30.94	arbo	200	0.002
Oecomys_trinitatis	30	arbo	200	0.002*
Oligoryzomys_microtis	15.17	scans	230	0.216
Philander_canus	250.4	scans	340	1.000+
Proechimys_brevicauda	207.31	terr	130	0.005*
Proechimys_gardneri	141.54	terr	130	0.005*
Proechimys_longicaudatus	176.33	terr	130	0.005*
Proechimys_simonsi	178.97	terr	130	0.005*
Rhipidomys_leucodactylus	135.5	arbo	200	0.048

Table S2. Functional traits of the small mammals captured in 10 forest fragments in the state of Acre, southwestern Amazonia, Brazil.

*Estimated from congener species.

+Data obtained from Palmeirim et al. (2020).

- Paglia, A.P., Rylands, A.B., Herrmann, G., Aguiar, L.M.S., Chiarello, A.G., Leite, Y.L.R., Costa, L.P., Siciliano, S., 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil, 2a. ed. Conservation International, Arlington.
- Palmeirim, A.F., Santos-Filho, M., Peres, C.A., 2020. Marked decline in forest-dependent small mammals following habitat loss and fragmentation in an Amazonian deforestation frontier. PLoS One 15, 1–21. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0230209
- Santos-Filho, M., Peres, C.A., da Silva, D.J., Sanaiotti, T.M., 2012. Habitat patch and matrix effects on smallmammal persistence in Amazonian forest fragments. Biodivers Conserv 21, 1127–1147. https://doi.org/10.1007/s10531-012-0248-8
- Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., de la Rosa, C., Rivadeneira, M.M., Jetz, W., 2014. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. Ecology 95, 2027–2027. https://doi.org/10.1890/13-1917.1

CAPÍTULO III

Avanços no conhecimento da fauna de pequenos mamíferos não voadores do Acre: inventários, ampliação de distribuição de espécies para a Bacia do Purus

Paulo S. D'Andrea^a, André L. M. Botelho^{b,c*}, Charle F. Crisóstomo^d, Bernardo R. Teixeira^a, Michele M. dos Santos^a, Cibele R. Bonvicino^a

^aLaboratório de Biologia e Parasitologia de Mamíferos Reservatórios, Instituto Oswaldo Cruz, Fiocruz, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

^bInstituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre, Campus Rio Branco, Rio Branco, AC, Brasil. ^cPrograma de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia - Rede Bionorte, UFAC, Rio Branco AC, Brasil

^dInstituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre, Campus Avançado Baixada do Sol, Rio Branco, AC, Brasil.

*Autor correspondente: André L.M. Botelho e-mail: botelho.alm@gmail.com,

Resumo

Características evolutivas e estabilidade climática contribuem para a alta diversidade da Amazônia Ocidental. Todavia a região é uma das menos amostradas no bioma, devido principalmente a falta de infraestrutura local para pesquisas em biodiversidade. Apesar da alta diversidade e importância ecológica dos pequenos mamíferos, pesquisas com o grupo são ainda mais escassas na região, resultado dos complexos e caros métodos de captura que envolvem os trabalhos de campo, além das dificuldades na determinação taxonômica inerente aos pequenos mamíferos. Aqui apresentamos um compilado de levantamentos de pequenos mamíferos realizados em diferentes localidades do estado do Acre ao longo dos últimos dez anos, com algumas informações sobre o hábitat em espécies foram capturadas, com discussões sobre a distribuição geográfica das espécies. Foram amostradas em 16 localidades, 14 na Bacia do Rio Purus (principalmente no Rio Acre) que variam de fragmentos florestais urbanos de 50 ha a unidades de conservação de floresta contínua, além de duas localidades no Rio Juruá. As espécies foram capturadas com uso de armadilhas live-trap e pitfalls, num esforço de captura de mais de 18000 armadilhas.noite. Todos os animais foram identificados com uso de taxonomia integrativa, envolvendo dados morfológicos e citogenéticos. Ao todo foram capturados 747 animais (356 marsupiais e 391 roedores) de 36 espécies. As espécies mais comuns foram Marmosa (Micoureus) constantiae registrada em 12 das 16 localidades, Didelphis marsupialis, Marmosops ocellatus, Philander canus, Neacomys amoenus, e Proechimys simonsi registrados em nove localidades cada. Proechimys gardneri e Proechimys longicaudatus tem ocorrência confirmada para o Acre, com P. longicaudatus e P. gardneri ampliando suas distribuições geográfica. Outras espécies, como por exemplo, Marmosops ocellatus, Monodelphis peruviana e Neacomys spp. também tem seus limites de distribuição conhecidos na literatura confirmados e/ou ampliados pelos nossos registros. As lacunas de amostragem na Bacia do Purus, pode ajudar a explicar diversas inconsistências taxonômicas e dificuldades na delimitação da distribuição de espécies como as discutidas neste trabalho. Os 684 animais por nós coletados no alto Rio Purus entre 2013 e 2022, possivelmente vai ajudar a solucionar problemas taxonômicos de alguns gêneros, principalmente de roedores.

Palavras-chave: Roedores, Marsupiais, Amazônia Sul Ocidental, Distribuição geográfica

Introdução

O estado do Acre é dividido pelos rios Juruá e Purus, dois dos três principais afluentes do Rio Solimões, na bacia Amazônica, uma região caracterizada por elevada diversidade em diferentes grupos biológicos (Fonseca et al. 2022, Virgilio et al. 2020, de Lima et al. 2023, Tavares et al. 2023). Na Amazônia Ocidental, características evolutivas e estabilidade climática contribuem para a alta diversidade da região (Stropp et al. 2009). Apesar de avanços nos últimos anos, o conhecimento da biodiversidade na Amazônia ainda é limitado (Oliveira et al. 2017). A região sofre com a falta de infraestrutura para pesquisa em biodiversidade como um todo, baixo números de instituições de pesquisas, pesquisadores e dificuldades logísticas impostas pela geografia do bioma (Carvalho et al. 2023, Oliveira et al. 2016), o que torna inventários biológicos mais caros e escassos quando comparada a outros biomas brasileiros

Nesse contexto, pesquisas com pequenos mamíferos são ainda mais difíceis de serem executadas na região, o grupo é um dos vertebrados mais onerosos de se amostrar e sua taxonomia demanda profissionais com muita experiência (Gardner et al. 2008). Isso ocorre, pois, a maioria das espécies têm congêneres morfologicamente similares, exigindo o uso de taxonomia integrativa para maior precisão na determinação das espécies (Bonvicino et al. 2022, Dalapicolla et al. 2024).

Tais dificuldades, torna os pequenos mamíferos um dos vertebrados menos amostrados na Amazônia (Botelho et al. 2024, Palmeirim et al. 2018, Santos-Filho et al. 2012, Rodrigues et al. 2020, Lambert et al. 2006), o que é preocupante dada a importância ecológica do grupo. Nas florestas neotropicais, pequenos mamíferos não voadores (marsupiais e roedores) ocupam posição central nas teias alimentares, desempenhando importantes papéis ecológicos como predadores e dispersores de sementes (DeMattia et al. 2004, Galetti et al. 2015, Terborgh et al. 2001), consumidores de artrópodes (Pinotti et al. 2011) e como fonte alimentar de predadores (Emmons & Feer 1997, Bernarde & Abe 2010), além de serem importantes reservatórios de agentes com potencial zoonótico (Medeiros et al. 2020, Fernandes et al. 2018, Andreazzi et al. 2023).

A Amazônia brasileira é o bioma de maior diversidade de mamíferos (Patton et al. 2015; Voss & Emmons 1996), a região registra quase 60% das 785 espécies do Brasil, por sua vez a Mata Atlântica possui apenas 42% do total de espécies (Abreu et al. 2024), mesmo sendo um bioma historicamente mais amostrado que a Amazônia. Pequenos

mamíferos não-voadores (Didelphidae, Cricetidae e Echimyidae) representam aproximadamente 37% o total de espécies de mamíferos brasileiros (Abreu et al. 2024). O grupo além de elevada riqueza de espécies possui grande diversidade funcional, podem ser encontradas espécies arborícolas, escansoriais, terrestres e de ambientes aquáticos, além dos mais diversificados hábitos alimentares tais como: espécies carnívoras, insetívoras, frugívoras e muitas outras onívoras. No Acre, estudos com pequenos mamíferos são escassos. O maior levantamento realizado no estado até então remonta da década de 90, quando Patton et al. (2000) em levantamento ao longo de todo o Rio Juruá, capturam 443 indivíduos de 26 espécies em quatro localidades nas cabeceiras do Rio Juruá nos municípios de Marechal Taumaturgo e Porto Walter. A partir de 2013 a região leste do estado passou a ser foco de sistêmicos levantamentos de pequenos mamíferos com foco em biodiversidade e saúde (Crisóstomo 2018, Fernandes et al. 2018, Medeiros et al. 2020), bem como, ecologia e conservação das espécies na bacia do Rio Acre (Botelho et al. 2024, 2025). Neste artigo, iremos apresentar um compilado de informações oriundas de inventários de pequenos mamíferos conduzidos pelo Laboratório de Biologia e Parasitologia de Mamíferos Silvestres Reservatórios – LBPMR entre 2013 e 2022 no estado do Acre. Os levantamentos estão concentrados em localidades na Bacia do Rio Purus, principalmente o Rio Acre, além de duas localidades na Bacia do Rio Juruá. A seguir serão apresentadas listas de espécies destas localidades, algumas nunca publicadas, além de confirmações de ocorrência e ampliação da distribuição de alguns táxons.

Material e métodos

Área de estudo

Nossos registros correspondem a dados de 16 localidades da Amazônia Sul Ocidental duas na bacia do Alto Juruá e 14 bacia do Alto Purus, no estado do Acre (Figura 1, Tabela S1). As amostragens no Purus ocorreram especificamente em 13 localidades na bacia do Rio Acre e uma na bacia do Rio Chandless. Registros das localidades Colônia Buriti e Ramal Prof. Lucila são oriundos de doação de coletas do Instituto Evandro Chagas. As localidades da bacia do Rio Acre são em sua maioria fragmentos florestais de diferentes tamanhos, inseridos em matriz urbana e rural nos municípios de Rio Branco, Senador Guiomard e Porto Acre (Botelho et al. 2025). A região é dominada por diferentes fitofisionomias que compõem a Bacia Amazônica, com destaque para: floresta aberta com palmeiras, floresta aberta com bambu caracterizada por uma baixa densidade de madeira e o sub-bosque dominado por indivíduos do gênero *Guadua* e por poucas manchas de floresta densa. No Parque Estadual Chandless as amostragens ocorreram em áreas de floresta aberta com palmeiras e floresta aberta com bambu.



Figura 1. Dezesseis localidades com amostragens de pequenos mamíferos na Amazônia Sul Ocidental (estado do Acre) realizadas entre os anos de 2013 e 2022. 1. Parque Ambiental Chico Mendes -PACM; 2. Floresta Parque Zoobotânico - FPZ; 3. Fazenda São Raimundo – FRAI; 4. APA Lago do Amapá - ALAP; 5. Fazenda Piracema - FPIR; 6. Fazenda Experimental Catuaba - FEC; 7. Embrapa - EMB; 8. Fazenda Sta. Cecília - FCEC; 9. Reserva Florestal Humaitá - RFH; 10. Escola da Floresta - ESCF; 11. Colônia Santa Lúcia - LU; 12. Seringal Cachoeira - SEC; 13. Colônia Buriti - CBU; 14. Parque Estadual Chandless - PEC; 15. Vila Triunfo - VT; 16. Nova Cintra - NC.

O clima da região é tropical chuvoso (tipo Am, segundo classificação de Köpen), com precipitação média anual de 2160 mm, com uma variação mensal de 28 mm a 299 mm (Duarte 2020). Há duas estações bem definidas: período de chuvas, de novembro a março, e período de seca, de maio a setembro, sendo os meses de abril e outubro considerados de transição.

Captura de pequenos mamíferos

A captura de pequenos mamíferos na maioria das localidades ocorreu com uso de live-traps e pitfalls. As armadilhas foram instaladas de maneira alternada e estratificada ao longo de transectos de 225 m, conforme descrito em Botelho et al. (2024). As localidades de Nova Cintra e Vila Triunfo na bacia do Rio Juruá foram coletados apenas com o uso de live-traps, sem utilização de pitfalls. Os animais capturados foram

transportados para um laboratório de campo base, onde foram anestesiados e eutanasiados segundo os procedimentos éticos e de biossegurança reportados em Lemos & D'Andrea (2014).

Todos os procedimentos com uso dos animais durante as expedições foram realizados sob responsabilidade dos membros da equipe do Laboratório de Biologia e Parasitologia de Mamíferos Silvestres Reservatórios do Instituto Oswaldo Cruz (IOC/Fiocruz), os quais são treinados para observar os protocolos de biossegurança, no manuseio de animais silvestres preconizados pela Comissão de Biossegurança do Instituto Oswaldo Cruz, incluindo treinamento para a utilização de equipamentos de proteção individual e de proteção respiratória (EPIs Nível 3). As coletas realizadas foram de acordo com licença de captura para todo o território nacional (SISBIO, licença número 13373-1) e todos os procedimentos realizados neste projeto de pesquisa foram submetidos e aprovados pela Comissão de Ética em Uso de Animais CEUA-IOC/FIOCRUZ sob o número L-036/2018.

Identificação taxonômica

Os animais coletados foram identificados por meio da análise integrada de morfologia externa e cranial, análise citogenética (cariótipo) e molecular (sequenciamento do citocromo b) (Bonvicino et al., 2005; Gonçalves & Oliveira, 2014). Os espécimes coletados foram depositados na COLMASTO, a coleção mastozoológica localizada no Laboratório de Biologia e Parasitologia de Mamíferos Reservatórios Silvestres, Instituto Oswaldo Cruz (LBPMR), Rio de Janeiro, Brasil. A distribuição geográfica e taxonomia de mamíferos tem passado por mudanças nos recentes anos, assim como linha de corte adotamos como base a lista da Sociedade Brasileira de Mastozoologia – SBMZ (Abreu et al. 2024) para discussão da ocorrência das espécies no estado do Acre e Brasil e a distribuição geográfica na América do Sul apresentada nos mapas foi extraída de Map of Life (https://mol.org/) as quais são baseadas em Burgin et al. (2020).

Resultados e Discussão

Ao longo das 14 localidades amostradas, com um esforço total de captura de cerca de 18.000 armadilhas-noite, com um total de 747 capturas (356 marsupiais e 391 roedores), registramos 36 espécies de pequenos mamíferos não voadores. Os marsupiais mais abundantes foram: *Marmosa (Micoureus) constantiae* com 81 capturas, *Philander canus* com 50, *Marmosa (Micoureus) rutteri* com 43. Entre os roedores os mais abundantes foram: *Proechimys gardneri* com 113 animais capturados, seguido por *Proechimys simonsi* com 51 e *Neacomys amoenus* com 38 capturas. As espécies registradas no maior número de localidades foram *Marmosa constantiae* em 12 das 16 localidades, enquanto *Didelphis marsupialis, Marmosops ocellatus, Philander canus, Neacomys amoenus, e Proechimys simonsi* registrados em nove localidades cada (Tabela 1).

As 36 espécies de pequenos mamíferos amostradas, representam 81% das 44 espécies previstas para o estado do Acre na lista de mamíferos do Brasil de Abreu et al. (2024). Divergências taxonômicas, ampliação de distribuição geográfica de espécies e informações sobre o hábitat de captura serão discutidas por gêneros a seguir.

Proechimys

Foram registradas seis espécies do gênero no Acre, sendo quatro nas localidades da bacia Purus: *P. gardneri, P. longicaudatus, P. simonsi* e *P. brevicauda* e quatro na bacia do Juruá: *P. cuvieri* e *P. steerei* e também *P. simonsi* e *P. brevicauda*.

Os registros de *P. longicaudatus* são os primeiros para o estado do Acre e ampliam a distribuição da espécie até os rios Acre e Chandless na Bacia do Purus (Tabela 1 e Figura 2), a espécie tinha ocorrência registrada até o sul do estado de Rondônia por Patton et al. (2015) e norte da Bolívia por Dalapicolla et al. (2024). Os quatro espécimes aqui registrados foram capturados em áreas contínuas e grandes fragmentos florestais PEC e FCEC, mas também ocorreram dois registros em fragmentos antropizados como ALAP e FRAI (Tabela 1) (Botelho et al. 2025). A vegetação predominante nos locais de captura da espécie foi floresta aberta com uma variação de maior ou menor densidade de bambu.

Proechimys gardneri não tinha registro confirmado para o estado do Acre (Abreu et al. 2024), sua distribuição incluía apenas para uma pequena porção a leste do estado no município de Acrelândia (Patton et al. 2015) e ainda mais restrita ao sudoesto do estado do Amazonas na revisão de Dalapicolla et al. (2024). Ainda assim, *P. gardneri* foi muito comum nas localidades dos municípios de Rio Branco e Xapuri na Bacia do Rio Acre (Figura 2) (Botelho et al. 2025). *Proechimys* talvez seja o roedor mais comum na Amazônia, com muitas espécies ocorrendo em simpatria (Patton et al. 2000), o que dificulta ainda mais sua taxonomia, como por exemplo na localidade Fazenda Santa Cecília, onde foram registradas quatro espécies ocorrendo em simpatria, além de RFH, RO e EMB com três espécies cada (Figura 2 a 4). Recentemente, Dalapicolla et al. (2024) revisaram a taxonomia do gênero com dados moleculares e morfológicos de amostras de toda a Amazônia, os autores sugerem a existência de 25 espécies para *Proechimys*,

apontando a necessidade de revisão taxonômica de várias espécies. A ausência de dados sobre *Proechimys* da bacia do Rio Purus na Amazônia, provavelmente explica a quantidade elevada de novos registros para o gênero e ampliação de distribuição de *P. longicaudatus* aqui apresentadas. Por exemplo, a revisão do gênero realizada de Dalapicolla et al. (2024) conta com dados moleculares de 177 espécimes distribuídos em toda a Amazônia, porém nenhum destes exemplares foram oriundos da bacia do Purus, rio este que é um dos três principais tributários do Rio Solimões.

Mesomys

Mesomys hispidus é um equimídeo arborícola com ampla distribuição na Amazônia (Dias de Oliveira et al. 2023, Patton et al. 2015). Apesar de não constar na lista de espécies para o Acre de Abreu et al. (2024), *M. hispidus* tem registro confirmado para o Acre por Patton et al. (2000). Nós capturamos 22 indivíduos em cinco localidades, todas com mais de 1200 ha, na bacia do Rio Acre (Tabela 1 e Figura 5) (Botelho et al. 2025). Na literatura, a espécie foi registrada em diferentes fitofisionomias de florestas de terra firme (Patton et al. 2015), nossas capturas de *M. hispidus* ocorreram em sua maioria em florestas densa, e uma minoria em florestas abertas com bambu.

Dactylomys

Dactylomys boliviensis, popularmente chamado de rato coró, é uma espécie relativamente comum no Acre, reconhecido por sua vocalização típica em diferentes florestas do estado, porém nunca capturado em armadilhas (Botelho et al. 2024). Nós capturamos dois espécimes com o uso de armas de fogo no Seringal Cachoeira. A distribuição da espécie não inclui a bacia do Rio Acre (Burgin et al. 2020), onde foi registrada por nós (Figura 5), e sua presença é comumente registrada em áreas de floresta por meio de sua vocalização típica.

Tabela 1 Pequenos mamíferos amostrados em 16 localidades nas Bacias do Juruá e Purus nos municípios do Acre: Xapurí (XA), Rio Branco (RB), Senador Guiomard (SG), Porto Acre (PA), Manoel Urbano (MU), Brasiléia (BA), Marechal Thaumaturgo (MT), Rodrigues Alves (RA). Localidades: Seringal Cachoeira - SEC, Escola da Floresta - ESCF, Parque Ambiental Chico Mendes – PACM, Fazenda Piracema – FPIR, Fazenda São Raimundo – FRAI, APA Lago do Amapá – ALAP, EMBRAPA – EMB, Parque Zoobotânico – FPZ, Fragmento Santa Cecília – FCEC, Fazenda Experimental Catuaba – FEC, Reserva Florestal Humaitá – RFH, Ramal Prof. Lucila - LU, Colônia Buriti - CBU, Vila Triunfo - VT, Nova Cintra - NC.

Bacia	PURUS										JURUÁ					
Município	XA				R	B				SG	PA	4	MU	BA	MT	RA
Localidade	SEC	ESCF	PACM	FPIR	FRAI	ALAP	EMB	FPZ	FCEC	FEC	RFH	LU	PEC	CBU	VT	NC
TÁXON																
Didelphimorphia																
DIDELPHIDAE																
Caluromys lanatus	Х	Х														
Didelphis marsupialis	Х	Х	Х	Х						Х	Х		Х		Х	Х
Marmosa (Micoureus) constantiae	Х	Х		Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х		Х		Х	
Marmosa (Micoureus) rutteri	Х							Х		Х	Х		Х			
Marmosops ocellatus	Х	Х				Х	Х	Х	Х	Х	Х		Х			
Marmosops bishopi	Х									Х	Х					
Marmosops caucae															Х	
Marmosops noctivagus							Х			Х			Х			
Metachirus myosuros		Х									Х				Х	Х
Monodelphis emiliae	Х						Х				Х					
Monodelphis glirina	Х	Х					Х		Х	Х	Х					
Monodelphis peruviana		Х			Х		Х	Х			Х					
Philander canus		Х	Х	Х		Х			Х	Х	Х		Х			Х
Philander mcilhennyi											Х					
Philander pebas															Х	
Rodentia																
CRICETIDAE																

Euryoryzomys macconnelli	Х														
Euryoryzomys nitidus												Х			
Hylaeamys perenensis	Х	Х										Х		Х	
Hylaeamys yunganus	Х									Х			Х	Х	
Neacomys musseri	Х											Х			
Neacomys amoenus	Х	Х	Х		Х		Х		Х	Х		Х	Х		
Nectomys apicalis										Х					
Oecomys gr. bicolor		Х					Х	Х	Х	Х		Х		Х	
Oecomys sp.n.	Х														
Oecomys trinitatis									Х						
Oligoryzomys microtis		Х		Х			Х		Х	Х	Х				
Rhipidomys gardneri												Х			
Rhipidomys leucodactylus									Х	Х					
ECHIMYIDAE															
Dactylomys boliviensis	Х														
Mesomys hispidus				Х		Х		Х	Х	Х					
Proechimys brevicauda					Х	Х		Х	Х	Х	Х			Х	
Proechimys cuvieri															Х
Proechimys gardneri	Х					Х		Х	Х	Х	Х		Х		
Proechimys longicaudatus				Х	Х			Х				Х			
Proechimys simonsi	Х		Х	Х		Х	Х	Х		Х	Х				Х
Proechimys steerei														Х	



Figura 2. Distribuição geográfica e pontos de registro de *Proechimys gardneri* e *Proechimys longicaudatus*. Círculos indicam registros de *P. gardneri*, triângulo registros de *P. longicaudatus* e losango simpatria. Polígonos de distribuição das espécies segue Burgin et al. (2020).



Figura 3. Distribuição geográfica e pontos de registro de *Proechimys steerei* e *Proechimys simonsi*. Círculos indicam localidades de registro de *P. simonsi*, triângulo registro de *P. steerei*. Polígonos de distribuição das espécies segue Burgin et al. (2020).



Figura 4. Distribuição geográfica e pontos de registro de *Proechimys cuvieri* e *Proechimys brevicauda*. Círculos indicam localidades de registro de *P. brevicauda*, triângulo registro de *P. cuvieri*. Polígonos de distribuição das espécies segue Burgin et al. (2020).



Figura 5. Distribuição geográfica e pontos de registro de *Mesomys hispidus* e *Dactylomys boliviensis* Círculos indicam localidades de registro de *M. hispidus*, triângulo registro de *D. boliviensis*. Polígonos de distribuição das espécies segue Burgin et al. (2020).

Rhipidomys

O gênero foi pouco abundante em nossas amostragens, com apenas cinco capturas ao todo, sendo quatro de *R. leucodactylus* e uma de *R. gardneri. Rhipidomys leucodactylus* tem ampla distribuição na Amazônia, porém a região do Acre ainda não possuía registro da espécie (Patton et al. 2015, Abreu et al. 2024). Nossos registros confirmam a distribuição de *R. leucodactylus* nos fragmentos florestais RFH e FEC, ambos de mais de 1200 ha na bacia do Rio Acre (Botelho et al. 2024, Lanes et al. 2024). Estas capturas ocorreram em áreas de floresta densa e em floresta aberta com bambu. O congênere *R. gardneri*, com uma distribuição bem mais restrita (Patton et al. 2015) (Figura 6), teve sua distribuição ampliada para o município de Manoel Urbano na região do Alto Purus por Lanes et al. (2024), onde um indivíduo foi capturado no Parque Estadual Chandless, em área de floresta aberta com bambu. Anteriormente, *R. gardneri* havia sido registrado apenas para o alto Juruá no Acre (Patton et al. 2000).



Figura 6. Distribuição geográfica e localidades de registro de *Rhipidomys gardneri* e *Rhipidomys leucodactylus*. Círculos indicam localidades de registro de *R. leucodactylus*, triângulo registro de *R. gardneri*. Polígonos de distribuição das espécies segue Burgin et al. (2020).

Hylaeamys

Obtivemos um total de 33 espécimes capturados para o gênero, sendo 24 de *H. perenensis* e 9 de *H. yunganus*. A maioria dos registros ocorreram na região da bacia do Rio Juruá e no Parque Estadual Chandless. As espécies ocorreram em simpatria em

apenas duas das seis localidades em que o gênero foi registrado (Figura 7). Nenhum indivíduo foi capturado em fragmentos menores que 300 ha (Botelho et al. 2025). As cinco capturas de *H. yunganus* na RFH e SEC ocorreram em trilhas de floresta densa, sem bambu, enquanto uma captura de *H. perenensis* na ESCF ocorreu em área de floresta aberta com bambu.



Figura 7. Distribuição geográfica e pontos de registro de *Hylaeamys perenensis* e *Hylaeamys yunganus*. Círculos indicam localidades de registro de *H. yunganus*, triângulos registro de *H. perenensis*, losango simpatria. Para maiores detalhes das localidades ver Tabela 1. Polígonos de distribuição das espécies segue Burgin et al. (2020).

Euryoryzomys

Euryoryzomys macconnelli e *Euryoryzomys nitidus* tem distribuição ampla na Amazônia (Figura 8), todavia foram raros em nossas amostragens, com apenas uma captura para cada espécie, ambas em floresta contínua, em área de floresta aberta com palmeira. No alto Juruá, Patton et al. (2000), registram apenas três indivíduos de *Euryoryzomys nitidus* nas quatro localidades amostradas no Acre. Malcolm (1991) também reporta *E. macconnelli* como espécie rara, restrita a áreas contínuas. Nas ilhas de Balbina, a maioria dos registros da espécie também se concentrou em áreas contínuas ou ilhas grandes (> 1400 ha), apesar de dois registros em ilhas menores que 100 ha (Palmeirim et al. 2018).



Figura 8. Distribuição geográfica e pontos de registro de *Euryoryzomys macconnelli* e *Euryoryzomys nitidus*. Círculo indica localidade de registro de *E. macconnelli*, triângulo registro de *E nitidus*. Polígonos de distribuição das espécies segue Burgin et al. (2020).

Oecomys

Capturarmos 29 indivíduos do gênero, 27 *Oecomys* gr. *bicolor*, um *O. trinitatis* e um *Oecomys* sp.n. Os indivíduos de *Oecomys* do grupo *bicolor* foram capturados em diferentes tipologias vegetais em áreas contínuas ou fragmentos florestais maiores de 1000 ha, exceto uma captura na ESCF (418 ha) (Figura 9), o que demonstra que a espécie pode requerer hábitats mais conservados, independente da tipologia vegetal.

Oecomys sp.n foi capturado em armadilha tipo Sherman instalada no sub-bosque no Seringal Cachoeira em uma área de floresta densa. A espécie se distingue dos demais congêneres pelo cariótipo. *Oecomys trinitatis*, em nossas amostragens foi capturado em área de floresta aberta com bambu e palmeira.



Figura 9. Distribuição geográfica e pontos de registro de *Oecomys* spp. Triângulos indicam localidades de registro de *O. bicolor*, losango simpatria entre *O. bicolor* e *O. trinitatis* cruz indica localidade de registro de *Oecomys* sp.n. Polígonos de distribuição das espécies segue Burgin et al. (2020).

Oligoryzomys

Oligorzomys microtis teve 29 capturas em fragmentos florestais pequenos e grandes, em diferentes tipologias vegetais, com a maioria das capturas ocorrendo em armadilhas do tipo pitfall. As capturas em fragmentos pequenos e diferentes tipos de vegetação confirmam as evidências prévias de que *O. microtis* é uma espécie tolerante há hábitats abertos na Amazônia (Santos-Filho et al. 2012, Patton et al. 2015).

Nectomys

Nectomys apicalis teve apenas um registro em nossas amostragens, coletado na RFH em área de floresta aberta com bambu, capturado com armadilha pitfall. Patton et al. (2000) relatam que a espécie esteve associada a proximidades de igarapés, o que não aconteceu com nosso registro único. A distribuição geográfica de *N. apicalis* (Burgin et al. 2020) (Figura 10) aponta que o nosso registro amplia a distribuição geográfica da espécie para leste, até o Rio Acre.



Figura 10. Distribuição geográfica e pontos de registro de *Nectomys apicalis* e *Oligoryzomys microtis*. Círculos indicam localidades de registro de *O. microtis*, losango simpatria. Para maiores detalhes das localidades ver Tabela 1. Polígonos de distribuição das espécies segue Burgin et al. (2020).

Neacomys

Neacomys foi revisado por Hurtado & Pacheco (2017), que identificaram *N. amoenus* e *N. musseri* como as espécies que ocorrem no Acre. *Neacomys amoenus* foi abundante nas amostragens com um total de 38 capturas, distribuídas em fragmentos grandes e pequenos, porém ausente em fragmentos inseridos em matriz urbana (Botelho et al. 2025), sem associação a uma tipologia vegetal específica. A outra espécie coletada no Acre, *Neacomys musseri*, foi menos abundante com apenas cinco capturas, ocorrendo apenas em áreas de floresta contínua, como SEC e PEC (Figura 11).

A distribuição ilustrada por Wilson et al. (2017) mostra *Neacomys amoenus* com populações com distribuição descontínua: uma distribuição abrangendo os estados do Mato Grosso e parte de Rondônia, e outra distribuição para o oeste do Acre e Peru (Figura 11). Dessa forma, nossos registros da espécie na Bacia do Rio Acre e os de Abreu-Júnior et al. (2016) unificam sua distribuição geográfica desde o oeste do Peru até o estado do Mato Grosso (Figura 11). *Neacomys musseri* tinha distribuição apenas na bacia do Juruá no Acre (Hurtado & Pacheco 2017), nossos registros e os de Abreu-Júnior et al. (2016)



Figura 11. Distribuição geográfica e pontos de registro de *Neacomys musseri* e *Neacomys amoenus*. Círculos indicam localidades de registro de *N. amoenus*, losangos simpatria. Para maiores detalhes das localidades ver Tabela 1. Polígonos de distribuição das espécies segue Burgin et al. (2020).

Marmosops

O gênero foi o mais especioso ao lado de *Proechimys* durante todos os trabalhos no Acre, com *M. ocellatus* a espécie mais comum e abundante com 41 capturas, enquanto *M. caucae* teve apenas duas capturas na Vila Triunfo, no Alto Juruá. *Marmosops ocellatus* foi uma das espécies mais comuns entre as localidades amostradas, com capturas em nove localidades do Purus, principalmente fragmentos grandes e áreas de floresta contínua (Botelho et al. 2025). *Marmosops ocellatus* tem sua presença no Brasil discutida por Díaz-Nieto et al. (2016), onde os espécimes do Acre, registrados por Patton et al. (2000) no Rio Juruá, fariam parte de uma nova linhagem chamada de "Juruá", sem espécie formalmente descrita. De fato, a lista anual da Sociedade Brasileira de Mastozoologia Abreu et al. (2024) passa a considerar nossos registros de *M. ocellatus* como um táxon de ocorrência no Brasil, sob a ressalva que estes dados, conforme análise molecular de Bonvicino et al. (2022), se enquadram na linhagem "Juruá" de Díaz-Nieto et al. (2016). Assim, ao considerarmos nossos registros como *Marmosops ocellatus*, a distribuição geográfica da espécie aumenta consideravelmente (Figura 12).



Figura 12. Distribuição geográfica e pontos de registro de *Marmosops caucae* e *Marmosops ocellatus*. Círculos indicam localidades de registro de *M. caucae*, triângulos registro de *M. ocellatus*. Para maiores detalhes das localidades ver Tabela 1. Polígonos de distribuição das espécies segue Burgin et al. (2020).



Figura 13. Distribuição geográfica e pontos de registro de *Marmosops noctivagus* e *Marmosops bishopi*. Círculos indicam localidades de registro de *M. bishopi*, triângulos registro de *M. noctivagus*, losango simpatria. Polígonos de distribuição das espécies segue Burgin et al. (2020).

Marmosops noctivagus e *M. bishopi*, foram registrados em áreas de floresta aberta com bambu e florestas mistas em três localidades (Figura 13) com fragmentos maiores que 1200 ha e uma área contínua.

Didelphis

Didelphis marsupialis é amplamente distribuído pela Amazônia (Figura 14), em nossas 17 capturas a espécie esteve presente em áreas conservadas e também em áreas antropizadas.

Philander

Philander canus tem distribuição descontínua (Burgin et al. 2020) (Figura 14), porém sua presença na bacia do Rio Acre foi confirmada (Bonvicino et al. 2022). Os 50 indivíduos de *P. canus* foram capturados em áreas com diferentes graus de conservação, a espécie foi dominante nos fragmentos florestais pequenos e de matriz urbana (Botelho et al. 2025). *Philander mcilhennyi* também teve sua distribuição ampliada para o Rio Acre (Figura 15), graças a três indivíduos capturados na RFH, conforme apresentado por Bonvicino et al. (2022). Na RFH a espécie foi capturada em floresta densa e em floresta aberta com bambu

Por fim, obtivemos uma captura de *P. pebas*, na Vila Triunfo, localidade próxima ao registro da espécie confirmado por Voss et al. (2018), oriundo da amostragem de Patton et al. (2000) na Fazenda Santa Fé às margens do Rio Juruá. A ausência de *P. pebas* nas áreas por nos amostradas no Purus, indica que a espécie possa ter sua distribuição no estado do Acre restrita à bacia Juruá, como sugerido por Burgin et al. (2020) (Figura 15).

Monodelphis

A espécie mais abundante do gênero foi *Monodelphis glirina*, com 38 capturas em seis localidades distintas, todas com mais de 300 ha de floresta. *Monodelphis peruviana* teve 12 capturas, quatro destas em fragmentos florestais pequenos de matriz de baixa qualidade (Botelho et al. 2025). *Monodelphis peruviana* tem distribuição restrita há uma pequena faixa no Peru ao oeste do Acre (Burgin et al. 2020) (Figura 16), no entanto, em Bonvicino et al. (2022) confirmamos a presença da espécie na região (Bonvicino et al. 2022; Tabela 1). *Monodelphis emiliae* foi capturada seis vezes, apenas em área de fragmentos florestais maiores que 2000 ha e floresta contínua, em tipologias de floresta aberta com bambu e em floresta densa.



Figura 14. Distribuição geográfica e pontos de registro de *Didelphis marsupialis* e *Philander canus*. Círculos indicam registro de *D. marsupialis*, triângulos de *P. canus* e losangos indicam localidades de registros em simpatria. Para maiores detalhes das localidades ver Tabela 1



Figura 15. Distribuição geográfica e pontos de registro de *Philander mcilhennyi* e *Philander pebas*. Círculo indica localidade de registro de *P. pebas*, triângulo registro de *P. mcilhennyi*.



Figura 16. Distribuição geográfica e pontos de registro de *Monodelphis peruviana* e *Monodelphis glirina*. Círculos indicam localidades de registro de *M. glirina*, triângulos registro de *M. peruviana*, losango simpatria. Para maiores detalhes das localidades ver Tabela 1. Polígonos de distribuição das espécies segue Burgin et al. (2020).



Figura 17. Distribuição geográfica e pontos de registro de *Monodelphis emiliae*. Círculos indicam localidades de registro. Polígonos de distribuição das espécies segue Burgin et al. (2020).

Marmosa

Marmosa constantiae e *M. rutteri* foram os marsupiais mais comuns com 83 e 43 indivíduos capturados, respectivamente. *M. constantiae* esteve presente em quase todas as áreas amostradas (Tabela 1), enquanto *M. rutteri* ocorreu apenas em quatro localidades, todas com mais de 1200 ha de floresta. A maioria das capturas do gênero ocorreu em armadilhas de dossel (Botelho et al. 2024), em trilhas de variadas tipologias vegetais. A distribuição geográfica de *M. rutteri* coloca a espécie apenas até as cabeceiras do Rio Purus (Burgin et al. 2020), enquanto nossos registros confirmam a presença da espécie em diferentes localidades a leste, na bacia do Rio Acre (Figura 18).



Figura 18. Distribuição geográfica e pontos de registro de *Marmosa constantiae* e *Marmosa rutteri*. Círculos indicam localidades de registro de *Marmosa constantiae*, losangos indicam localidades de simpatria. Para maiores detalhes das localidades ver Tabela 1. Polígonos de distribuição das espécies segue Burgin et al. (2020).

Caluromys

Caluromys lanatus tem distribuição ampla na América do Sul (Figura 19), foi raro nas amostragens com armadilhas, com apenas uma captura em trilha de floresta aberta com palmeira no Seringal Cachoeira. Nosso outro registro da espécie ocorreu por meio de captura ativa após o animal ser avistado na ESCF em uma árvore frutífera ao lado da secretaria da escola. Outros registros no estado foram feitos no Alto Juruá (Patton et al. 2000). Apesar da escassez de registros, há registro de um animal atropelado e um predado nas proximidades da cidade de Rio Branco (iNaturalist 2025).

Metachirus

Metachirus myosuros também tem ampla distribuição na América do Sul (Figura 19). Em nossas quatro capturas, a espécie foi encontrada em áreas de floresta aberta com bambu e floresta aberta com palmeira, em áreas maiores com mais de 350 ha de floresta (Botelho et al. 2025).



Figura 19. Distribuição geográfica e pontos de registro de *Caluromys lanatus* e *Metachirus myosuros*. Círculos indicam localidades de registro de *Metachirus myosuros*, triângulo de *Caluromys lanatus* e losango indica localidade de simpatria. Para maiores detalhes das localidades ver Tabela 1.

Considerações finais

O número de espécies de pequenos mamíferos não voadores (Echimydae, Cricetidae e Didelphidae) citados para o Acre por Abreu et al. (2024) foi subestimado, com a adição dos nossos registros de *Mesomys hispidus, Proechimys gardneri e Proechimys longicaudatus* à essa lista, o Acre chega a 48 espécies de pequenos mamíferos. Isso evidenciando a ausência de informações biológicas de pequenos mamíferos principalmente na região leste do estado. A existência destas lacunas de amostragem na bacia do Purus, um dos três principais tributários do Rio Solimões, pode ajudar a explicar diversas inconsistências taxonômicas e dificuldades na delimitação da distribuição de espécies, conforme discutido neste trabalho. Nesse sentido, os 684 animais por nós coletados na bacia do Purus entre 2013 e 2022, pode ajudar a solucionar problemas taxonômicos de alguns gêneros, principalmente de roedores.

Referências Bibliográficas

- ABREU, E.F., CASALI, D., COSTA-ARAÚJO, R., GARBINO, G.S.T., LIBARDI, G.S., LORETTO, D., LOSS, A.C., MARMONTEL, M., MORAS, L.M., NASCIMENTO, M.C., OLIVEIRA, M.L., PAVAN, S.L. & TIRELLI, F.P. 2024. Lista de Mamíferos do Brasil.
- ABREU-JÚNIOR, E.F., DE FREITAS, M.A., LAPENTA, M.J., VENÂNCIO, N.M., DE FRANÇA, D.P.F. & PERCEQUILLO, A.R. 2016. Marsupials and rodents (Didelphimorphia and Rodentia) of upper Rio Acre, with new data on Oxymycterus inca Thomas, 1900 from Brazil. Check List 12(5): 1956.
- ANDREAZZI, C.S., MARTINEZ-VAQUERO, L.A., WINCK, G.R., CARDOSO, T.S., TEIXEIRA, B.R., XAVIER, S.C.C., GENTILE, R., JANSEN, A.M. & D'ANDREA, P.S. 2023. Vegetation cover and biodiversity reduce parasite infection in wild hosts across ecological levels and scales. Ecography 2023(5): e06579.
- BERNARDE, P.S. & ABE, A.S. 2010. Hábitos alimentares de serpentes em Espigão do Oeste, Rondônia, Brasil. Biota Neotrop 10(1): 167–173.
- BONVICINO, C.R., LAZAR, A., POVILL, C., CARAMASCHI, F.P., DE FREITAS, T.P.T., CRISÓSTOMO, C.F., BOTELHO, A.L.M. & D'ANDREA, P.S. 2022. Phylogeny of Didelphid marsupials (Didelphimorphia) from Acre, western Amazonia. Mammalian Biology 102: 1997–2015.
- BONVICINO, C.R., OTAZÚ, I.B. & VILELA, J.F. 2005. Karyologic and Molecular Analysis of Proechimys Allen, 1899 (Rodentia, Echimyidae) From the Amazonian Region. Arquivos do Museu Nacional, Rio de Janeiro 63(1): 191–200.
- BOTELHO, A.L.M., D'ANDREA, P.S., CRISÓSTOMO, C.F., SILVEIRA, M., LUCIO, C.S., SANTOS, P.Z.L., BONVICINO, C.R. & GENTILE, R. 2024. Evaluating the efficiency of different sampling techniques to survey non-flying small mammals in the Amazon. Mamm Res 69(1): 9–22.
- BOTELHO, A.L.M., GENTILE, R., BONVICINO, C.R., CRISÓSTOMO, C.F., SILVEIRA, M. & D'ANDREA, P.S. 2025. Environmental determinants of the taxonomic and functional alpha and beta diversity of small mammals in forest fragments in southwestern Amazonia, Brazil. Glob Ecol Conserv 58: e03445.
- BURGIN, C.J., WILSON, D.E., MITTERMEIER, R.A., RYLANDS, A.B., LACHER, T.E. & SECHREST, W. 2020. Illustrated Checklist of the Mammals of the World. Lynx, Barcelona.
- CARVALHO, R.L. et al. 2023. Pervasive gaps in Amazonian ecological research. Current Biology 33(16): 3495-3504.e4.

- CRISÓSTOMO, C.F. 2018. Estudos sobre a fauna de pequenos mamíferos em florestas do Acre e suas taxas de infecção por agentes zoonóticos associados. Fundação Oswaldo Cruz.
- DALAPICOLLA, J., PRADO, J.R., KNOWLES, L.L. & PERCEQUILLO, A.R. 2024. Phylogenomics and species delimitation of an abundant and little-studied Amazonian forest spiny rat. Mol Phylogenet Evol 191: 107992.
- DEMATTIA, E.A., CURRAN, L.M. & RATHCKE, B.J. 2004. EFFECTS OF SMALL RODENTS AND LARGE MAMMALS ON NEOTROPICAL SEEDS. Ecology 85(8): 2161–2170.
- DIAS DE OLIVEIRA, L., SILVA, W.O., COSTA, M.J.R., CARNEIRO, J.C., SAMPAIO, I., SILVA, J.S., ROSSI, R.V., MENDES-OLIVEIRA, A.C., PIECZARKA, J.C. & NAGAMACHI, C.Y. 2023. Genetic diversity analysis in the Brazilian Amazon reveals a new evolutionary lineage and new karyotype for the genus Mesomys (Rodentia, Echimyidae, Eumysopinae) J. L. Crainey, ed. PLoS One 18(10): e0291797.
- DÍAZ-NIETO, J.F., JANSA, S.A. & VOSS, R.S. 2016. DNA sequencing reveals unexpected Recent diversity and an ancient dichotomy in the American marsupial genus *Marmosops* (Didelphidae: Thylamyini). Zool J Linn Soc 176(4): 914–940.
- DUARTE, A.F. 2020. A INSERÇÃO DA FAZENDA CATUABA NO CLIMA DO ACRE. In FAZENDA EXPERIMENTAL CATUABA: O seringal que virou laboratório-vivo em uma paisagem fragmentada no Acre (M. Silveira, E. Guilherme, & L. J. S. Vieira, eds) Stricto Sensu Editora, Rio Branco, p.91–119.
- EMMONS, L.H. & FEER, F. 1997. Neotropical rainforest mammal: a field a guide. University of Chicago Press, Chicago.
- FERNANDES, J., GUTERRES, A., DE OLIVEIRA, R.C., CHAMBERLAIN, J., LEWANDOWSKI, K., TEIXEIRA, B.R., COELHO, T.A., CRISÓSTOMO, C.F., BONVICINO, C.R., D'ANDREA, P.S., HEWSON, R. & DE LEMOS, E.R.S. 2018. *Xapuri virus*, a novel mammarenavirus: natural reassortment and increased diversity between New World viruses. Emerg Microbes Infect 7(1): 1–10.
- FONSECA, W.L., BOTELHO, A.L.M., SILVA, A.P.A.B., BRASIL, I. & BERNARDE, P.S. 2022. Diversidade herpetofaunística do estado do Acre: Avanços recentes e perspectivas futuras. In Padrões e processos biogeográficos na Amazônia (G. M. Siqueira, R. A. Silva, & O. G. Filho, eds) EDUFMA, São Luís.
- GALETTI, M., BOVENDORP, R.S. & GUEVARA, R. 2015. Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. Glob Ecol Conserv 3: 824–830.
- GARDNER, T.A. et al. 2008. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. Ecol Lett 11(2): 139–150.
- GONÇALVES, P.R. & OLIVEIRA, J.A. 2014. An integrative appraisal of the diversification in the Atlantic Forest genus *Delomys* (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae) with the description of a new species. Zootaxa 3760(1): 1.

- HURTADO, N. & PACHECO, V. 2017. Revision of *Neacomys spinosus* (Thomas, 1882) (Rodentia: Cricetidae) with emphasis on Peruvian populations and the description of a new species. Zootaxa 4242(3): 401–440.
- LAMBERT, T.D., MALCOLM, J.R. & ZIMMERMAN, B.L. 2006. Amazonian small mammal abundances in relation to habitat structure and resource abundance. J Mammal 87(4):766–776.
- LANES, R. de O., PIRES, C., TEIXEIRA, B.R. & BONVICINO, C.R. 2024. New findings on the karyotype and distribution of two *Rhipidomys* Tschudi, 1845 species (Rodentia: Sigmodontinae) from Upper Purus River. Mammalia 88(6): 580–584.
- LEMOS, E.R.S. & D'ANDREA, P.S. 2014. Trabalho de Campo Com Animais: Procedimentos, Riscos e Biossegurança. 1a ed. FIOCRUZ, Rio de Janeiro.
- DE LIMA, R.B. et al. 2023. Giants of the Amazon: How does environmental variation drive the diversity patterns of large trees? Glob Chang Biol 29(17): 4861–4879.
- MALCOLM, J.R. 1991. The small mammals of Amazonian forest fragments: pattern and process. Phd. Thesis. University of Florida, Florida.
- MEDEIROS, L. dos S., BRAGA DOMINGOS, S.C., AZEVEDO, M.I.N. Di, PERUQUETTI, R.C., DE ALBUQUERQUE, N.F., D'ANDREA, P.S., BOTELHO, A.L. de M., CRISÓSTOMO, C.F., VIEIRA, A.S., MARTINS, G., TEIXEIRA, B.R., CARVALHO-COSTA, F.A. & LILENBAUM, W. 2020. Small Mammals as Carriers/Hosts of *Leptospira* spp. in the Western Amazon Forest. Front Vet Sci 7: 569004.
- OLIVEIRA, U., PAGLIA, A.P., BRESCOVIT, A.D., DE CARVALHO, C.J.B., SILVA, D.P., REZENDE, D.T., LEITE, F.S.F., BATISTA, J.A.N., BARBOSA, J.P.P.P., STEHMANN, J.R., ASCHER, J.S., DE VASCONCELOS, M.F., DE MARCO, P., LÖWENBERG-NETO, P., DIAS, P.G., FERRO, V.G. & SANTOS, A.J. 2016. The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. Divers Distrib 22(12): 1232–1244.
- OLIVEIRA, U., SOARES-FILHO, B.S., PAGLIA, A.P., BRESCOVIT, A.D., DE CARVALHO, C.J.B., SILVA, D.P., REZENDE, D.T., LEITE, F.S.F., BATISTA, J.A.N., BARBOSA, J.P.P.P., STEHMANN, J.R., ASCHER, J.S., DE VASCONCELOS, M.F., DE MARCO, P., LÖWENBERG-NETO, P., FERRO, V.G. & SANTOS, A.J. 2017. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. Sci Rep 7(1): 9141.
- PALMEIRIM, A.F., BENCHIMOL, M., VIEIRA, M.V. & PERES, C.A. 2018. Small mammal responses to Amazonian forest islands are modulated by their forest dependence. Oecologia 187(1): 191–204.
- PATTON, J.L., PARDIÑAS, U.F.J. & D'ELÍA, G. 2015. Mammals of South America, Volume 2. University of Chicago Press, Chicago.
- PATTON, J.L., DA SILVA, M.N.F. & MALCOLM, J.R. 2000. Mammals of the Rio Juruá and the evolutionary and ecological diversification of Amazonia. Bull Am Mus Nat Hist 244(1): 1–306.

- PINOTTI, B.T., NAXARA, L. & PARDINI, R. 2011. Diet and food selection by small mammals in an old-growth Atlantic forest of south-eastern Brazil. Stud Neotrop Fauna Environ 46(1): 1–9.
- RODRIGUES, A.C., DE MOURA COSTA, H.C., FARIA, M.B. & DE MELO, F.R. 2020. Nonvolant small mammal (Rodentia and Didelphimorphia) assemblages structure in areas under mining impact in the Brazilian Amazon. Trop Conserv Sci 13: 194008292091488.
- SANTOS-FILHO, M., PERES, C.A., DA SILVA, D.J. & SANAIOTTI, T.M. 2012. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. Biodivers Conserv 21(4): 1127–1147.
- STROPP, J., TER STEEGE, H. & MALHI, Y. 2009. Disentangling regional and local tree diversity in the Amazon. Ecography 32(1): 46–54.
- TAVARES, V. C., DE CARVALHO, W.D., TREVELIN, L.C. & BOBROWIEC, P.E.D. 2023. Biodiversity and Conservation of Bats in Brazilian Amazonia: With a Review of the Last 10 Years of Research. In Amazonian Mammals Springer International Publishing, p.29– 72.
- TERBORGH, J., LOPEZ, L., NUÑEZ, P., RAO, M., SHAHABUDDIN, G., ORIHUELA, G., RIVEROS, M., ASCANIO, R., ADLER, G.H., LAMBERT, T.D. & BALBAS, L. 2001. Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. Science 294(5548): 1923– 1926.
- VIRGILIO, L.R., SILVA, A.L.C., SALDANHA, R.F., SUÇUARANA, M. S., FERNANDES, E.C. & VIEIRA, L.J.S. 2020. Fish fauna in oxbow lakes of the Middle Purus River in the neotropical region of the Amazon Rainforest. Brazilian Journal of Development 6(8): 55545–55564.
- VOSS, R.S., DÍAZ-NIETO, J.F., & JANSA, S.A. 2018. A revision of *Philander* (Marsupialia: Didelphidae), part 1: *P. quica*, *P. canus*, and a new species from Amazonia. American Museum Novitates 3891: 1–70.
- VOSS, R. S.; EMMONS, L. H. Mammalian diversity in Neotropical Lowland Rainforests: A preliminary assessment. Bulletin of The American Museum of Natural History, n. 230, p. 1–115, 1996.

Material Suplementar

Tabela S1. Localidade	s com amostragen	n de pequenos	mamíferos	realizadas	entre 2013 e	2022 no
estado do Acre.						

Localidade	Sigla	Coordenadas	Quantidade de floresta (ha)		
Reserva Florestal Humaitá	RFH	-9.7588611°; -67.652777°	3922		
Fazenda Experimental Catuaba	FEC	-10.074312°; -67.612062°	1254		
Escola da Floresta	ESCF	-10.002099°; -67.986101°	418		
Embrapa	EMB	-10.048077°; -67.686175°	1949		
Faz. Sta. Cecília	FCEC	-9.989179°; -67.711476°	1532		
Fazenda Piracema	FPIR	-10.033275°; -67.921210°	164		
APA Lago do Amapá	ALAP	-10.052050°; -67.852744°	145		
Faz. São Raimundo	FRAI	-9.946545°; -67.761805°	55		
Parque Zoobotânico	FPZ	-9.951687°; -67.872706°	160		
Parque Ambiental Chico Mendes	PACM	-10.036037°; -67.791858°	56.5		
Parque Estadual Chandless	PEC	-9.37758333; -69.9207777	Área contínua		
Seringal Cachoeira	SEC	-10.9112777; -68.3638888	Área contínua		
Vila Triunfo	VT	-8.763201 -72.82118	Área contínua		
Nova Cintra	NC	-7.8 -72.6666667	-		
Colônia Buriti	CBU	-10.9333333; -68.733333333	-		
Ramal Prof. Lucila	LU	-9.81197222; -67.71033333	-		

4. CONCLUSÕES

Considerando as exigências metodológicas e respostas das comunidades frente às alterações do hábitat, os resultados apresentados ao longo dos capítulos da presente tese evidenciam a complexidade que envolve estudar comunidades de pequenos mamíferos amazônicos. As diferenças de eficiência dos métodos de amostragem reforçam que live-traps e pitfalls são complementares, uma vez que nenhum método foi mais eficiente que o outro em todas as localidades. A utilização de armadilhas nos estratos acima do solo também se revelou um método complementar, pois, permite a captura de espécies pouco abundantes no solo ou exclusivamente arbóreas. No entanto, os resultados das capturas nos estratos de sub-bosque e dossel não indicaram diferença relevante, entre esses dois estratos, sugerindo que amostragem em dossel possa ser substituída por armadilhas no sub-bosque. Por isso, amostragens de comunidades de pequenos mamíferos amazônicos devem planejar a melhor logística para que possam além de realizar uma amostragem diversificada, obtenham as amostras biológicas necessárias à identificação dos espécimes e se consiga ampliar o número de locais amostrados no bioma.

A análise da distribuição geográfica da fauna amostrada, reforça que pequenos mamíferos estão entre os grupos de vertebrados que ainda precisam ser muito amostrados na Amazônia Sul Ocidental. O elevado número de espécies fora da margem de sua distribuição geográfica registrado aqui, é consequência da escassez de inventários para o grupo na Amazônia Ocidental. A histórica lacuna de amostragens de pequenos mamíferos na Bacia do Purus, explica diversas inconsistências taxonômicas e dificuldades na delimitação da distribuição de algumas espécies. Os 684 animais coletados na Bacia do Purus entre 2013 e 2022, possivelmente ajudará a solucionar problemas taxonômicos de alguns gêneros, principalmente de roedores. Resolver estas inconsistências taxonômicas no grupo é primordial para sua conservação, uma vez que muitas espécies podem ter distribuição geográfica mais restrita ou abrangente que o conhecido na literatura, o que tem implicação direta na delimitação dos seus status de conservação e no planejamento ações de conservação.

As comunidades estudadas variaram de maneira significativa em sua estrutura, impactadas principalmente pelo tamanho do fragmento florestal e características da matriz circundante. Além disso, características da vegetação local, como a presença de bambu e/ou área basal das árvores, foram variáveis que se adicionaram aos efeitos de perda e fragmentação do hábitat. A perda e substituição de espécies nas comunidades estudadas não acontece de forma aleatória, pois o padrão de beta diversidade encontrado indica que as alterações antrópicas na paisagem, têm selecionado espécies e características funcionais específicas. O planejamento territorial das áreas de matriz ao redor dos remanescentes florestais é essencial para a conservação do grupo. Nas áreas de matriz é importante aumentar as áreas de cobertura florestal e modificar os meios de produção, utilizando sistemas que integrem áreas produtivas com espécies vegetais nativas, como agrofloresta e sistemas silvipastoris. Isso tornaria a matriz mais leve para espécies menos tolerantes, possibilitando o melhor trânsito de indivíduos entre remanescentes florestais e até mesmo o uso da matriz como hábitat, uma vez que sistemas como os agroflorestais têm grande semelhança a florestas naturais. O processo de homogeneização das comunidades estudadas tem impactos para além da conservação dos pequenos mamíferos, por serem animais reservatórios de diferentes zoonoses, a degradação destas comunidades pode comprometer a saúde de todo ecossistema, bem como a humana, o que reforça a necessidade de vigilância contínua desta fauna.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, E. F. et al. Lista de Mamíferos do Brasil. Zenodo, 2024. Disponível em: https://doi.org/10.5281/zenodo.14536925>. Acesso em: 5 fev. 2025

ABREU-JÚNIOR, E. F. et al. Marsupials and rodents (Didelphimorphia and Rodentia) of upper Rio Acre, with new data on Oxymycterus inca Thomas, 1900 from Brazil. **Check List**, v. 12, n. 5, p. 1956, 10 set. 2016.

AVENANT, N. The potential utility of rodents and other small mammals as indicators of ecosystem "integrity" of South African grasslands. **Wildlife Research**, v. 38, n. 7, p. 626, 2011.

BANKS-LEITE, C. et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041–1045, 29 ago. 2014.

BENCHIMOL, M.; PERES, C. A. Widespread Forest Vertebrate Extinctions Induced by a Mega Hydroelectric Dam in Lowland Amazonia. **PLOS ONE**, v. 10, n. 7, p. e0129818, 1 jul. 2015.

BERNARDE, P. S.; ABE, A. S. Hábitos alimentares de serpentes em Espigão do Oeste, Rondônia, Brasil. **Biota Neotrop**, v. 10, n. 1, p. 167–173, 2010.

BONVICINO, C. R. et al. Phylogeny of Didelphid marsupials (Didelphimorphia) from Acre, western Amazonia. **Mammalian Biology**, v. 102, n. 5–6, p. 1997–2015, 7 dez. 2022.

BORGES-MATOS, C. et al. Importance of the matrix in determining small-mammal assemblages in an Amazonian forest-savanna mosaic. **Biological Conservation**, v. 204, p. 417–425, dez. 2016.

BOVENDORP, R. S. et al. Atlantic small-mammal: a dataset of communities of rodents and marsupials of the Atlantic forests of South America. **Data Papers Ecology**, v. 98, n. 8, p. 2226, 2017.

BOVENDORP, R. S. et al. Defaunation and fragmentation erode small mammal diversity dimensions in tropical forests. **Ecography**, v. 42, n. 1, 2019a.

BOVENDORP, R. S. et al. Defaunation and fragmentation erode small mammal diversity dimensions in tropical forests. **Ecography**, v. 42, n. 1, p. 23–35, 29 jan. 2019b.

BOVENDORP, R. S.; MCCLEERY, R. A.; GALETTI, M. Optimising sampling methods for small mammal communities in Neotropical rainforests. **Mammal Review**, v. 47, n. 2, p. 148–158, abr. 2017.

BROWN, G. S. et al. Threshold responses in wildlife communities and evidence for biodiversity indicators of sustainable resource management. **Ecological Indicators**, v. 133, p. 108371, 2021.

BUTCHART, S. H. M. et al. Global biodiversity: Indicators of recent declines. **Science**, v. 328, n. 5982, p. 1164–1168, 2010.

CALDERÓN-PATRÓN, J. M. et al. Beta diversity in a highly heterogeneous area: Disentangling species and taxonomic dissimilarity for terrestrial vertebrates. **PLoS ONE**, v. 11, n. 8, 1 ago. 2016.

CARMIGNOTTO, A. P.; PARDINI, R.; DE VIVO, M. Habitat Heterogeneity and Geographic Location as Major Drivers of Cerrado Small Mammal Diversity Across Multiple Spatial Scales. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, n. February, 2022.

CARVALHO, R. L. et al. Pervasive gaps in Amazonian ecological research. **Current Biology**, v. 33, n. 16, p. 3495- 3504.e4, 21 ago. 2023.

CASTELLAR, A. et al. Differences in physiological traits associated with water balance among rodents, and their relationship to tolerance of habitat fragmentation. Journal of **Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology**, v. 323, n. 10, p. 731–744, 9 dez. 2015.

CHASE, J. M. et al. Biodiversity conservation through the lens of metacommunity ecology. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1469, n. 1, p. 86–104, 2020.

CHASE, J. M.; MYERS, J. A. Disentangling the importance of ecological niches from stochastic processes across scales. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 366, n. 1576, p. 2351–2363, 2011.

CRISÓSTOMO, C. F. Estudos sobre a fauna de pequenos mamíferos em florestas do Acre e suas taxas de infecção por agentes zoonóticos associados. [s.l.] Fundação Oswaldo Cruz, 2018.

DALAPICOLLA, J. et al. Phylogenomics and species delimitation of an abundant and little-studied Amazonian forest spiny rat. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 191, p. 107992, fev. 2024.

DAMBROS, C. S. et al. Effects of neutrality, geometric constraints, climate, and habitat quality on species richness and composition of Atlantic Forest small-mammals. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 9, p. 1084–1093, set. 2015.

DELCIELLOS, A. C. et al. Habitat quality versus spatial variables as determinants of small mammal assemblages in Atlantic Forest fragments. **Journal of Mammalogy**, v. 97, n. 1, p. 253–265, 20 jan. 2016.

DEMATTIA, E. A.; CURRAN, L. M.; RATHCKE, B. J. EFFECTS OF SMALL RODENTS AND LARGE MAMMALS ON NEOTROPICAL SEEDS. **Ecology**, v. 85, n. 8, p. 2161–2170, ago. 2004.

DIRZO, R. et al. Defaunation in the Anthropocene. Science, v. 345, n. 6195, p. 401–406, 25 jul. 2014.

EMMONS, L. H.; FEER, F. Neotropical rainforest mammal: a field a guide. Chicago: University of Chicago Press, 1997.

ESTES, J. A. et al. Trophic Downgrading of Planet Earth. v. 301, n. 2011, 2012.
FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649–1663, 2013.

FAHRIG, L. Why do several small patches hold more species than few large patches? **Global Ecology and Biogeography**, v. 29, n. 4, p. 615–628, 30 abr. 2020.

FARIA, M. B.; LANES, R. O.; BONVICINO, C. R. **Guia dos marsupiais do Brasil**. São Caetano do Sul: Amélie Editorial, 2019.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. Acta Amazonica, v. 36, n. 6, p. 395–400, 2006.

FERNANDES, J. et al. Xapuri virus, a novel mammarenavirus: natural reassortment and increased diversity between New World viruses. **Emerging Microbes & Infections**, v. 7, n. 1, p. 1–10, 1 dez. 2018.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 265–280, 2007.

FONSECA, G. A. B.; ROBINSON, J. G. Forest size and structure: Competitive and predatory effects on small mammal communities. **Biological Conservation**, v. 53, n. 4, p. 265–294, 1990.

FURTADO, L. O. et al. Winners and Losers: How Woody Encroachment Is Changing the Small Mammal Community Structure in a Neotropical Savanna. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, n. December, p. 774744, 16 dez. 2021.

GALETTI, M.; BOVENDORP, R. S.; GUEVARA, R. Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. **Global Ecology and Conservation**, v. 3, p. 824–830, jan. 2015.

GARRETT, R. D. et al. Forests and Sustainable Development in the Brazilian Amazon: History, Trends, and Future Prospects. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 46, n. 1, p. 625–652, 18 out. 2021.

GU, W.; SWIHART, R. K. Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife–habitat models. **Biological Conservation**, v. 116, n. 2, p. 195–203, abr. 2004.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 6 mar. 2015.

HANNIBAL, W. et al. Traits reveal how habitat-quality gradients structure small mammal communities in a fragmented tropical landscape. **Austral Ecology**, v. 45, n. 1, p. 79–88, fev. 2020.

HOLYOAK, M.; CASPI, T.; REDOSH, L. W. Integrating Disturbance, Seasonality, Multi-Year Temporal Dynamics, and Dormancy Into the Dynamics and Conservation of Metacommunities. Frontiers in Ecology and EvolutionFrontiers Media S.A., 2 out. 2020. HURTADO, N.; PACHECO, V. Revision of Neacomys spinosus (Thomas, 1882) (Rodentia: Cricetidae) with emphasis on Peruvian populations and the description of a new species. **Zootaxa**, v. 4242, n. 3, p. 401–440, 13 mar. 2017.

KEESING, F. et al. Impacts of biodiversity on the emergence and transmission of infectious diseases. **Nature**, v. 468, n. 7324, p. 647–652, 1 dez. 2010.

LAMBERT, T. D.; MALCOLM, J. R.; ZIMMERMAN, B. L. Effects of mahogany (Swietenia macrophylla) logging on small mammal communities, habitat structure, and seed predation in the southeastern Amazon Basin. **Forest Ecology and Management**, v. 206, n. 1–3, p. 381–398, 2005a.

LAMBERT, T. D.; MALCOLM, J. R.; ZIMMERMAN, B. L. Variation in small mammal species richness by trap height and trap type in southeastern Amazonia. **Journal of Mammalogy**, v. 86, n. 5, p. 982–990, 2005b.

LAMBERT, T. D.; MALCOLM, J. R.; ZIMMERMAN, B. L. Amazonian small mammal abundances in relation to habitat structure and resource abundance. **Journal of Mammalogy**, v. 87, n. 4, p. 766–776, 2006.

LAURANCE, W. F. et al. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 50, p. 19010–19014, 12 dez. 2006.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na amazônia. **Oecologia brasiliensis**, v. 13, n. 03, p. 434–451, set. 2009.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MALCOLM, J. R. The small mammals of Amazonian forest fragments: pattern and process. Phd. Thesis—Florida: University of Florida , 1991a.

MALCOLM, J. R. Comparative Abundances of Neotropical Small Mammals by Trap Height. **Journal of Mammalogy**, v. 72, n. 1, p. 188–191, 13 fev. 1991b.

MATTHEWS, T. J.; WHITTAKER, R. J. On the species abundance distribution in applied ecology and biodiversity management. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 2, p. 443–454, 18 abr. 2015.

MATTOS, I. DE; ZIMBRES, B.; MARINHO-FILHO, J. Habitat specificity modulates the response of small sammals to habitat fragmentation, loss, and quality in a Neotropical Savanna. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, n. December, p. 751315, 23 dez. 2021.

MCGILL, B. J. et al. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, n. 4, p. 178–185, abr. 2006.

MCGILL, B. J. et al. Species abundance distributions: Moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. Ecology Letters, out. 2007.

MEDEIROS, L. DOS S. et al. Small Mammals as Carriers/Hosts of Leptospira spp. in the Western Amazon Forest. **Frontiers in Veterinary Science**, v. 7, n. December, p. 569004, 2 dez. 2020.

MELO, G. L. et al. Testing the habitat amount hypothesis for South American small mammals. **Biological Conservation**, v. 209, p. 304–314, maio 2017.

MICHALSKI, F. et al. Disturbance-Mediated Drift in Tree Functional Groups in Amazonian Forest Fragments. **Biotropica**, v. 39, n. 6, p. 691–701, 2007.

MORTELLITI, A.; AMORI, G.; BOITANI, L. The role of habitat quality in fragmented landscapes: A conceptual overview and prospectus for future research. **Oecologia**, jun. 2010.

MOUCHET, M. A. et al. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Funcitional Ecology**, v. 24, n. ii, p. 867–876, 2010.

OLIVEIRA, U. et al. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 9141, 22 dez. 2017.

PAISE, G.; VIEIRA, E. M.; PRADO, P. I. Small mammals respond to extreme habitat fragmentation in the Brazilian Atlantic Forest according to the landscape continuum model. **Mammal Research**, v. 65, n. 2, p. 309–322, 3 abr. 2020.

PALMEIRIM, A. F. et al. Small mammal responses to Amazonian forest islands are modulated by their forest dependence. **Oecologia**, v. 187, n. 1, p. 191–204, 19 maio 2018a.

PALMEIRIM, A. F. et al. Ecological correlates of mammal β -diversity in Amazonian land-bridge islands: from small- to large-bodied species. **Diversity and Distributions**, v. 24, n. 8, p. 1109–1120, 1 ago. 2018b.

PALMEIRIM, A. F. et al. When does habitat fragmentation matter? A biome-wide analysis of small mammals in the Atlantic Forest. **Journal of Biogeography**, 2019.

PALMEIRIM, A. F. et al. Forest area predicts all dimensions of small mammal and lizard diversity in Amazonian insular forest fragments. **Landscape Ecology**, v. 36, n. 12, p. 3401–3418, 2021.

PALMEIRIM, A. F.; SANTOS-FILHO, M.; PERES, C. A. Marked decline in forestdependent small mammals following habitat loss and fragmentation in an Amazonian deforestation frontier. **PLoS ONE**, v. 15, n. 3, p. 1–21, 2020.

PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 13, 2004.

PARDINI, R. et al. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, p. e13666, 27 out. 2010.

PATTON, J. L.; DA SILVA, M. N. F.; MALCOLM, J. R. Mammals of the Rio Juruá and the evolutionary and ecological diversification of Amazonia. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, v. 244, n. 1, p. 1, 2000.

PATTON, J. L.; PARDIÑAS, U. F. J.; D'ELÍA, G. Mammals of South America, Volume 2. Chicago: University of Chicago Press, 2015. v. 2

PERES, C. A. Synergistic Effects of Subsistence Hunting and Habitat Fragmentation on Amazonian Forest Vertebrates. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6, p. 1490–1505, 14 dez. 2001.

PFEIFER, M. et al. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. **Nature**, v. 551, n. 7679, p. 187–191, 9 nov. 2017.

PINOTTI, B. T.; NAXARA, L.; PARDINI, R. Diet and food selection by small mammals in an old-growth Atlantic forest of south-eastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 46, n. 1, p. 1–9, abr. 2011.

PÜTTKER, T. et al. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A crosstaxa analysis of forest-dependent species. **Biological Conservation**, v. 241, 1 jan. 2020.

RIPPERGER, S. P. et al. Life in a mosaic landscape: Anthropogenic habitat fragmentation affects genetic population structure in a frugivorous bat species. **Conservation Genetics**, v. 14, n. 5, p. 925–934, 2013.

RODRIGUES, A. C. et al. Nonvolant Small Mammal (Rodentia and Didelphimorphia) Assemblages Structure in Areas Under Mining Impact in the Brazilian Amazon. **Tropical Conservation Science**, v. 13, p. 194008292091488, 1 jan. 2020a.

RODRIGUES, D. P. et al. Small mammals in fragments of Atlantic Forest: species richness answering to field methods and environment. **Journal of Tropical Ecology**, v. 36, n. 3, p. 101–108, 27 maio 2020b.

RODRIGUES, D. P. et al. Response of small mammal species to landscape metrics in a highly fragmented area in the Atlantic forest of southern Brazil. **Mammalia**, 2022.

ROSSER, A. M.; MAINKA, S. A. Overexploitation and Species Extinctions. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 584–586, jun. 2002.

RUFFELL, J.; BANKS-LEITE, C.; DIDHAM, R. K. Accounting for the causal basis of collinearity when measuring the effects of habitat loss versus habitat fragmentation. **Oikos**, v. 125, n. 1, 2016.

RYBICKI, J.; ABREGO, N.; OVASKAINEN, O. Habitat fragmentation and species diversity in competitive communities. **Ecology Letters**, v. 23, n. 3, p. 506–517, 20 mar. 2020.

SANTOS-FILHO, M. et al. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, 2012a.

SANTOS-FILHO, M. et al. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 4, p. 1127–1147, abr. 2012b.

SILVA, M. V.; SOUZA, M. B.; BERNARDE, P. S. Riqueza e dieta de serpentes do Estado do Acre, Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 12, n. 2, p. 165–176, 2010.

SOARES-FILHO, B. S. et al. Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, v. 440, n. 7083, p. 520–523, mar. 2006.

SOCOLAR, J. B. et al. How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 31, n. 1, p. 67–80, jan. 2016.

SOLAR, R. R. DE C. et al. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology Letters**, v. 18, n. 10, p. 1108–1118, 24 out. 2015.

STORCH, D.; KEIL, P.; JETZ, W. Universal species-area and endemics-area relationships at continental scales. **Nature**, v. 488, n. 7409, p. 78–81, 2 ago. 2012.

TERBORGH, J. et al. Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. **Science**, v. 294, n. 5548, p. 1923–1926, 30 nov. 2001.

THOMAS, J. A. et al. The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 268, n. 1478, p. 1791–1796, 7 set. 2001.

UMETSU, F.; PARDINI, R. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats - Evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. **Landscape Ecology**, 2007.

VELLEND, M. Conceptual synthesis in community ecology. Quarterly Review of Biology, v. 85, n. 2, p. 183–206, jun. 2010.

VIEIRA, M. V. et al. Fair tests of the habitat amount hypothesis require appropriate metrics of patch isolation: An example with small mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 226, p. 264–270, out. 2018.

VIEIRA, M. V. et al. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1191–1200, jun. 2009.

VOSS, R. S.; EMMONS, L. H. Mammalian diversity in Neotropical Lowland Rainforests: A preliminary assessment. **Bulletin of The American Museum of Natural History**, n. 230, p. 1–115, 1996.

WENNEKES, P. L.; ROSINDELL, J.; ETIENNE, R. S. The Neutral-Niche Debate: A Philosophical Perspective. Acta Biotheoretica, v. 60, n. 3, p. 257–271, set. 2012.

WERNER, U.; BUSZKO, J. Detecting biodiversity hotspots using species-area and endemics-area relationships: the case of butterflies. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, n. 8, p. 1977–1988, jul. 2005.