

**INFLUÊNCIA DE GRADIENTES AMBIENTAIS E ANTRÓPICOS NA ESTRUTURA
DA ASSEMBLEIA DE MAMÍFEROS TERRESTRES DE MÉDIO E GRANDE PORTE
EM FLORESTAS DE AREIA BRANCA DA AMAZÔNIA CENTRAL**

RENILCE CARVALHO DE CASTRO

Manaus, Amazonas
2026

RENILCE CARVALHO DE CASTRO

**INFLUÊNCIA DE GRADIENTES AMBIENTAIS E ANTRÓPICOS NA ESTRUTURA
DA ASSEMBLEIA DE MAMÍFEROS TERRESTRES DE MÉDIO E GRANDE PORTE
EM FLORESTAS DE AREIA BRANCA DA AMAZÔNIA CENTRAL**

ORIENTADORA: CLARISSA ROSA

CO-ORIENTADORES: RAFAEL RABELO E PAULO BOBROWIEC

Manaus- Amazonas

2026

Primeiramente agradeço a Deus, por TUDO...

Ao meu esposo, Vitor Carvalho Santos.

Aos meus pais, Ális Carvalho de Castro e Reginaldo Silva de Castro.

A minha irmã Elzilene Castro e a minha amiga Andria Caroline.

A todos os meus amigos, que me apoiaram nessa jornada, em especial a Hillary

Nascimento, Edney Nascimento e meu irmão Renan Castro.

A todos que participaram nesse esforço incrível de coleta de dados, em especial ao Caio

Max MV, João Victor e Alírio Faba.

Aos meus orientadores, mãe Clarissa Rosa, Rafael Rabelo e Paulo Bobrowiec.

As secretárias Juliane Mendonça e Andresa Viana.

Esse projeto não teria sido possível sem todos vocês.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES), da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas - FAPEAM e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico- CNPq.

Catálogo na Publicação (CIP-Brasil)

- C355i Castro, Renilce Carvalho de
Influência de gradientes ambientais e antrópicos na estrutura da assembleia de mamíferos terrestres de médio e grande porte em florestas de areia branca da Amazônia Central. / Renilce Carvalho de Castro; orientadora Clarissa Alves da Rosa; coorientadores Rafael Magalhães Rabelo, Paulo Estefano Dineli Bobrowiec. - Manaus : [s.l.], 2026.

1,28 MB

52 p. : il. color.

DOI: <https://doi.org/10.61818/ted25127>

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Ecologia) - Coordenação do Programa de Pós-Graduação, INPA, 2026.

1. Ecologia de comunidades. 2. Armadilhas fotográficas. 3. Campinaranas amazônicas. I. Rosa, Clarissa Alves da. II. Rabelo, Rafael Magalhães. III. Bobrowiec, Paulo Estefano Dineli. IV. Título.

CDD 599

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA (ECOLOGIA)

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE
MESTRADO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIOLOGIA (ECOLOGIA) DO INSTITUTO NACIONAL DE
PESQUISAS DA AMAZÔNIA.

Aos 26 dias do mês de fevereiro do ano de 2026, às 14:h00min, na sala de aula do PPG-Ecologia, Nº 13, INPA – Campus III, reuniu-se a Comissão Examinadora de Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: a Dr^a. **Anamélia de Souza Jesus**, do Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá – IDSMA, a Dr^a. **Tainara Venturini Sobroza**, da Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA e o Dr. **Sérgio Henrique Borges**, da Universidade Federal do Amazonas – UFAM, sendo os suplentes o Dr. Rafael Bernhard, da Universidade do Estado do Amazonas – UEA e o Dr. Carlos Alberto de Sousa Rodrigues Filho (IDSMA), sob a presidência da orientadora, a fim de proceder a arguição pública da **DISSERTAÇÃO DE MESTRADO** de **RENILCE CARVALHO DE CASTRO**, intitulada: **“INFLUÊNCIA DE GRADIENTES AMBIENTAIS E ANTRÓPICOS NA ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE MAMÍFEROS TERRESTRES DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM FLORESTAS DE AREIA BRANCA DA AMAZÔNIA CENTRAL”**, orientada pela Dr^a. Clarissa Alves da Rosa e co-orientada pelos Drs. Rafael M. Rabelo e Paulo E. D. Bobrowiec (INPA).

Após a exposição, o(a) discente foi arguido oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final:

☒ APROVADO (A) ☐ REPROVADO (A)
☒ POR UNANIMIDADE ☐ POR MAIORIA

Nada mais havendo, a presente ata foi lida, lavrada e assinada
pelos membros da Comissão Examinadora.

DR^a. ANAMÉLIA DE SOUZA JESUS

Documento assinado digitalmente
 **ANAMÉLIA DE SOUZA JESUS**
Data: 26/02/2026 18:17:36-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

DR^a. TAINARA VENTURINI SOBOZA

Documento assinado digitalmente
 **TAINARA VENTURINI SOBOZA**
Data: 26/02/2026 18:05:22-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

DR. SÉRGIO HENRIQUE BORGES

Documento assinado digitalmente
 **SÉRGIO HENRIQUE BORGES**
Data: 27/02/2026 09:59:11-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Documento assinado digitalmente
 **BEATRIZ RONCHI TELES**
Data: 27/02/2026 23:25:33-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

(Coordenação PPG-ECO/INPA)

SUMÁRIO

ÍNDICE DE FIGURAS	4
RESUMO	5
ABSTRACT	6
INTRODUÇÃO	7
Florestas tropicais: Amazônia e sua heterogeneidade ambiental	7
Ecossistemas de Areia Branca: definição, estrutura e variações ambientais	8
Mamíferos terrestres de médio e grande porte: importância ecológica	9
Influência de variáveis ambientais e antrópicas sobre mamíferos na Amazônia	10
Mamíferos da RDS do Rio Negro	11
OBJETIVOS	13
REFERÊNCIAS	14
CAPÍTULO 1 - ARTIGO	17
CONSIDERAÇÕES FINAIS	50

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Ecossistemas de areia branca, campina (A), campinarana ripária (B) e campinarana não ripária (C).....	09
Figura 2: Mamíferos registrados na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Rio Negro	13
FIGURA 1: Ilustra os quatro modelos conceituais (Modelos 1–4) que representam nossas previsões	23
FIGURA 2: Localização da área de estudo, a Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Rio Negro, Amazonas, Brasil	25
FIGURA 3: Ordenação das assembleias de mamíferos terrestres de médio e grande porte obtida pelos eixos do NMDS	30
FIGURA 4: Modelos de equações estruturais (MEE) mostrando os efeitos de variáveis ambientais (HAND, altura da vegetação) e antrópicas (distância às residências) sobre as assembleias de mamíferos	32
TABLE 1: Índices de qualidade de ajuste para os seis modelos de equações estruturais (SEM) avaliados neste estudo	33
TABLE S1: Espécies de mamíferos registradas na RDS Rio Negro, AM	45
TABLE S2: Mostra a média, Desvio Padrão (SD) e valores mínimos e máximos das variáveis ambientais e humana	47
TABLE S3: Efeitos diretos e indiretos padronizados estimados pelos Modelos de Equações Estruturais (MEE) avaliando a influência de fatores hidrológicos (HAND), altura do dossel e distância e residência humanas sobre a composição de espécies e o uso do habitat por mamíferos terrestres de médio e grande porte	48

RESUMO

A Amazônia apresenta elevada heterogeneidade ambiental, incluindo ecossistemas naturalmente raros e pouco estudados, como as campinaranas, que se desenvolvem sobre solos de areia branca. Neste estudo, investigamos, de forma inédita, os efeitos diretos da altura da vegetação, da distância vertical à drenagem mais próxima (representado pelo *Height Above the Nearest Drainage* - HAND) e da distância das casas, bem como o efeito indireto do HAND mediado pela altura da vegetação, sobre a intensidade de uso do habitat e a composição da assembleia geral e da guilda frugívora-herbívora de mamíferos terrestres de médio e grande porte em campinaranas da Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Rio Negro, Amazônia Central. A amostragem foi realizada em 45 parcelas permanentes do sistema RAPELD, utilizando armadilhas fotográficas, totalizando 4.721 câmeras/dia. A intensidade de uso do habitat foi estimada a partir da taxa de registros independentes (intervalo mínimo de 60 minutos) e padronizada pelo esforço amostral, e a composição de espécies foi representada pelos dois primeiros eixos de uma ordenação por NMDS. As análises foram realizadas com modelos de equações estruturais (MEE), utilizando o software R. Como resultados, obtivemos 392 registros de 22 espécies, distribuídas em sete ordens e 12 famílias, com predominância de espécies frugívoras-herbívoras e generalistas de dieta e habitat. Apartir da ordenação por NMDS, observou-se uma substituição de espécies tanto na assembleia geral quanto na guilda frugívora-herbívora. A distância das casas foi o principal fator estruturador das assembleias, seguindo o MEE, influenciando a composição das espécies e a intensidade de uso do habitat da guilda frugívora-herbívora (ambientes mais distantes das casas apresentaram maior intensidade de uso). Espécies sensíveis à perturbação e alvos de caça, como *Tapirus terrestris* e *Tayassu pecari*, utilizaram preferencialmente as áreas mais distantes das residências. A altura da vegetação influenciou a composição da guilda frugívora-herbívora e a intensidade de uso do habitat pela assembleia geral, com maior utilização em áreas de vegetação mais baixa. O HAND apresentou efeito negativo indireto sobre o uso do habitat da assembleia de mamíferos em geral. Constatamos que, em campinaranas amazônicas, os fatores antrópicos exercem influência mais consistente do que os gradientes ambientais avaliados, ressaltando a vulnerabilidade desses ecossistemas e a necessidade de estratégias de conservação que considerem a presença humana, mesmo que em baixas densidades, como um determinante importante na distribuição de mamíferos em florestas de areia branca.

ABSTRACT

The Amazon exhibits high environmental heterogeneity, including naturally rare and poorly studied ecosystems such as campinaranas, which develop on white-sand soils. In this study, we investigated, for the first time, the direct effects of vegetation height, vertical distance to the nearest drainage (represented by Height Above the Nearest Drainage - HAND), and distance from households, as well as the indirect effect of HAND mediated by vegetation height, on habitat use intensity and species composition of the overall assemblage and the frugivore-herbivore guild of medium- and large-bodied terrestrial mammals in *campinaranas* of the Rio Negro Sustainable Development Reserve, Central Amazonia. Sampling was conducted in 45 permanent plots of the RAPELD system using camera traps, totaling 4,721 camera-trap days. Habitat use intensity was estimated based on the rate of independent records (minimum interval of 60 minutes) and standardized by sampling effort. Species composition was represented by the first two axes of a non-metric multidimensional scaling (NMDS) ordination. Analyses were performed using structural equation modeling (SEM) in R. We obtained 392 records of 22 species, distributed across seven orders and 12 families, with predominance of frugivore-herbivore species and dietary and habitat generalists. NMDS ordination revealed species turnover in both the overall assemblage and the frugivore-herbivore guild. Distance from households was the main structuring factor according to SEM, influencing species composition and habitat use intensity of the frugivore-herbivore guild (areas farther from households showed greater habitat use intensity). Species sensitive to disturbance and targeted by hunting, such as *Tapirus terrestris* and *Tayassu pecari*, preferentially used areas farther from residences. Vegetation height influenced the composition of the frugivore-herbivore guild and habitat use intensity of the overall mammal assemblage, with greater use observed in areas with lower vegetation. HAND had a negative indirect effect on habitat use by the overall mammal assemblage. We conclude that, in Amazonian campinaranas, anthropogenic factors exert a more consistent influence than the evaluated environmental gradients, highlighting the vulnerability of these ecosystems and the need for conservation strategies that consider human presence, even at low densities, as an important determinant of mammal distribution in white-sand forests.

INTRODUÇÃO

Florestas tropicais: Amazônia e sua heterogeneidade ambiental

A Amazônia destaca-se por constituir o maior contínuo de floresta tropical do planeta, abrigando níveis excepcionais de diversidade biológica e desempenhando papel decisivo em processos ecossistêmicos de alcance global, incluindo a regulação do clima regional e continental e os ciclos biogeoquímicos fundamentais (Leal Filho et al., 2025). Nesse contexto, embora frequentemente percebida como um bioma homogêneo, a Amazônia é marcada por elevada heterogeneidade ambiental. Essa complexidade decorre da interação entre fatores geológicos, pedológicos, climáticos e hidrológicos, resultando em um mosaico de ambientes com diferentes condições de solo, regimes de inundação e estruturas vegetacionais (ver Pimentel et al., 2025; Queiroz et al., 2025; Ribas et al., 2025). Essa diversidade ambiental sustenta uma ampla variedade de fisionomias florestais, incluindo ecossistemas abertos, como campos, savanas e campinas, e ecossistemas florestais, como florestas de terra firme, igapós, várzeas e campinaranas.

As florestas de terra firme representam o tipo florestal de maior extensão na Amazônia. Caracterizam-se pela ausência de inundações periódicas por águas dos rios, apresentando solos predominantemente argilosos ou argilo-arenosos, que podem ser pobres ou ricos em nutrientes, formações arbóreas de grande porte, com dossel alto e estratificação vertical bem definida, o que resulta em elevada complexidade estrutural (Bredin et al., 2020; Demarchi et al., 2022; Pimentel et al., 2025). Devido à sua ampla distribuição e relativa acessibilidade quando comparado aos outros tipos de ecossistema, as florestas de terra firme concentram grande parte dos estudos ecológicos realizados na Amazônia. Como consequência, o conhecimento sobre a estrutura, a dinâmica e os fatores que moldam as assembleias biológicas nesses ambientes é consideravelmente mais avançado quando comparado a ecossistemas naturalmente raros (Adeney et al., 2016).

Estes ecossistemas amazônicos raros são ecologicamente frágeis e historicamente pouco estudados, como é o caso dos ecossistemas de areia branca, dos quais fazem parte as campinas e campinaras, que ocupam aproximadamente 5% da extensão territorial da Amazônia (Adeney et al., 2016; Demarchi et al., 2022). Esses ambientes encontram-se

amplamente e naturalmente desconectados ao longo da região, distribuindo-se como pequenas “ilhas” de vegetação distinta inseridas em uma matriz contínua de florestas de terra firme (Anderson, 1981; Prance, 1996; Adeney et al., 2016).

Os ecossistemas de areia branca são caracterizados por solos extremamente arenosos, altamente lixiviados, pobres em nutrientes e com baixa capacidade de retenção hídrica. Essas condições impõem fortes restrições ao desenvolvimento vegetal, funcionando como filtros ambientais severos que moldam tanto a composição florística quanto a estrutura da vegetação (Adeney et al., 2016; Demarchi et al., 2022). Como resultado, esses ambientes apresentam elevada especialização ecológica e alto grau de endemismo (Adeney et al., 2016).

Ecossistemas de Areia Branca: definição, estrutura e variações ambientais

Dentro do conjunto de ecossistemas de areia branca, destacam-se as campinas e as campinaranas (Figura 1). As campinas correspondem a formações abertas, dominadas por arbustos, herbáceas e árvores de pequeno porte, enquanto as campinaranas são formações florestais, com vegetação mais densa e de pequeno a médio porte, com altura máxima de até cerca de 25 m (Veloso et al., 1991; Adeney et al., 2016; Demarchi et al., 2024).

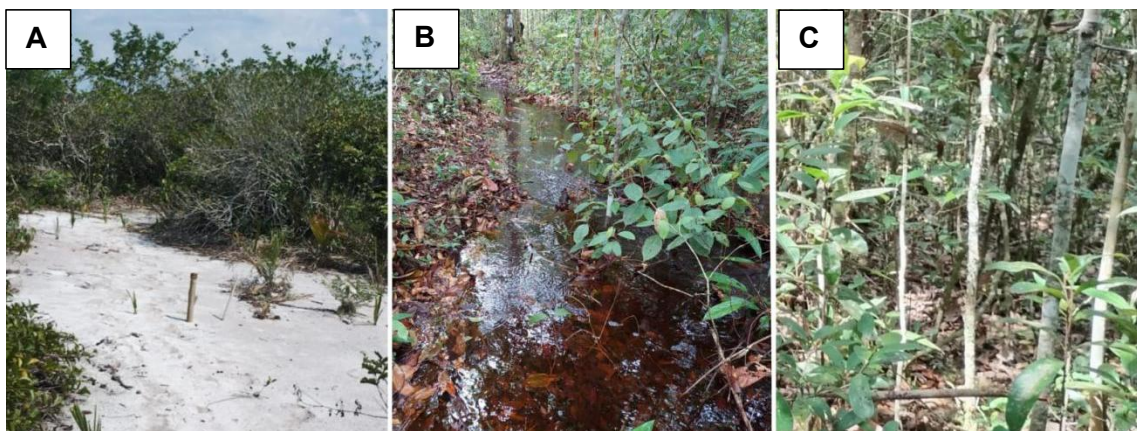


Figura 1: Ecossistemas de areia branca, campina (A), campinarana ripária (B) e campinarana não ripária (C).

As campinaranas podem ainda ser divididas em tipos distintos em função do regime hidrológico. Mendonça et al. (2017) distinguem dois grandes tipos: campinaranas ripárias e campinaranas não ripárias (Figura 1). As campinaranas ripárias ocorrem

associadas a cursos d'água, igarapés e áreas com maior influência do lençol freático, estando sujeitas a períodos de maior umidade ou mesmo inundação temporária, cujo dossel é mais baixo e aberto. Já as campinaranas não ripárias localizam-se em áreas mais distantes de corpos d'água, com condições hídricas mais restritivas e dossel mais contínuo. Essas diferenças refletem-se diretamente na estrutura da vegetação, na disponibilidade de recursos e nas condições microclimáticas (Mendonça et al., 2017), podendo resultar em padrões distintos de composição e funcionamento das assembleias biológicas que habitam nesses ambientes (Pereira et al., 2024).

Desse modo, os ecossistemas de areia branca desempenham papel relevante para a biodiversidade amazônica. Ao atuarem como filtros ecológicos rigorosos, esses ambientes selecionam espécies com adaptações específicas às condições oligotróficas e hidricamente limitantes, moldando a estrutura das assembleias biológicas (Adeney et al., 2016). Além disso, esses ecossistemas contribuem para a manutenção da diversidade regional ao abrigarem espécies endêmicas e comunidades biológicas distintas daquelas encontradas nas florestas de terra firme (Adeney et al., 2016; Demarchi et al., 2022). Portanto, embora avanços recentes tenham ampliado o conhecimento sobre diferentes grupos taxonômicos nesses ambientes, como anfíbios (Pereira et al., 2024), aves (Borges et al., 2016), insetos (Ferreira et al., 2025) e vegetação (Demarchi et al., 2022), há uma lacuna significativa de informações sobre a ecologia de mamíferos em ecossistemas de areia branca, especialmente no que se refere aos fatores que estruturam suas assembleias.

Mamíferos terrestres de médio e grande porte: importância ecológica

Os mamíferos terrestres de médio (1–20 kg) e grande porte (> 20 kg) (Brocardo et al., 2023) são definidos como aqueles que utilizam predominantemente o solo para deslocamento e realização de suas atividades ecológicas (Paglia et al., 2012). Tendem a apresentar maiores exigências espaciais e maior sensibilidade a alterações ambientais e antrópicas, o que os torna bons indicadores das condições do habitat (ver Melo et al., 2015).

Esses mamíferos desempenham papéis ecológicos fundamentais nos ecossistemas florestais. Esses organismos atuam na regulação trófica, na dispersão e predação de sementes, na ciclagem de nutrientes e na manutenção da estrutura da vegetação,

influenciando diretamente a regeneração florestal e a dinâmica dos ecossistemas (Lacher et al., 2019; Fricke et al., 2025). Além de sua relevância ecológica, mamíferos representam uma importante fonte de proteína para populações humanas, especialmente em comunidades rurais e tradicionais da Amazônia, onde a caça de subsistência constitui um componente significativo da segurança alimentar (McFarlane et al., 2024; Lima e Silva et al., 2025). Essa dupla importância, ecológica e socioeconômica, torna esse grupo particularmente relevante para estudos aplicados ao planejamento de ações de manejo e à conservação.

Além disso, os mamíferos podem ser classificados segundo diferentes critérios funcionais, incluindo dieta, modo de locomoção e massa corporal. Quanto à dieta, destacam-se os principais grupos tróficos: carnívoros, frugívoros, herbívoros, insetívoros e onívoros (Paglia et al., 2012). Em relação à locomoção, as espécies podem ser categorizadas como aquáticas, arborícolas, fossoriais, semi-aquáticas, escansoriais, semi-fossoriais, terrestres ou voadoras.

Influência de variáveis ambientais e antrópicas sobre mamíferos na Amazônia

Diante da escassez de estudos em ecossistemas de areia branca, pesquisas conduzidas em florestas de terra firme fornecem subsídios importantes para compreender os fatores que potencialmente moldam as assembleias de mamíferos nestes ambientes. Variáveis como a altura da vegetação, distância de corpos d'água e de residências humanas exercem influência significativa sobre a composição e a intensidade de uso do habitat por mamíferos terrestres de médio e grande porte em terra firme (Brandão et al., 2024; McFarlane et al., 2024).

Áreas com estratos mais altos ou mais baixos abrigam conjuntos distintos de espécies, influenciando a composição das assembleias de mamíferos, sendo as áreas com árvores maiores mais diversas (Brandão et al., 2024; Korol et al., 2025). De forma complementar, grupos funcionais respondem de maneira diferenciada às variáveis ambientais, com onívoros sendo mais frequentes em áreas com vegetação mais aberta (Brocardo et al., 2023), associadas a menor altura do dossel (Mendonça et al., 2017),

enquanto frugívoros-herbívoros de grande porte foram mais comuns em ambientes com vegetação mais alta (Tardio; Silveira, 2015).

A disponibilidade de água também exerce papel central na estruturação das comunidades de mamíferos. A distância vertical a riachos, rios e lagos promove substituição de espécies ao longo do gradiente hídrico (Brandão et al., 2024). O uso do habitat por *Tapirus terrestris*, por exemplo, sendo frequentemente associado a ambientes úmidos, enquanto felinos evitam usar essas áreas (McFarlane et al., 2024). Além dos efeitos diretos, a disponibilidade hídrica pode influenciar indiretamente os mamíferos, pois molda a estrutura e a composição da vegetação, sendo mais baixa e aberta próximas a corpos d'água (Mendonça et al., 2017), que por sua vez, influencia a composição espécies e uso do habitat pelos mamíferos nestes locais.

Além dos fatores ambientais, variáveis antrópicas exercem influência marcante sobre as assembleias de mamíferos. A proximidade de assentamentos humanos e a intensidade da caça afetam tanto a composição quanto o uso do habitat pelos mamíferos. Espécies intensamente caçadas e sensíveis à perturbação humana, como o *Tayassu pecari*, tendem a estar presentes apenas em áreas distantes de assentamentos, que normalmente representam áreas com baixa pressão de caça (Melo et al., 2015; Ferreira-Neto et al., 2023). De forma complementar, carnívoros, como a onça-pintada (*Panthera onca*) e a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), são mais frequentes em áreas onde a caça é ausente, enquanto espécies como a paca (*Cuniculus paca*) e cutias (*Dasyprocta* spp.) predominam em locais com caça, diminuindo sua ocorrência à medida que se afastam de assentamentos humanos, evidenciando a influência direta das atividades humanas na estrutura das assembleias (McFarlane et al., 2024).

Mamíferos terrestres de médio e grande porte na RDS do Rio Negro

Apesar da importância ecológica e social dos mamíferos, ainda são escassos os estudos que avaliam como fatores ambientais e antrópicos moldam suas assembleias em ecossistemas frágeis e pouco estudados, como as campinaranas. Compreender a distribuição dessas espécies e os fatores que determinam sua ocorrência e abundância, torna-se fundamental na investigação dos processos ecológicos nos ambientes de areia branca.

Nesse contexto, visando preencher lacunas de conhecimento sobre a biodiversidade amazônica, foi instituído o Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio), uma iniciativa nacional que busca integrar e padronizar estudos ecológicos de longo prazo, promovendo a geração de dados comparáveis entre diferentes regiões e grupos taxonômicos. Na Amazônia ocidental, o PPBio adota o sistema RAPELD, um desenho amostral que combina parcelas permanentes distribuídas ao longo de gradientes ambientais, permitindo avaliar de forma padronizada a influência de variáveis ambientais e antrópicas sobre a biodiversidade (Magnusson et al., 2005). Na Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Rio Negro, localizada na Amazônia Central, estão implantados três módulos RAPELD, que subsidiam estudos ecológicos integrados em diferentes componentes da paisagem. O presente estudo foi desenvolvido nesse contexto, contando com financiamento do INCT-CENBAM (grant CNPq Nº 406474/2022-2), do PPBio Amazônia Ocidental (grants CNPq 441260/2023-3 e 441228/2023-2) e do CNPq Universal (grant CNPq 404233/2023-6).

Nesse sentido, nosso estudo busca avaliar a influência de variáveis ambientais e antrópica sobre a assembleia de mamíferos terrestres de médio e grande porte em campinaranas da RDS do Rio Negro, Amazonas. Para isso realizamos amostragem com armadilhas fotográficas em 45 parcelas RAPELD, onde registramos 22 espécies de mamíferos. Tais espécies foram divididas em quatro guildas tróficas: onívoro, frugívoro-herbívoros, insetívoro e carnívoro (Figura 2). O estudo está apresentado no formato de artigo, submetido à revista *Journal of Animal Ecology*.



Figura 2: Mamíferos registrados na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Rio Negro. *Eira barbara* (A), onívoro; *Mazama americana* (B), frugívoro-herbívoro; *Myrmecophaga tridactyla* (C) insetívoro e *Puma concolor* (D) carnívoro.

OBJETIVOS

Avaliar a influência de gradientes ambientais e antrópico na estruturação da comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte em campinaranas na Amazônia Central.

- Identificar as espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte que ocorrem nas campinaranas da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Rio Negro (RDS Rio Negro);
- Avaliar como a altura das árvores, o HAND (*Height Above the Nearest Drainage*) e a distância das casas, bem como o efeito indireto do HAND via altura das árvores,

influenciam o uso do habitat e a composição de espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte em campinaranas da RDS do Rio Negro;

- Verificar como a altura das árvores, o HAND e a distância das casas, bem como o efeito indireto do HAND via altura das árvores, influenciam o uso do habitat e a composição de espécies de mamíferos frugívoros-herbívoros de médio e grande porte em campinaranas da RDS do Rio Negro.

REFERÊNCIAS

ADENEY, J. M.; CHRISTENSEN, N. L.; VICENTINI, A.; COHN-HAFT, M. White-sand Ecosystems in Amazonia. **Biotropica**, v. 48, p. 7–23, 2016. Acesso em: 09 dez. 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.12293>

ANDERSON, A. B. White-sand vegetation of Brazilian Amazonia. **Biotropica**, v. 13, n. 3, p. 199–210, 1981. <https://doi.org/10.2307/2388125>

BORGES, S. H.; CORNELIUS, C.; RIBAS, C. C.; ALMEIDA, R.; GUILHERME, E.; ALEIXO, A.; DANTAS, S.; PÉRSIO DOS SANTOS, M.; MOREIRA, M. What is the avifauna of Amazonian white-sand vegetation? **Bird Conservation International**, v. 26, n. 2, p. 192–204, 2016. <https://doi.org/10.1017/S0959270915000052>

BRANDÃO, F. C.; CARVALHO, W. D.; DUARTE, H. O. B.; ROSALINO, L. M.; SILVA, C. R. and HILÁRIO, R. R. Fine-scale variation in the medium and large-sized mammal assemblage composition in northeastern Amazon: Drivers of β -diversity and species interactions. **Ecological Research**, p. 1-15, 2024. Acesso em: 09 dez. 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12534>

BREDIN, Y. K.; HAWES, J. E.; PERES, C. A.; HAUGAASEN, T. Structure and Composition of Terra Firme and Seasonally Flooded Várzea Forests in the Western Brazilian Amazon. **Forests**, v. 11, n. 12, art. 1361, 2020. <https://doi.org/10.3390/f11121361>

BROCARD, C. R.; ROSA, D. C. P.; CASTRO, A. B.; ROSA, C.; TORRALVO, K.; PEQUENO, P.; MAGNUSSON, W. E. and FADINI, R. F. Responses of ground-dwelling birds and mammals to local environmental variables and human pressure in an Amazonian protected area. **European Journal of Wildlife Research**, v. 69, n. 48, p. 1-12, 2023. Acesso em: 09 dez. 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10344-023-01677-z>

DEMARCHI, L. O.; KLEIN, V. P.; AGUIAR, D. P. P.; MARINHO, L. C.; FERREIRA, M. J.; LOPES, A.; CRUZ, J.; QUARESMA, A. C.; SCHÖNGART, J.; WITTMANN, F.; PIEDADE, M. T. F. The specialized white-sand flora of the Uatumbá Sustainable Development Reserve, central Amazon, Brazil. **Check List**, v. 18, n. 1, p. 187–217, 2022. <https://doi.org/10.15560/18.1.187>

DEMARCHI, L. O.; PAGNUSSAT, V.; SCHÖNGART, J.; WITTMANN, F. As formações vegetais amazônicas sobre areias brancas: campinaranas. In: JUNK, W.; NUNES DA CUNHA, C. (Org.) **Inventário das áreas úmidas brasileiras: distribuição, ecologia, manejo, ameaças e lacunas de conhecimento**. Cuiabá-MT: Carlini & Caniato Editorial, 2024. p. 375–406.

https://www.researchgate.net/publication/385006956_AS_FORMACOES_VEGETAIS_AMAZONICAS SOBRE AREIAS BRANCAS CAMPINARANAS

FERREIRA NETO, G. S.; BACCARO, F. B.; PHILLIPS, M. J. and MASSARA, R. L. The distribution of bushmeat mammals in unflooded forests of the Central Amazon is influenced by poaching proxies. **Ecology and Evolution**, v. 13, e10783, 2023. Acesso em: 09 dez. 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ece3.10783>

FERREIRA, A. C.; CORREA, C. M. A.; GORDO, M.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; CUPELLO, M.; SALOMÃO, R. P. Ecological communities in white-sand Amazonian rainforests are sensitive to deforestation — a dung beetle case. **Insect Conservation and Diversity**, v. 18, n. 3, p.330-342, 2025. <https://doi.org/10.1111/icad.12804>

FRICKE, E. C.; BELLO, C.; CHAPLIN-KRAMER, R.; DENT, D. H. FEELEY, K. J.; GALETTI, M.; GONZÁLEZ-VARO, J. P.; HELENO, R. and REID, J. L. Drivers and impacts of global seed disperser decline. **Nature Reviews Biodiversity**, v. 1 , p. 386–400, 2025. Acesso em: 09 dez. 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s44358-025-00053-w>

KOROL, Y.; COLLINS, P.; GALLEGOS, J. R.; et al. Diversity and activity patterns of medium-sized and large terrestrial mammals in agroforests of a Peruvian Amazon rainforest region. **Ecology and Evolution**, v. 15, n. 8, e71997, 2025. <https://doi.org/10.1002/ece3.71997>

LACHER, T. E.; DAVIDSON, A. D.; FLEMING, T. H.; GÓMEZ-RUIZ, E. P.; McCracken, G. F.; OWEN-SMITH, N.; PERES, C. A.; VANDER WALL, S. B. The functional roles of mammals in ecosystems. **Journal of Mammalogy**, v. 100, n. 3, p. 942–964, 2019. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy183>

LEAL FILHO, W.; DINIS, M. A. P.; CANOVA, M. A.; CATALDI, M.; COSTA, G. A. S.; ENRICH-PRAST, A.; SYMEONAKIS, E.; BREARLEY, F. Q. Managing ecosystem services in the Brazilian Amazon: the influence of deforestation and forest degradation in the world's largest rain forest. **Geoscience Letters**, v. 12, n. 24, 2025. <https://doi.org/10.1186/s40562-025-00391-9>

LIMA E SILVA, T. D. O.; MATIAS, A. C. N.; MENEZES NETO, E. J.; AMARAL, J. V.; SILVA, L. I. P.; JACOB, M. C. M.; SILVA-MAIA, J. K. and TREGIDGO, D. Proximate composition of wild meats present in traditional food systems of the Brazilian Amazon. **PLoS One**, v. 20, n. 7, e0327783, 2025. Acesso em: 09 dez. 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0327783>

MAGNUSSON, W. E.; LIMA, A. P.; LUIZÃO, R.; LUIZÃO, F.; COSTA, F. R. C.; CASTILHO, C. V. and KINUPP, V. F. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, p. 1-6, 2005. Acesso em: 09 dez. 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032005000300002>

McFARLANE, J. J.; CHACÓN, O. M.; ARAUCO-ALIAGA, R. P.; BRAUNHOLTZ, L.; SANDERSON, R. and PFEIFER, M. Selective impacts of subsistence hunting on mammal communities in Manu National Park, Peru. **Biotropica**, v.

00, e13367, 2024. Acesso em: 09 dez. 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.13367>

MELO, É. R. A.; GADELHA, J. R.; SILVA, M. N. D.; SILVA JÚNIOR, A. P.; PONTES, A. R. M. Diversity, abundance and the impact of hunting on large mammals in two contrasting forest sites in northern Amazon. *Wildlife Biology*, v. 21, p. 234–245, 2015. <https://doi.org/10.2981/wlb.00095>

MENDONÇA, B. A. F.; FERNANDES FILHO, E. I.; SCHAEFER, C. E. G. R. Soil-vegetation relationships and community structure in a “terra-firme” white-sand vegetation gradient in Viruá National Park, northern Amazon, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 89, n. 2, p. 1269–1293, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201720160666>

PAGLIA, A. P.; FONSECA, G. A. B. da; RYLANDS, A. B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L. M. S.; CHIARELLO, A. G.; LEITE, Y. L. R.; COSTA, L. P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M. C. M.; MENDES, S. L.; TAVARES, V. C.; MITTERMEIER, R. A. and PATTON, J. L. Lista anotada dos mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals, 2 ed. *Occasional Papers in Conservation Biology*, n. 6, Conservation International, 2012. <https://repositorio.usp.br/item/002388295>

PIMENTEL, E. N. B.; JERÔNIMO, L. B.; PAULA, M. T.; LENCINAS, M. V.; PASTUR, G. M.; RUBIO, G. Relationship between forest structure and soil characteristics with flooded and non-flooded rainforests of Northern Amazonia (Brazil). *Forests*, v. 16, n. 5, p. 793, 2025. Acesso em: 09 dez. 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/fl6050793>

PEREIRA, R. C. S.; DAYRELL, J. S.; MELINSKI, R. D.; LIMA, A. P. Determinants of anuran assemblages in Amazonian white-sand ecosystems. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 96, n. 4, e20230082, 2024. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202420230082>

PRANCE, G. T. Notes on the vegetation of Amazonia III. The terminology of Amazonian forest types subject to inundation. *Brittonia*, v. 31, p. 26–38, 1979. <https://doi.org/10.2307/2806669>

QUEIROZ, M. S.; MARINHO, R. R.; CARVALHO, J. A. L.; SILVA, C. F. The geomorphological landscape of the Mariuá Archipelago: an anabranching megacomplex system in the Negro River, Amazon Basin (Brazil). *Geomorphology*, v. 490, art. 110023, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2025.110023>

RIBAS, C. C.; SAWAKUCHI, A. O.; ALMEIDA, R. P.; PUPIM, F. N.; REGO, M. A.; BATISTA, R.; KNOWLES, L. L. The role of rivers in the origin and future of Amazonian biodiversity. *Nature Reviews Biodiversity*, v. 1, p. 14–31, 2025. <https://doi.org/10.1038/s44358-024-00001-0>

TARDIO, B. M. R.; DA SILVEIRA, R. The role of forest structure and human occupation in structuring mammal assemblages in oligotrophic ecosystems of Central Amazonia. *Austral Ecology*, v. 40, n. 3, p. 318–330, 2015. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/aec.12217>

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. <http://jbb.ibict.br/handle/1/397>

CAPÍTULO 1 - ARTIGO

CASTRO, Renilce Carvalho de; NASCIMENTO, Edney Matos do; CASTRO, Renan Ministerio; RABELO, Rafael; BOBROWIEC, Paulo; CRUZ, Sâmia Letícia Reolon da; SCHIETTI, Juliana; LUTHER, David & ROSA, Clarissa (2026) **Gradientes ambientais e antrópicos moldam a estrutura da assembleia de mamíferos terrestres de médio e grande porte em uma floresta de areia branca da Amazônia Central**

Submetido a Journal of Animal Ecology

Gradientes ambientais e antropogênicos moldam a estrutura das assembleias de mamíferos terrestres de médio e grande porte em uma floresta de areia branca da Amazônia Central

Renilce Carvalho de Castro^{1,2,3*}, Edney Matos do Nascimento^{1,2}, Renan Ministerio Castro^{1,2}, Rafael Rabelo^{1,4}, Paulo Bobrowiec¹, Sâmia Letícia Reolon da Cruz¹, Juliana Schietti¹, David Luther⁵ & Clarissa Rosa^{1,2,3}

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas, Brazil.

²Centro de Estudos Integrados da Biodiversidade Amazônica, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas, Brazil.

³Coordenação de Dinâmica Ambiental, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas, Brazil.

⁴Department of Terrestrial Vertebrate Ecology, Mamirauá Institute for Sustainable Development, Tefé, Amazonas, Brazil.

⁵Department of Biology, George Mason University, College of Science, United States of America.

Resumo

1. Mamíferos terrestres de médio e grande porte desempenham papéis ecológicos fundamentais em florestas tropicais; contudo, a importância relativa dos filtros ambientais e das perturbações antrópicas na estruturação de suas assembleias em florestas amazônicas de areia branca ainda é pouco compreendida.
2. Neste estudo, avaliamos a influência desses fatores sobre o uso do habitat e a composição de espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte, bem como pela guilda de frugívoros-herbívoros, em ecossistemas de campinaranas amazônicas. A partir do uso de armadilhas fotográficas, análises de ordenação e modelagem de equações estruturais.

3. Registramos 22 espécies ao longo de 4.721 câmeras/dia, com assembleias dominadas por frugívoros-herbívoros e espécies generalistas de dieta e habitat, como o gambá-comum (*Didelphis marsupialis*).
4. Encontramos uma substituição (*turnover*) clara na composição de espécies, com a substituição de espécies frugívoras-herbívoras sensíveis a distúrbios e alvo de caça, como a anta (*Tapirus terrestris*) e o queixada (*Tayassu pecari*), por seus predadores (onça-pintada - *Panthera onca* e onça-parda - *Puma concolor*), bem como por tatus e espécies onívoras, evidenciando mudanças funcionais a partir das análises de ordenação.
5. Com os modelos de equações estruturais (MEE), revelamos que o uso do habitat pela assembleia total de mamíferos foi maior em áreas com menor altura da vegetação, enquanto a distância vertical a corpos d'água exerceu efeito indireto mediado pela estrutura da vegetação. Em contraste, as espécies frugívoras-herbívoras apresentaram respostas mais seletivas, com maior intensidade de uso do habitat em locais mais distantes das casas.
6. Em relação à estrutura composicional, as assembleias de mamíferos em geral foram predominantemente influenciadas pela distância às casas, enquanto a composição da guilda de frugívoros-herbívoros esteve associada à distância a residências humanas e à altura das árvores.
7. Áreas com influências humanas podem estruturar as assembleias de mamíferos, reforçando a necessidade de estratégias de manejo espacialmente explícitas voltadas à conservação da integridade funcional desses ecossistemas únicos e altamente sensíveis.

PALAVRAS-CHAVE

Armadilhas fotográficas, campinaranas, perturbações antrópicas, estrutura do habitat, NMDS, modelagem de equações estruturais

1. INTRODUÇÃO

Compreender como as espécies respondem à variação ambiental é um dos temas centrais na Ecologia, uma vez que tais respostas determinam padrões de distribuição das

espécies, intensidade de uso do habitat e a composição de comunidades biológicas (Guisan & Zimmermann, 2000). Nesse contexto, a heterogeneidade ambiental emerge como um dos principais fatores estruturadores das comunidades, atuando como um filtro ecológico que seleciona espécies com diferentes estratégias funcionais e tolerâncias ambientais, especialmente em regiões megadiversas como a Floresta Amazônica (Leal Filho et al., 2025; Oliveira et al., 2021).

A Floresta Amazônica apresenta elevada diversidade de habitats e uma ampla gama de processos ecológicos resultante da interação entre fatores climáticos e geomorfológicos (Queiroz et al., 2025; Ribas et al., 2025). Entre esses ambientes, as florestas de terra firme ocupam aproximadamente 82% da região, caracterizam-se pela ausência de inundações fluviais, solos predominantemente argilosos ou areno-argilosos e vegetação florestal de grande porte (Bredin et al., 2020; Oliveira et al., 2021), concentrando a maior parte dos estudos ecológicos realizados na Amazônia, devido à sua ampla distribuição e relativa acessibilidade (Ter Steege et al., 2023).

Em contraste com as florestas de terra firme, existem, na Amazônia, os chamados ecossistemas de areia branca. Estes ambientes ocupam cerca de 5% da área total da região, distribuem-se de forma fragmentada na paisagem e são caracterizados por solos arenosos, altamente lixiviados, pobres em nutrientes e ácidos (Adeney et al., 2016). Os ecossistemas de areia branca variam desde áreas abertas conhecidas como campinas, dominadas por vegetação herbácea e arbustiva, até formações florestais denominadas campinaranas, compostas por florestas de dossel baixo quando comparadas às florestas de terra firme (Adeney et al., 2016; Rodrigues et al., 2024).

Apesar das campinaranas representarem um ecossistema florestal único, altamente sensível e abrigar comunidades ecológicas com elevados níveis de endemismo e especialização, os fatores que estruturam suas assembleias de vertebrados terrestres ainda permanecem pouco compreendidos (Adeney et al., 2016; Demarchi et al., 2022). Essa lacuna é particularmente relevante para os mamíferos terrestres, grupo-chave na dinâmica de ecossistemas, por regular redes tróficas, dispersar e predar sementes, ciclar nutrientes e manter a estrutura florestal (Batista et al., 2025; Fricke et al., 2025; Mittelman et al., 2021). E, também, por possuir forte relevância socioecológica,

constituindo importante fonte de subsistência para populações tradicionais (Lima e Silva et al., 2025; Melo et al., 2015).

Embora os mecanismos ambientais que estruturam as assembleias de mamíferos terrestres de médio e grande porte em ecossistemas de areia branca permaneçam pouco investigados, em outros ecossistemas florestais amazônicos, como terra firme, a altura da vegetação atua como um filtro ambiental que molda a composição das assembleias, promovendo a substituição ou exclusão de espécies, simplificação das assembleias e perdas funcionais (Brandão et al., 2024; São Pedro et al., 2025; Tardio & Silveira, 2015). Ambientes com vegetação mais alta tendem a sustentar maior diversidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte (Brandão et al., 2024; Feng et al., 2020; Korol et al., 2025; Roll et al., 2015). Nesses ambientes, carnívoros e espécies frugívoras-herbívoras de grande porte, como a anta (*Tapirus terrestris*), o queixada (*Tayassu pecari*) e cervídeos, são registrados com maior frequência, possivelmente devido a maior oferta de abrigo e frutos carnosos. O mesmo pode ser esperado para os sistemas oligotróficos da Bacia do Rio Negro, onde os solos são pobres e os recursos alimentares são limitados (Tardio & Silveira, 2015).

Além da altura da vegetação, gradientes hidrológicos, como distâncias de rios, lagos e da drenagem mais próxima (*Height Above the Nearest Drainage* - HAND), também tendem a estruturar assembleias de mamíferos, promovendo substituição de espécies (Brandão et al., 2024). Nesse contexto, o HAND representa uma medida sintética do gradiente hidrológico, refletindo a influência da drenagem sobre a estrutura da vegetação. Áreas próximas a cursos d'água frequentemente apresentam vegetação mais baixa, dossel mais aberto e maior abundância de palmeiras, alterando a estrutura de habitat disponível para os mamíferos (Mendonça et al., 2017; Tardio & Silveira, 2015). Essas características também tendem a influenciar o uso do habitat, com carnívoros como felinos sendo menos frequentes em áreas próximas a corpos d'água, enquanto frugívoros-herbívoros, como a paca (*Cuniculus paca*) e a anta, e espécies generalistas quanto ao uso de habitat e à dieta, como gambás e tatus, tendem a utilizar mais esses ambientes (McFarlane et al., 2024; Paredes et al., 2017).

Além disso, pressões antrópicas, como a distância de assentamentos humanos, uso da terra, extração madeireira, incêndios, desmatamento e a caça também alteram

significativamente a estrutura e composição das assembleias de mamíferos em terra firme, resultando em substituição ou ausência de espécies e, em casos mais intensos, defaunação ou extinção local (Melo et al., 2015; Quintero et al., 2023; Rosa et al., 2021; Rossi et al., 2025). Assim, além do gradiente ambiental representado pelo gradiente hidrológico, a distância às casas funciona como um gradiente antrópico, possivelmente capaz de modular a estrutura das assembleias de mamíferos nas campinaranas.

Espécies de grande porte, mais sensíveis à perturbação antrópica ou que são frequentemente alvo de caça, como a anta e o queixada, ou de retalhação, como a onça-pintada, tendem a ser raras ou ausentes em áreas próximas a assentamentos humanos (McFarlane et al., 2024; Melo et al., 2015; Quintero et al., 2023). Em contraste, espécies generalistas de dieta e habitat, com altas taxas reprodutivas e que podem se beneficiar de recursos alimentares provenientes de cultivos humanos ou que são comuns em paisagens antropizadas, como o gambá-comum, paca, tatu-galinha (*Dasytus novemcinctus*) e cervídeos, frequentemente aumentam sua intensidade de uso do habitat nesses ambientes (Ferreira Neto et al., 2023; McFarlane et al., 2024; Rosa et al., 2021; Rossi et al., 2025).

Dada a importância ecológica dos mamíferos terrestres e a lacuna de conhecimento sobre florestas de areia branca, este estudo apresenta a primeira avaliação dos efeitos diretos e indiretos de um gradiente ambiental representado pelo gradiente hidrológico (HAND), mediados pela estrutura da vegetação, bem como do efeito direto de um gradiente antrópico representado pela distância às casas, sobre a assembleia de mamíferos terrestres de médio e grande porte em campinaranas da Amazônia Central.

Predizemos que a HAND influencia a intensidade de uso do habitat e a composição de espécies de forma direta e indireta (Fig. 1). Esperamos efeitos diretos semelhantes da altura das árvores e da distância às casas, tanto sobre as assembleias de mamíferos quanto sobre a guilda de frugívoros-herbívoros. Adicionalmente, prevemos um maior uso em ambientes com árvores mais altas, menores valores de HAND e menores distâncias às casas.

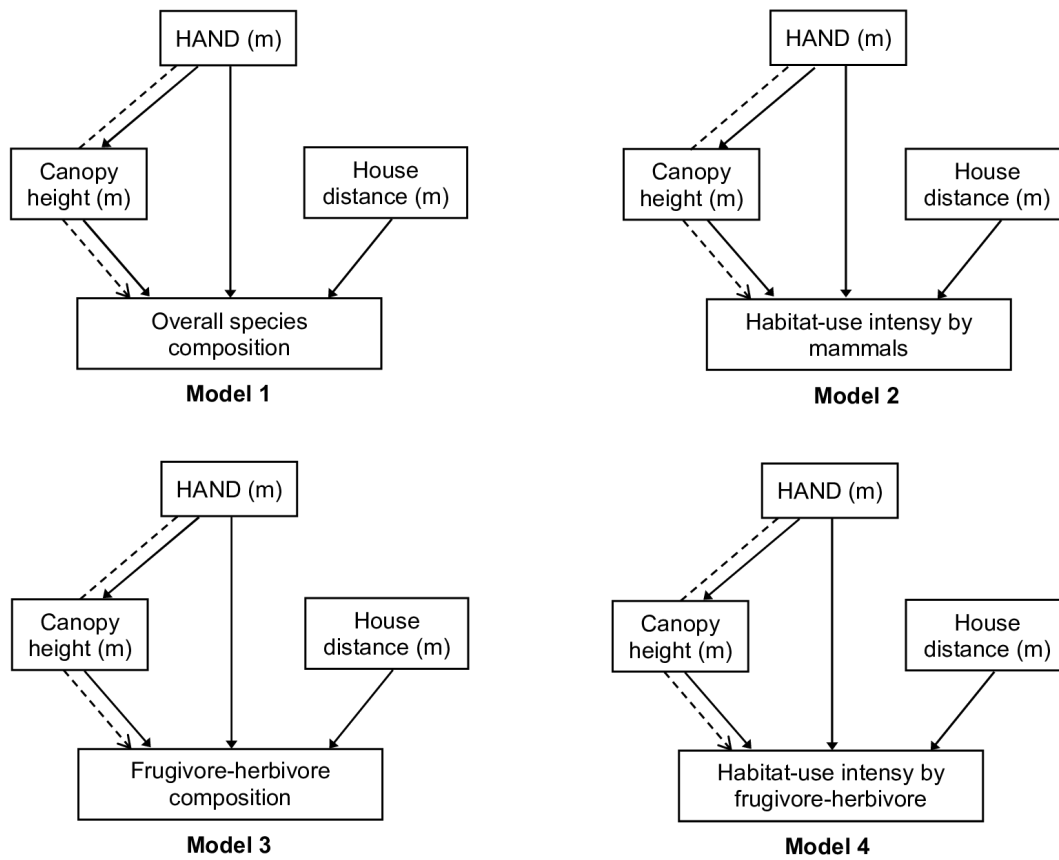


FIGURA 1 Ilustra os quatro modelos conceituais (Modelos 1–4) que representam nossas previsões. Todos os modelos predizem os efeitos das características do habitat, incluindo a altura acima da drenagem mais próxima (HAND) e a altura da vegetação, bem como distância às casas sobre as assembleias de mamíferos. O Modelo 1 avalia os efeitos sobre a composição geral de espécies, enquanto o Modelo 2 avalia os efeitos sobre a intensidade de uso do habitat pelos mamíferos. Os Modelos 3 e 4 testam o mesmo conjunto de previsões mas para a composição e intensidade de uso de habitat por espécies frugívoras-herbívoras, respectivamente. Setas contínuas indicam efeitos diretos, enquanto setas tracejadas representam caminhos indiretos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Nosso estudo foi conduzido na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Rio Negro (RDS Rio Negro; 60°44'27" W; 3°04'14" S), localizada na margem direita do baixo Rio Negro, Amazônia Central, Brasil (Fig. 2). A RDS Rio Negro abrange os

municípios de Iranduba, Novo Airão e Manacapuru, no estado do Amazonas (Vasconcelos et al., 2022). A reserva é uma área protegida destinada ao uso sustentável dos recursos naturais e é atualmente habitada por aproximadamente 800 famílias, distribuídas em 19 comunidades e 19 ramais de acesso, alcançados por meio do Rio Negro ou por estradas não pavimentadas que se ramificam da rodovia AM-352. As principais atividades desenvolvidas pelas famílias residentes incluem agricultura, manejo florestal madeireiro, pesca, caça e, em menor escala, turismo.

O clima regional é classificado como Am (monçônico tropical) segundo a classificação de Köppen, caracterizado por temperatura média anual de 25,6 °C e precipitação média anual de aproximadamente 2.300 mm (Peel et al., 2007). O período seco ocorre de junho a novembro, enquanto a estação chuvosa se estende de dezembro a maio (Marinho & Rivera, 2021). A vegetação da região é classificada como Floresta Ombrófila Densa, com predominância de florestas de terra firme. Além dessas formações, ocorrem manchas de campinas e campinaranas, que cobrem aproximadamente 1,8% da área da reserva (Magnusson et al., 2023; Pereira et al., 2024).

2.2 Delineamento amostral

Adotamos o protocolo do sistema RAPELD, que integra inventários do Programa de Avaliação Rápida (RAP - Rapid Assessment Program) com Projetos de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (PELD - Long-Term Ecological Research Projects) (Magnusson et al., 2005). Amostramos três módulos RAPELD acessados por estradas não pavimentadas que se ramificam nos quilômetros 18, 26 e 50 da rodovia AM-352 (ver Pereira et al., 2024).

Cada módulo possui configuração retangular, com duas trilhas de 5 km separadas por uma trilha de acesso de 1 km (Magnusson et al., 2005). Em cada uma das trilhas, há cinco parcelas uniformemente distribuídas a cada 1 km, sendo a primeira localizada em 500 m e a última em 4.500 m, seguindo as curvas de nível. Todas as parcelas estão localizadas em ambientes de campinaranas. Além das parcelas uniformemente distribuídas, ocorrem parcelas de campinarana ripária (cinco por módulo) ao longo das trilhas de acesso e entre as parcelas uniformemente distribuídas (10 por módulo), compreendendo um total de 45 parcelas (Fig. 2). Cada parcela possui 250 m.

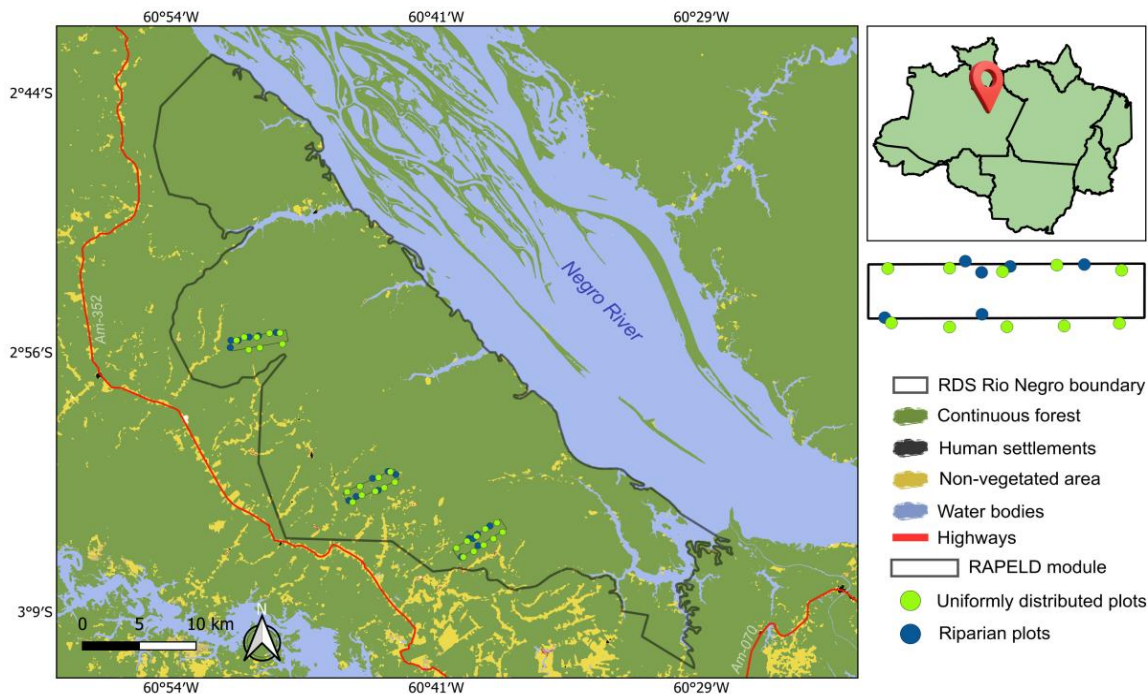


FIGURA 2 Localização da área de estudo, a Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Rio Negro (delimitada em preto), Amazonas, Brasil. O mapa ilustra a distribuição dos módulos RAPELD (retângulos) e das parcelas amostrais dentro da reserva. As parcelas uniformemente distribuídas são representadas por círculos verde-claro, enquanto as parcelas ripárias são representadas por círculos azul-escuro. As classes de cobertura do solo incluem floresta contínua (verde), assentamentos humanos (preto), áreas não vegetadas (amarelo), corpos d'água (azul-claro) e rodovias (vermelho).

2.3 Amostragem dos Mamíferos

A amostragem de mamíferos foi realizada entre junho de 2024 e fevereiro de 2025, abrangendo tanto a estação seca quanto a chuvosa, seguindo o protocolo de amostragem de Rosa et al. (2025). Durante a estação seca, as armadilhas fotográficas operaram de junho a setembro, e durante a estação chuvosa, de dezembro a fevereiro, totalizando aproximadamente 135 dias de amostragem por armadilha fotográfica.

Em cada uma das 45 parcelas (Fig. 2), instalamos uma armadilha fotográfica equipada com sensor de movimento, incluindo 10 câmeras Bushnell 24 MP Prime Combo Low Glow® (modelo 119932CB) e 35 câmeras Reconyx HyperFire 2 Professional HP2X® (modelo HLPXEL10021478). As armadilhas foram posicionadas

entre 30 e 50 cm acima do solo, próximas a trilhas comumente utilizadas pelos animais para deslocamento. As câmeras foram programadas para registrar três fotografias consecutivas seguidas de um vídeo de 15 segundos, com intervalo de um minuto entre disparos.

As espécies foram identificadas por meio de guias de campo (Barros, 2022; Reis et al., 2015) e com auxílio de especialistas taxonômicos. Os registros foram considerados independentes quando separados por pelo menos uma hora. Quando mais de um indivíduo da mesma espécie foi registrado em um único evento (fotografia ou vídeo) dentro desse intervalo, cada indivíduo foi considerado um registro. As espécies foram classificadas em guildas tróficas de acordo com a dieta, seguindo Paglia et al. (2012): carnívoros, frugívoros-herbívoros, insetívoros ou onívoros.

2.4 Amostragem de variáveis ambientais e antrópica

Em cada parcela, mensuramos as seguintes variáveis: altura máxima da vegetação (definida como o quantil 0,995 das alturas registradas), distância vertical à drenagem mais próxima e distância linear até a residência mais próxima (utilizada como proxy de pressão de caça de acordo com Brocardo et al., 2023).

A altura da vegetação foi obtida por meio de um LiDAR terrestre portátil (Light Detection and Ranging) (Parker et al., 2004), que consiste em um sistema de pulsos a laser amplamente utilizado em aplicações florestais (Giongo et al., 2010). A amostragem com LiDAR foi conduzida ao longo de toda a extensão de cada parcela, por meio do deslocamento contínuo do equipamento. As medições foram realizadas a cada segmento de 10 m, resultando em 25 segmentos amostrais por parcela, seguindo a metodologia de Torralvo et al. (2019).

A distância vertical à drenagem mais próxima foi estimada utilizando a métrica HAND (Height Above the Nearest Drainage — Altura Acima da Drenagem Mais Próxima), derivada de um modelo digital de elevação normalizado pela altura relativa acima da rede de drenagem. Essa métrica também funciona como proxy do potencial local de drenagem e está correlacionada com a profundidade do lençol freático e a elevação do terreno (Nobre et al., 2011; Rennó et al., 2008). A camada raster contendo os

dados de HAND foi obtida a partir do modelo global, e os valores de HAND foram extraídos para cada parcela utilizando o software R, versão 4.5.0 (R Core Team, 2025).

Para mensurar a distância de cada armadilha fotográfica até a residência mais próxima, importamos as coordenadas geográficas das armadilhas para o Google Earth Pro (Google LLC, 2024), onde a residência mais próxima a cada ponto foi identificada. As distâncias foram determinadas por meio da ferramenta de régua, medindo a menor distância linear, em metros (m), entre a localização da armadilha fotográfica e a residência identificada, seguindo Brocardo et al. (2023).

2.5 Análise de dados

Testamos correlações entre pares de variáveis explicativas (altura da vegetação, HAND e distância às casas) utilizando o coeficiente de correlação de Pearson ($|r| < 0,7$). Todas as correlações foram inferiores a 0,5 e, portanto, as variáveis foram tratadas como não correlacionadas. Também avaliamos a multicolinearidade entre variáveis independentes por meio do fator de inflação da variância ($VIF < 5$), implementado no pacote car (Fox et al., 2016), com todos os valores abaixo de 2.

As variáveis resposta incluíram a composição geral de espécies de mamíferos, a composição de espécies frugívoras-herbívoras e a intensidade de uso do habitat para ambos os grupos. Apenas a guilda de frugívoros-herbívoros foi analisada separadamente, por ter sido a única com número suficiente de registros ($N > 250$) para permitir análises robustas. Para quantificar a intensidade de uso do habitat, padronizamos os dados dividindo o número de registros independentes de cada espécie pelo número de dias de funcionamento das armadilhas fotográficas e multiplicando o resultado por 100 (Mandujano, 2024).

A composição geral de espécies e a composição de frugívoros-herbívoros foram extraídas a partir dos dois primeiros eixos de uma ordenação por escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), utilizando o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis, calculado com base nos dados de intensidade de uso do habitat. Os eixos do NMDS foram utilizados como uma ordenação indireta para avaliar como a composição de espécies de mamíferos variou ao longo de gradientes ambientais subjacentes, refletindo padrões de coocorrência, ausência ou substituição de espécies.

Para avaliar os efeitos diretos e indiretos de variáveis ambientais e antrópicas, utilizamos modelagem de equações estruturais (MEE) (Kline, 2015). Construímos seis modelos de SEM seguindo a mesma estrutura dos quatro modelos propostos em nossas previsões (Fig. 1), com uma modificação: como a composição de espécies, tanto geral quanto de frugívoros-herbívoros, foi representada pelos dois primeiros eixos do NMDS, cada eixo foi analisado separadamente. Assim, os Modelos 1 e 2 testaram a composição geral de espécies (NMDS1 e NMDS2), o Modelo 3 avaliou a intensidade de uso do habitat por mamíferos em geral, e os Modelos 4, 5 e 6 seguiram a mesma estrutura para a guilda de frugívoros-herbívoros.

O ajuste dos modelos foi avaliado por meio de múltiplos índices complementares, incluindo o teste do qui-quadrado (χ^2), valor de p, índice de ajuste comparativo (CFI), índice de Tucker-Lewis (TLI), raiz do erro quadrático médio de aproximação (RMSEA) e raiz padronizada do resíduo quadrático médio (SRMR), conforme Kline (2015). Os modelos de equações estruturais foram ajustados utilizando os pacotes lavaan (Rosseel, 2012) e lavaanPlot (Lishinski, 2018), com estimação por máxima verossimilhança e erros-padrão robustos. Todas as análises foram realizadas no software R, versão 4.5.0 (R Core Team, 2025).

Também avaliamos o potencial de autocorrelação espacial entre os locais amostrais utilizando o índice de Moran (Moran's I), implementado no software SAM v4.0 (Rangel et al., 2006). Os dados foram analisados separadamente para cada módulo, pois a dependência espacial entre parcelas tende a ser maior dentro dos módulos do que entre eles. Como o pacote lavaan não fornece resíduos de modelos de equações estruturais, ajustamos modelos de regressão linear múltipla incluindo todas as variáveis preditoras para extrair resíduos para as análises espaciais. As análises de estrutura espacial utilizaram um número igual de comparações pareadas (28-40, dependendo do módulo), resultando em seis classes de distância que variaram entre módulos. A significância foi testada com 999 permutações. Para todas as variáveis resposta analisadas (NMDS1, NMDS2 e intensidade de uso do habitat para todos os mamíferos e para frugívoros-herbívoros) dentro de cada módulo, não encontramos autocorrelação espacial significativa ($p > 0,05$).

3. RESULTADOS

Registramos 22 espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte, distribuídas em sete ordens, 12 famílias e 20 gêneros, totalizando 392 registros independentes ao longo de 4.721 câmeras-dia (Tabela S1 - Material Suplementar). As espécies mais frequentemente registradas foram o gambá-comum (*Didelphis marsupialis*, N = 67), a paca (*Cuniculus paca*, N = 53), o veado-roxo (*Passalites nemorivagus*, N = 47), o veado-vermelho (*Mazama americana*, N = 41), o cateto (*Dicotyles tajacu*, N = 37) e o queixada (*Tayassu pecari*, N = 35), enquanto o jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) e o tatu-canastra (*Priodontes maximus*) foram registrados apenas uma vez.

Os frugívoros-herbívoros constituíram a guilda mais abundante (252 registros), seguidos por onívoros (N = 82), insetívoros (N = 32) e carnívoros (N = 26). A riqueza de espécies por parcela variou de uma a oito espécies (média = 3,5; DP = 1,7). A média da altura da vegetação foi de 28,3 m (DP = 5,0), do HAND foi de 5,6 m (DP = 6,4) e da distância até a residência mais próxima foi de 1.420 m (DP = 879,9) (Tabela S2 - Material Suplementar).

3.1 Ordination pelo NMDS

A ordenação por NMDS revelou gradientes de variação na composição das espécies e na intensidade de uso do habitat pelas assembleias de mamíferos (Fig. 3A e B). No eixo NMDS1, espécies de maior porte e baixa frequência, como o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, N= 5) e a onça-pintada (*Panthera onca*, N= 8), ocorreram exclusivamente nos valores mais negativos do eixo, estando ausentes nas demais porções do gradiente. A partir desses valores, passaram a ocorrer espécies frugívoras-herbívoras como a cutia-preta (*Dasyprocta fuliginosa*, N=26), cateto e paca, bem como o tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*, N= 16) e a irara (*Eira barbara*, N= 5), indicando substituição gradual de espécies ao longo do eixo. Também ficou evidente que o queixada e a anta (*T. terrestris*, N=8) ficaram restritas aos valores intermediários do gradiente. A jaguatirica (*Leopardus pardalis*, N= 7) e os cervídeos apresentaram maior intensidade de uso do habitat nos valores mais negativos do NMDS1, enquanto a maioria das espécies ocorreu ao longo do gradiente, com variações na intensidade de uso (Fig. 3).

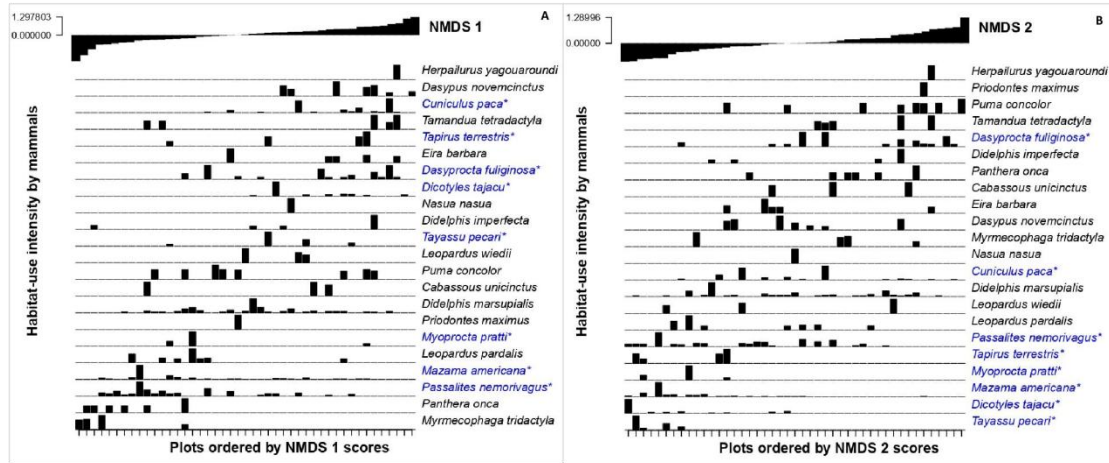


FIGURA 3 Ordenação das assembleias de mamíferos terrestres de médio e grande porte obtida pelos eixos do NMDS. (A) Ordenação das parcelas ao longo do eixo NMDS1. (B) Ordenação das parcelas ao longo do eixo NMDS2. As espécies frugívoros-herbívoros estão destacadas em azul e com asterisco. Os retângulos pretos representam a intensidade de uso do habitat ao longo dos eixos de ordenação.

No eixo NMDS2, observamos um padrão mais pronunciado de substituição de espécies, especialmente envolvendo frugívoros-herbívoros. Espécies como a anta, cateto, cotiara (*Myoprocta pratti*, N= 5) e o queixada (primeira a desaparecer) ocorreram nas porções mais negativas do eixo. Conforme essas espécies desaparecem, espécies como a cutia-preta, irara, mucura-de-orelha-branca (*Didelphis imperfecta*, N=7) paca, tamanduás, tatus e as onças surgem gradualmente nos gradientes mais positivos da ordenação. Por fim, uso do habitat pelo veado-vermelho diminuiu ao longo desse gradiente, tendendo a desaparecer em áreas com valores mais positivos, enquanto a maioria das espécies apresentou maior intensidade de uso nas porções mais positivas do NMDS2 (Fig. 3).

3.2 Análises de Modelagem de Equações Estruturais (MEE)

As análises de MEE revelaram efeitos significativos e consistentes das variáveis ambientais e antrópicas sobre a estrutura das assembleias de mamíferos (Fig. 4; Tabela S3 - Material Suplementar). Em todos os seis modelos, o HAND influenciou positivamente a altura da vegetação, indicando que parcelas localizadas em posições mais altas e verticalmente mais distantes dos cursos d'água apresentam vegetação mais alta.

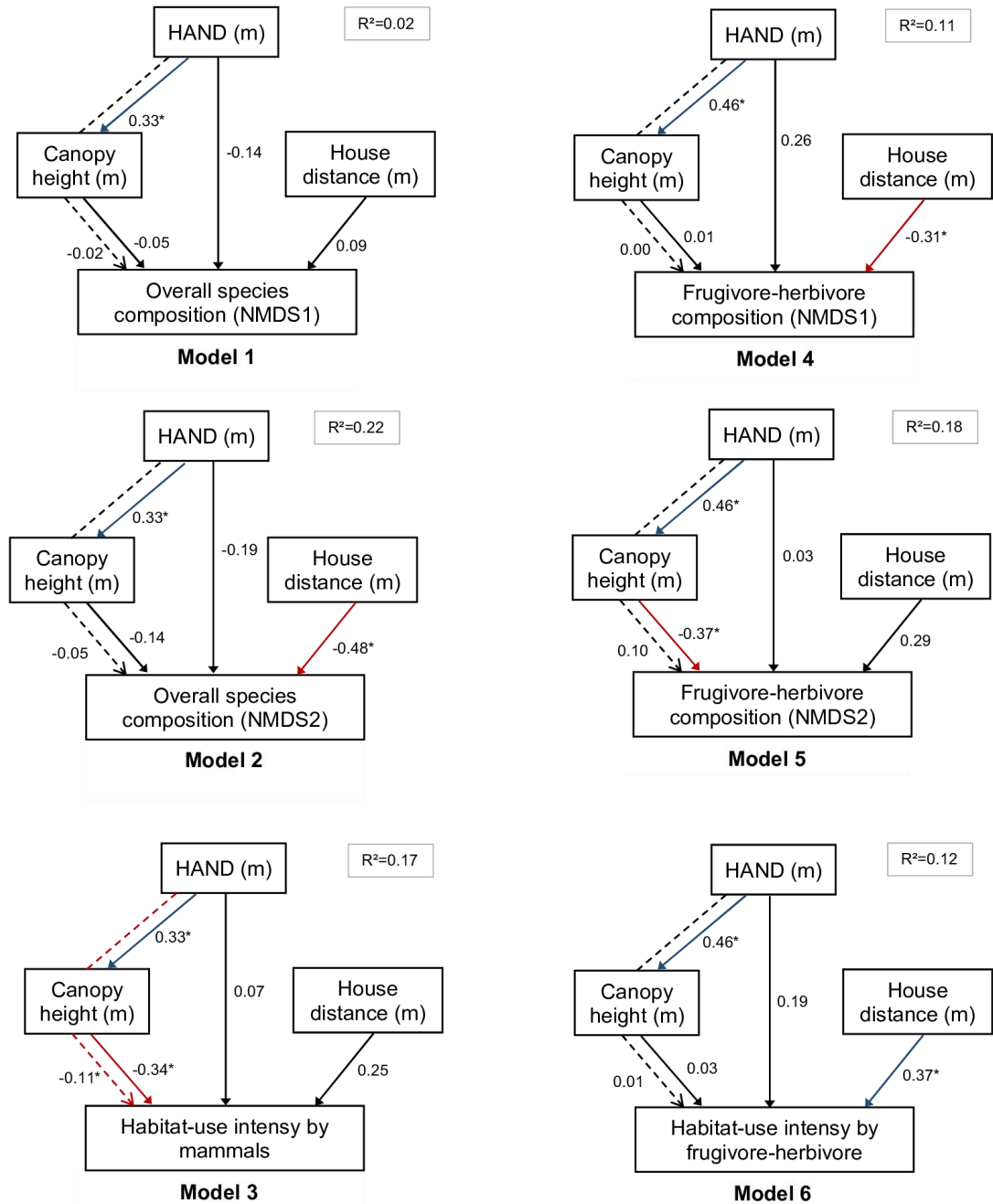


FIGURA 4 Modelos de equações estruturais (MEE) mostrando os efeitos de variáveis ambientais (HAND, altura da vegetação) e antrópicas (distância às residências) sobre as assembleias de mamíferos. Os Modelos 1 (NMDS1) e 2 (NMDS2) avaliam a composição geral de espécies, o Modelo 3 avalia a intensidade de uso do habitat pelos mamíferos, os Modelos 4 (NMDS1) e 5 (NMDS2) avaliam a composição de espécies frugívoras-herbívoras, e o Modelo 6 avalia a intensidade de uso do habitat para essa guilda. Setas

contínuas indicam efeitos diretos, setas tracejadas efeitos indiretos, azul = positivo, vermelho = negativo, preto = não significativo. Asteriscos (*) denotam efeitos significativos ($p < 0,05$). Os valores de R^2 indicam a proporção da variância explicada.

Para a composição geral de mamíferos, apenas o NMDS2 foi influenciado, sendo estruturado exclusivamente pela distância à residência mais próxima (coeficiente = -0,48; $p < 0,001$) (Fig. 4). Isso indica que a composição das assembleias de mamíferos varia ao longo de um gradiente de proximidade humana, com mudanças composicionais ocorrendo mais próximas às residências.

Em relação à intensidade de uso do habitat pelos mamíferos em geral, a altura da vegetação apresentou efeito direto negativo (coeficiente = -0,45; $p < 0,001$), indicando maior uso do habitat em áreas com vegetação mais baixa. O HAND afetou o uso do habitat de forma indireta, mediado pela estrutura da vegetação (coeficiente = -0,11; $p = 0,004$), indicando que parcelas mais distantes dos cursos d'água possuem vegetação mais alta, o que, por sua vez, reduz a intensidade de uso do habitat.

Para a guilda de frugívoros-herbívoros, a composição de espécies foi influenciada pela distância às residências ao longo do NMDS1 (coeficiente = -0,31; $p = 0,046$), indicando mudanças composicionais associadas à proximidade humana, e pela altura da vegetação ao longo do NMDS2 (coeficiente = -0,37; $p = 0,046$), refletindo substituição de espécies ao longo do gradiente estrutural da vegetação. O uso do habitat por essa guilda foi positivamente afetado pela distância às residências (coeficiente = 0,37; $p = 0,011$), sendo maior em áreas mais distantes da influência humana (Fig. 4).

Todos os seis modelos apresentaram excelente ajuste, com valores de p , CFI, TLI, RMSEA e SRMR dentro ou acima dos limiares recomendados por Kline (2015) (Tabela 1).

TABELA 1 Índices de qualidade de ajuste para os seis modelos de equações estruturais (SEM) avaliados neste estudo. O ajuste dos modelos foi avaliado utilizando o teste do qui-quadrado (χ^2), valor de p , Comparative Fit Index (CFI), Tucker–Lewis Index (TLI), Root Mean Square Error of Approximation (RMSEA) e Standardised Root Mean Square

Residual (SRMR). Os valores de referência seguem as recomendações de Kline (2015). Todos os modelos apresentaram excelente ajuste.

		p-value	CFI	TLI	RMSEA	SRMR	Model
Model	χ^2	> 0.05	>= 0.95	>= 0.95	< 0.05	< 0.08	fit
Model 1	0.751	0.386	1	1.310	0	0.024	Excellent
Model 2	0.751	0.386	1	1.054	0	0.027	Excellent
Model 3	0.751	0.386	1	1.067	0	0.026	Excellent
Model 4	0.161	0.689	1	1.354	0	0.013	Excellent
Model 5	0.161	0.689	1	1.235	0	0.014	Excellent
Model 6	0.161	0.689	1	1.170	0	0.013	Excellent

4. DISCUSSÃO

Nossos resultados demonstram que tanto a intensidade de uso do habitat quanto a composição de espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte em florestas de areia branca amazônicas (campinaranas) são fortemente influenciadas por filtros ambientais e antrópicos, sendo que os fatores antrópicos exercem efeitos mais consistentes e abrangentes. Enquanto gradientes ambientais modulam o uso do habitat pela assembleia geral de mamíferos, a proximidade de assentamentos humanos é o principal fator direto de variação composicional e de intensidade de uso do habitat na guilda frugívoro-herbívoros. Essas modulações afetam especialmente espécies de grande porte conforme já registrado por McFarlane et al. (2024), Melo et al. (2015) e Rossi et al. (2025). Detectamos que, mesmo em paisagens com densidade humana relativamente baixa e uso sustentável, a presença antrópica pode reorganizar assembleias de mamíferos. O que pode favorecer espécies generalistas, promover substituição de espécies e produzir sinais iniciais de defaunação localizada (Rosa et al., 2021).

Contrariamente às nossas expectativas iniciais, o HAND não apresentou efeito direto sobre a composição de espécies de mamíferos, sugerindo que outras variáveis ambientais podem desempenhar um papel mais proeminente na estruturação dessas assembleias. No entanto, sua relação positiva e consistente com a altura da vegetação indica que parcelas localizadas a maiores distâncias verticais de riachos tendem a sustentar vegetação mais alta, um padrão previamente reportado para campinaranas

amazônicas ripárias e não ripárias (Mendonça et al., 2017). Esse resultado é consistente com o efeito negativo indireto do HAND sobre o uso do habitat por mamíferos em geral, ilustrando que variáveis abióticas podem influenciar as assembleias de mamíferos de forma indireta, ao moldar a estrutura do habitat e a disponibilidade de recursos.

O maior uso de habitats próximos a corpos d'água pode ser explicado pela alta frequência de registros de paca e queixada, em sua maioria associados a valores de HAND inferiores a 1 m. Esse padrão está de acordo com Paredes et al. (2017), que relataram maior uso do habitat por essas espécies em áreas próximas a corpos d'água. Além disso, o aumento do uso do habitat por tatus e tamanduás nas proximidades de igarapés (< 3 m), com o tatu-galinha ocorrendo exclusivamente nesses valores de HAND, pode refletir sua preferência por vegetação mais baixa e aberta, associada à presença de cupinzeiros, um importante recurso alimentar para essas espécies insetívoras (Mendonça et al., 2017).

De forma inesperada, encontramos um efeito negativo direto da altura da vegetação sobre a intensidade de uso do habitat por mamíferos em geral. Esse padrão provavelmente reflete a alta frequência de registros de espécies generalistas de habitat e dieta, como os gambás (Voss, 2022), juntamente com ocorrências do tatu-galinha concentradas em áreas com altura de vegetação inferior a 25 m, que oferecem oportunidades adequadas de forrageamento. Como ambientes de campinarana com menor altura de vegetação tendem a apresentar dossel mais aberto (Mendonça et al., 2017), nossos resultados estão em consonância com Brocardo et al. (2023), que relataram influência positiva da abertura do dossel sobre onívoros. No estudo de Brocardo et al. (2023), o gambá-comum representou mais da metade dos registros, refletindo alta tolerância a ambientes abertos ou secundários, consistente com sua ocorrência em savanas e bordas de floresta (Voss, 2022). Portanto, o efeito negativo da altura da vegetação não implica exclusão nas florestas mais altas, mas uma predominância relativa de espécies oportunistas em tipos de vegetação mais baixas e abertas (Brocardo et al., 2023).

Como esperado, a altura da vegetação influenciou a composição das espécies frugívoras-herbívoras, promovendo substituição de espécies ao longo do gradiente estrutural da vegetação. Isso reflete a preferência de antas e queixadas por áreas

florestadas com vegetação mais alta (> 28 m, com um único registro de anta a 16 m), geralmente associadas à dossel mais fechado, que oferece abrigo contra predadores e maior disponibilidade de frutos carnosos (Tardio & Silveira, 2015). Essas espécies dependem de habitats contínuos com maior oferta de recursos alimentares, evidenciando a estrutura da vegetação como um filtro ecológico crítico para espécies com exigências de habitat mais especializadas (Brandão et al., 2024; Brocardo et al., 2023; Melo et al., 2015; Quintero et al., 2023; Tardio & Silveira, 2015).

A distância até residências humanas, utilizada como proxy de pressão de caça, emergiu como o principal fator estruturando a composição geral da assembleia de mamíferos, indicando que filtros antrópicos podem se sobrepor aos gradientes ambientais naturais. A ocorrência exclusiva de grandes frugívoros-herbívoros (anta e queixada) a distâncias superiores a 1.500 m das residências sugere efeito negativo da caça de subsistência, padrão amplamente relatado em florestas tropicais amazônicas (Melo et al., 2015; Rosa et al., 2021; Rossi et al., 2025).

Espécies de grande porte geralmente apresentam baixas taxas reprodutivas, grandes áreas de vida e alta detectabilidade, tornando-as particularmente vulneráveis à caça e levando à sua exclusão de áreas mais próximas da atividade humana (Melo et al., 2015; McFarlane et al., 2024). Em contrapartida, áreas próximas às residências tendem a ser dominadas por espécies generalistas de pequeno porte, com altas taxas reprodutivas e plasticidade trófica, capazes de explorar recursos antrópicos, como cultivos e habitats secundários (Ferreira-Neto et al., 2023). Esse processo impulsiona a substituição de espécies, em que espécies sensíveis à perturbação são progressivamente substituídas por espécies tolerantes.

A ausência local de anta e queixada, que são engenheiras de ecossistema funcionalmente importantes, representa não apenas perda de espécies, mas também perda funcional, podendo afetar a dispersão de sementes, a ciclagem de nutrientes e a estrutura do sub-bosque (Rosa et al., 2021; Tardio & Silveira, 2015). Isso configura um claro caso de defaunação localizada, no qual a riqueza aparente de espécies pode ser mantida, mas a composição e a funcionalidade ecológica são profundamente alteradas (McFarlane et al., 2024; Rosa et al., 2021).

Para os frugívoros-herbívoros, os efeitos da perturbação antrópica também foram claros e consistentes, com cateto, anta e queixada ocorrendo apenas em áreas mais distantes das residências, indicando sua ausência nas proximidades de assentamentos humanos (Melo et al., 2015). A distância às casas também afetou positivamente o uso do habitat por essa guilda, com maior intensidade em áreas mais afastadas de humanos, explicada pela combinação de registros de anta e queixada, ambas altamente sensíveis à perturbação humana (McFarlane et al., 2024; Melo et al., 2015; Ferreira-Neto et al., 2023). A resposta consistente dessa guilda reforça a caça como um dos principais filtros na estruturação de assembleias de mamíferos, conforme amplamente documentado em paisagens amazônicas (McFarlane et al., 2024; Melo et al., 2015; Quintero et al., 2023; Rosa et al., 2021).

Embora tenhamos encontrado efeitos importantes de variáveis ambientais e antrópicas sobre as assembleias de mamíferos em campinaranas amazônicas, algumas limitações devem ser reconhecidas. Não quantificamos diretamente os recursos alimentares (frutos, sementes, folhas e invertebrados), o que pode influenciar interpretações sobre seletividade de espécies, uma vez que a disponibilidade de recursos exerce forte influência na ocorrência e no uso do habitat por mamíferos (Brandão et al., 2024; Brocardo et al., 2023). Além disso, a intensidade da atividade humana, incluindo pressão de caça, presença de cães domésticos, cultivos, fogo, número de residências e tamanho das famílias, foi inferida indiretamente pela proximidade às casas, apesar de seus efeitos já reconhecidos sobre a presença e o comportamento de mamíferos (Ferreira-Neto et al., 2023; Quintero et al., 2023; McFarlane et al., 2024).

Por fim, em unidades de conservação de uso sustentável, onde a presença humana é intrínseca, a necessidade de estratégias de manejo que considerem explicitamente a distância às residências como uma métrica operacional relevante é necessária. A manutenção de áreas mais afastadas da ocupação humana é essencial para fornecer refúgios a espécies sensíveis. Essa estratégia deve ser fortalecida por meio de monitoramento de longo prazo e gestão participativa com as comunidades locais, a fim de garantir a conservação funcional e a resiliência dos ecossistemas (Magnusson et al., 2005; Quintero et al., 2023).

5. CONCLUSÃO

1. Pesquisas sobre os efeitos de filtros ambientais e antrópicos em assembleias de mamíferos terrestres em florestas de areia branca amazônicas (campinaranas) ainda são escassas, apesar da singularidade estrutural desses ecossistemas. Nosso estudo contribui para preencher essa lacuna de conhecimento em uma unidade de conservação de uso sustentável.
2. As assembleias de mamíferos terrestres de médio e grande porte nas florestas de campinaranas da RDS do Rio Negro foram dominadas por frugívoros-herbívoros e espécies generalistas, especialmente paca, gambá-comum e cervídeos, enquanto espécies de maior porte e sensíveis à perturbação, como a anta e o queixada, ficaram restritas a áreas mais distantes da influência humana.
3. Gradientes hidrológicos influenciaram indireta e negativamente o uso do habitat, destacando a importância de variáveis abióticas na modulação da heterogeneidade estrutural e na disponibilidade de recursos-chave para a fauna.
4. A proximidade às residências humanas, emergiu como o principal fator estruturando a composição das assembleias de mamíferos e o uso do habitat por frugívoros-herbívoros. A influência humana mostrou-se suficiente para reorganizar as assembleias, favorecer espécies oportunistas e reduzir a atividade de especialistas sensíveis à perturbação.
5. Nosso estudo reforça a necessidade de estratégias de manejo espacial que considerem explicitamente a presença humana, combinadas a um monitoramento de longo prazo, para manter refúgios para espécies sensíveis e garantir a conservação funcional das campinaranas amazônicas.

6. REFERÊNCIAS

- Adeney, J. M., Christensen, N. L., Vicentini, A. & Cohn-Haft, M. (2016). White-sand ecosystems in Amazonia. *Biotropica*, 48, 7–23. <https://doi.org/10.1111/btp.12293>
- Barros, Y. M. (2022). Guia de identificação de partes de felinos (Tradução). Freeland Brasil.
- Batista, N. L., Leles, B. N., Alves, E. N., Araújo, M. S. & Rocha, E. C. (2025). Medium and large-sized mammals of the Cantão region, Tocantins, Brazil: Inventory and habitat

use. *Biota Neotropica*, 25(1), e20241724. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2024-1724>

Brandão, F. C., Carvalho, W. D., Duarte, H. O. B., Rosalino, L. M., Silva, C. R. & Hilário, R. R. (2024). Fine-scale variation in the medium- and large-sized mammal assemblage composition in northeastern Amazon: Drivers of β -diversity and species interactions. *Ecological Research*, 1–15. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12534>

Bredin, Y. K., Hawes, J. E., Peres, C. A. & Haugaasen, T. (2020). Structure and Composition of Terra Firme and Seasonally Flooded Várzea Forests in the Western Brazilian Amazon. *Forests*, 11(12), 1361. <https://doi.org/10.3390/f11121361>

Brocardo, C. R., Rosa, D. C. P., Castro, A. B., Rosa, C., Torralvo, K., Pequeno, P., Magnusson, W. E. & Fadini, R. F. (2023). Responses of ground-dwelling birds and mammals to local environmental variables and human pressure in an Amazonian protected area. *European Journal of Wildlife Research*, 69(48), 1-12. <https://doi.org/10.1007/s10344-023-01677-z>

Demarchi, L. O., Klein, V. P., Aguiar, D. P. P., Marinho, L. C., Ferreira, M. J., Lopes, A., Cruz, J., Quaresma, A. C., Schöngart, J., Wittmann, F. & Piedade, M. T. F. (2022).

The specialized white-sand flora of the Uatumã Sustainable Development Reserve, central Amazon, Brazil. *Check List*, 18(1), 187–217. <https://doi.org/10.15560/18.1.187>

Feng, G., Zhang, J., Girardello, M., Pellissier, V. & Svenning, J. C. (2020). Forest canopy height co-determines taxonomic and functional richness, but not functional dispersion of mammals and birds globally. *Global Ecology and Biogeography*, 29(8), 1350–1359. <https://doi.org/10.1111/geb.13110>

Ferreira Neto, G. S., Baccaro, F. B., Phillips, M. J. & Massara, R. L. (2023). The distribution of bushmeat mammals in unflooded forests of the central Amazon is influenced by poaching proxies. *Ecology and Evolution*, 13, e10783. <https://doi.org/10.1002/ece3.10783>

Fox, J., Weisberg, S., Price, B., Adler, D., Bates, D., Baud-Bovy, G., Bolker, B., Ellison, S., Firth, D., Friendly, M. et al. (2024). car: Companion to applied regression (R package version). <https://CRAN.R-project.org/package=car>

Fricke, E. C., Bello, C., Chaplin-Kramer, R., Dent, D. H., Feeley, K. J., Galetti, M., González-Varo, J. P., Heleno, R. & Reid, J. L. (2025). Drivers and impacts of global seed

disperser decline. *Nature Reviews Biodiversity*, 1, 386–400. <https://doi.org/10.1038/s44358-025-00053-w>

Giongo, M., Koehler, H. S., Machado, S. A., Kirchner, F. F. & Marchetti, M. (2010). LiDAR: princípios e aplicações florestais. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 30(63), 231–244. <https://doi.org/10.4336/2010.pfb.30.63.23>

Gonçalves, A. L. S., Oliveira, T. G., Arévalo-Sandi, A. R., Canto, L. V., Yabe, T. & Spironello, W. R. (2022). Composition of terrestrial mammal assemblages and their habitat use in unflooded and flooded blackwater forests in the central Amazon. *PeerJ*, 10, e14374. <https://doi.org/10.7717/peerj.14374>

Google LLC. Google Earth Pro. 2024. <https://www.google.com/earth/versions/>

Guisan, A. & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2–3), 147–186. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)

Kline, R. B. (2015). *Principles and practice of structural equation modeling* (4th ed.). Guilford Press.

Korol, Y., Collins, P., Gallegos, J. R. et al. (2025). Diversity and activity patterns of medium-sized and large terrestrial mammals in agroforests of a Peruvian Amazon rainforest region. *Ecology and Evolution*, 15(8), e71997. <https://doi.org/10.1002/ece3.71997>

Leal Filho, W., Dinis, M. A. P., Canova, M. A., Cataldi, M., Costa, G. A. S., Enrich-Prast, A., Symeonakis, E. & Brearley, F. Q. (2025). Managing ecosystem services in the Brazilian Amazon: The influence of deforestation and forest degradation in the world’s largest rain forest. *Geoscience Letters*, 12, 24. <https://doi.org/10.1186/s40562-025-00391-9>

Lima e Silva, T. D. O., Matias, A. C. N., Menezes Neto, E. J., Amaral, J. V., Silva, L. I. P., Jacob, M. C. M., Silva-Maia, J. K. & Tregidgo, D. (2025). Proximate composition of wild meats present in traditional food systems of the Brazilian Amazon. *PLOS ONE*, 20(7), e0327783. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0327783>

Lishinski, A. (2018). lavaanPlot: Path diagrams for lavaan models. R package version. <https://cran.r-project.org/package=lavaanPlot>

- Magnusson, W. E., Lima, A. P., Luizão, R., Luizão, F., Costa, F. R. C., Castilho, C. V. & Kinupp, V. F. (2005). RAPELD: A modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. *Biota Neotropica*, 5(2), 1–6. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032005000300002>
- Magnusson, W. E., Lima, A. P., Ishikawa, N. K., Santorelli, S. & Nogueira, A. P. R. (2023). The hidden life that sustains the forests of the Rio Negro (T. Vicent, Trans.). Ed. dos Autores.
- Mandujano, S. (2023). Índice de abundancia relativa y tasa de encuentro con trampas cámara. *Mammalogy Notes*, 10(1), 389. <https://doi.org/10.47603/mano.v10n1.389>
- Marinho, R. R. & Rivera, I. A. (2021). The precipitation estimated with satellite in the Rio Negro Basin, northwest Amazon (1981–2017). *RAEGA – O Espaço Geográfico em Análise*, 50, 44–61. <https://doi.org/10.5380/raega.v50i0.67426>
- McFarlane, J. J., Chacón, O. M., Arauco-Aliaga, R. P., Brauhnoltz, L., Sanderson, R. & Pfeifer, M. (2024). Selective impacts of subsistence hunting on mammal communities in Manu National Park, Peru. *Biotropica*, 00, e13367. <https://doi.org/10.1111/btp.13367>
- Melo, É. R. A., Gadelha, J. R., Silva, M. N. D., Silva Júnior, A. P. & Pontes, A. R. M. (2015). Diversity, abundance and the impact of hunting on large mammals in two contrasting forest sites in northern Amazon. *Wildlife Biology*, 21, 234–245. <https://doi.org/10.2981/wlb.00095>
- Mendonça, B. A. F., Fernandes Filho, E. I. & Schaefer, C. E. G. R. (2017). Soil–vegetation relationships and community structure in a terra firme white-sand vegetation gradient in Viruá National Park, northern Amazon, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 89(2), 1269–1293. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201720160666>
- Mittelman, P., Dracxler, C. M., Santos-Coutinho, P. R. O., & Pires, A. S. (2021). Sowing forests: a synthesis of seed dispersal and predation by agoutis and their influence on plant communities. *Biological Reviews*, 96(6), 2425–2445. <https://doi.org/10.1111/brv.12761>
- Nobre, A. D., Cuartas, L. A., Hodnett, M., Rennó, C. D., Rodrigues, G., Silveira, A., Waterloo, M. & Saleska, S. (2011). Height Above the Nearest Drainage – a hydrologically relevant new terrain model. *Journal of Hydrology*, 404, 13–29. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.03.051>

- Oliveira, I. F., Baccaro, F. B., Werneck, F. P., Zacca, T., & Haugaasen, T. (2021). Marked differences in butterfly assemblage composition between forest types in central Amazonia, Brazil. *Forests*, 12(7), 942. <https://doi.org/10.3390/f12070942>
- Paglia, A. P., Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Herrmann, G., Aguiar, L. M. S., Chiarello, A. G., Leite, Y. L. R., Costa, L. P., Siciliano, S., Kierulff, M. C. M., Mendes, S. L., Tavares, V. C., Mittermeier, R. A. & Patton, J. L. (2012). Lista anotada dos mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals, 2 ed. Occasional Papers in Conservation Biology, Conservation International.
- Paredes, O. S. L., Norris, D., Oliveira, T. G. & Michalski, F. (2017). Water availability not fruitfall modulates the dry season distribution of frugivorous terrestrial vertebrates in a lowland Amazon forest. *PLoS ONE*, 12(3), e0174049. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174049>
- Parker, G. G., Harding, D. J. & Berger, M. L. (2004) A portable LiDAR system for rapid determination of forest canopy structure. *Journal of Applied Ecology*, 41(4), 755–767. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00925.x>
- Peel, M. C., Finlayson, B. L. & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen–Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(5), 1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Pereira, R. C. S., Dayrell, J. S., Melinski, R. D. & Lima, A. P. (2024). Determinants of anuran assemblages in Amazonian white-sand ecosystems. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 96(4), e20230082. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202420230082>
- Queiroz, M. S., Marinho, R. R., Carvalho, J. A. L. & Silva, C. F. (2025). The geomorphological landscape of the Mariuá Archipelago: An anabranching megacomplex system in the Negro River, Amazon Basin (Brazil). *Geomorphology*, 490, 110023. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2025.110023>
- Quintero, S., Abrahams, M. I., Beirne, C., Blake, J., Carvalho Jr, E., Costa, H. C. M., de Paula, M. J., Endo, W., Haugaasen, T., Guimarães Moreira Lima, M., Michalski, F., Mosquera, D., Norris, D., Oliveira, T., Paemelaere, E., Peres, C. A., Pezzuti, J., Romero, S., Santos, F., Sillero-Zubiri, C., Whitworth, A., Zwicker, S., Maffei, L., Sahley, C., Tuesta, C., Valdez, F., Macdonald, D. W. & Tan, C. K. W. (2023). Effects of human-

induced habitat changes on site-use patterns in large Amazonian forest mammals. *Biological Conservation*, 279, 109904. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.109904>

Rangel, T. F. L. V. B., Diniz-Filho, J. A. F. & Bini, L. M. (2010). SAM: A comprehensive application for spatial analysis in macroecology. *Ecography*, 33, 46–50. <http://purl.oclc.org/sam/>

R Core Team. (2025). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

Reis, M. L., Raíces, D. S. L., Martins, J. V. F., Sampaio, R., Laranjeira, T. O. & Constantino, P. A. L. (2015). Guia de identificação de espécies alvo de aves e mamíferos – Região 5. GKNoronha.

Rennó, C. D., Nobre, A. D., Cuartas, L. A., Soares, J. V., Hodnett, M. G., Tomasella, J. & Waterloo, M. J. (2008) HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. *Remote Sensing of Environment*, 112(9), 3469–3481. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.03.018>

Ribas, C. C., Sawakuchi, A. O., Almeida, R. P., Pupim, F. N., Rego, M. A., Batista, R. & Knowles, L. L. (2025). The role of rivers in the origin and future of Amazonian biodiversity. *Nature Reviews Biodiversity*, 1, 14–31. <https://doi.org/10.1038/s44358-024-00001-0>

Rodrigues, F. C. G., Ribas, C. C., Pupim, F. N., Porat, N., Akabane, T. K., Vicentini, A. & Sawakuchi, A. O. (2024). Origin of sandy substrates controlling the distribution of open vegetation ecosystems in Amazonia. *Scientific Reports*, 14, 22833. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-72725-0>

Roll, U., Geffen, E. & Yom-Tov, Y. (2015). Linking vertebrate species richness to tree canopy height on a global scale. *Global Ecology and Biogeography*, 24(7), 814–825. <https://doi.org/10.1111/geb.12325>

Rosa, C., Lima-Silva, B., Senden, R. D., Camacho, A. A., Jesus, A., Rabelo, R. M., Graipel, M. E., Endo, W., Ochoa, A. C., Gatica, A., Bocchiglieri, A., Brocardo, C. R., Prasniewski, V. M., Szinwelski, N., Castro, A. B., Fogliatti, E. F., Fadini, R. F. & Bergallo, H. G. (2025). Protocolo para amostragem de mamíferos de médio e grande porte terrestres e arbóricolas com armadilhas fotográficas em parcelas RAPELD.

<https://www.periodicos.ufam.edu.br/index.php/educamazonia/article/view/18433>

Rosa, D. C. P., Brocardo, C. R., Rosa, C., Castro, A. B., Norris, D. & Fadini, R. F. (2021). Species-rich but defaunated: The case of medium- and large-bodied mammals in a sustainable-use protected area in the Amazon. *Acta Amazonica*, 51(4), 323–333. <https://doi.org/10.1590/1809-4392202101481>

Rosseel, Y. (2012). lavaan: An R package for structural equation modeling. *Journal of Statistical Software*, 48(2), 1–36. <https://doi.org/10.18637/jss.v048.i02>

Rossi, L. C., Emer, C., Lees, A. C., Berenguer, E., Barlow, J., Ferreira, J., França, F. M., Ramos, Y. G., Tavares, P. & Pizo, M. A. (2025). Anthropogenic disturbances simplify frugivory interactions in Amazonia. *Oikos*, e10831. <https://doi.org/10.1002/oik.10831>

São Pedro, M., Smith, M. N., Zuquim, G., Tuomisto, H., Stark, S. C., Pereira, L. G. A., Bobrowiec, P. E. D., Bueno, A. S., Capaverde Jr., U., Castilho, C., Esteban, E., Lima, A., Magnusson, W., Menger, J., Pinto, M. G., Rincón, L., Tavares, V. C., Waldez, F., & Schietti, J. (2025). Forest structure predicts plant and animal species diversity and composition changes in an Amazonian forest. *Biodiversity and Conservation*, 34, 3865–3888. <https://doi.org/10.1007/s10531-025-03136-4>

Tardio, B.M.R. & Da Silveira, R. (2015) The role of forest structure and human occupation in structuring mammal assemblages in oligotrophic ecosystems of Central Amazonia. *Austral Ecology*, 40 (3), 318–330. <https://doi.org/10.1111/aec.12217>

Ter Steege, H., Pitman, N. C. A., do Amaral, I. L., de Souza Coelho, L., de Almeida Matos, F. D., de Andrade Lima Filho, D., Salomão, R. P., Wittmann, F., Castilho, C. V., Guevara, J. E. et al. (2023). Mapping density, diversity and species richness of the Amazon tree flora. *Communications Biology*, 6, 1130. <https://doi.org/10.1038/s42003-023-05514-6>

Torralvo, K., Lima, A. & Rosa, C. A. (2019). Vegetation structure data obtained with ground-based LiDAR in permanent RAPELD plots in the Tapajós National Forest, Brazil. PPBio Data Repository. <https://search.dataone.org/view/PPBioAmOc.577.2>

Vasconcelos, M. A., Pereira, H. S., Lopes, M. & Guimarães, D. F. (2022). Impacts of climate change on the lives of riverine farmers on the lower Rio Negro, Amazon. *Atmosphere*, 13, 1906. <https://doi.org/10.3390/atmos13111906>

Voss, R. S. (2022). An annotated checklist of recent opossums (Mammalia: Didelphidae).
Bulletin of the American Museum of Natural History, 455 (1), 1–76.
<https://doi.org/10.1206/0003-0090.455.1.1>

MATERIAL SUPLEMENTAR

TABELA S1 Espécies de mamíferos registradas na RDS Rio Negro, AM, com classificação taxonômica, nome comum, dieta (FRU/HB = frugívoro-herbívoros; FRU = frugívoro; CAR = carnívoro; INS = insetívoro e ONI = onívoro) e número de registros (Nº reg.).

Order	Family	Genus	Species	Common name	Diet	Nº rc.
Artiodactyla	Cervidae	Passalites	<i>P. nemorivagus</i> (Cuvier, 1817)	Brown brocket deer	FRU/HB	47
		Mazama	<i>M. americana</i> (Erxleben, 1777)	Red brocket deer	FRU/HB	41
	Tayassuidae	Dicotyles	<i>D. tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Collared peccary	FRU/HB	37
		Tayassu	<i>T. pecari</i> (Link, 1795)	White-lipped peccary	FRU/HB	35
			<i>H. yagouaroundi</i> (É. Geoffroy			
Carnivora	Felidae	Herpailurus	Saint-Hilaire, 1803)	Jaguarundi	CAR	1
		Leopardus	<i>L. pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Ocelot	CAR	7
			<i>L. wiedii</i> (sCHINZ, 1821)	Margay	CAR	3
		Puma	<i>P. concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Puma	CAR	8
		Panthera	<i>P. onca</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguar	CAR	7
	Mustelidae	Eira	<i>E. barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Tayra	ONI	6
	Procyonidae	Nasua	<i>N. nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Coati	ONI	2
Cingulata	Dasypodidae			Southern naked-tailed		
		Cabassous	<i>C. unicinctus</i> Linnaeus, 1758	armadillo	INS	3
		Dasypus	<i>D. novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Nine-banded armadillo	INS	16

	Chlamyphoridae	Priodontes	<i>P. maximus</i> (Kerr, 1792)	Giant armadillo	INS	1
Didelphimorphia	Didelphidae	Didelphis	<i>D. marsupialis</i> Linnaeus, 1758	Opossum	ONI	67
			<i>D. imperfecta</i> Mondolfi & Pérez-Hernández, 1984	White-eared opossum	ONI	7
Perissodactyla	Tapiridae	Tapirus	<i>T. terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Tapir	FRU/HB	8
Pilosa	Myrmecophagidae	Myrmecophaga	<i>M. tridactyla</i> Linnaeus, 1758	Giant anteater	INS	5
		Tamandua	<i>T. Tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Southern tamandua	INS	7
Rodentia	Cunilidae	Cuniculus	<i>C. paca</i> (Linnaeus, 1766)	Spotted paca	FRU	53
	Dasyproctidae	Dasyprocta	<i>D. fuliginosa</i> Wagler, 1832	Agouti	FRU/HB	26
		Myoprocta	<i>M. pratti</i> Pocock, 1913	Green acouchi	FRU/HB	5

TABELA S2 Mostra a média, Desvio Padrão (SD) e valores mínimos e máximos das variáveis ambientais e humana.

Independent variables	Mean	SD	Minimum	Maximum
Canopy height (m)	28.29	5.0	14.27	37.17
HAND (m)	5.57	6.43	0	25.83
Houses distance (m)	1.420,33	879.9	300	3.900

TABELA S3 Efeitos diretos e indiretos padronizados estimados pelos Modelos de Equações Estruturais (MEE) avaliando a influência de fatores hidrológicos (HAND), altura do dossel e distância e residência humanas sobre a composição de espécies e o uso do habitat por mamíferos terrestres de médio e grande porte. Os Modelos 1 e 2 avaliam a composição geral de espécies com base no primeiro (NMDS1) e no segundo (NMDS2) eixos da ordenação NMDS. O Modelo 3 avalia o uso do habitat por todas as espécies. Os Modelos 4 e 5 avaliam a composição de espécies frugívoras-herbívoras com base no NMDS1 e NMDS2, respectivamente, e o Modelo 6 avalia o uso do habitat por esse grupo funcional. São apresentados os coeficientes padronizados dos caminhos (Std.all) e os respectivos valores de p. Os efeitos indiretos representam a mediação por meio da altura do dossel.

Model	Effect	Response variable	Predictor variable	Std.all	p-value
Model 1	Direct	NMDS1 - all species	HAND	-0.137	0.488
		NMDS1 - all species	Canopy height	-0.050	0.776
		NMDS1 - all species	House distance	0.092	0.476
		Canopy height	HAND	0.333	0.003
	Indirect		Canopy		
		NMDS1 - all species	height~HAND	-0.017	0.785
Model 2	Direct	NMDS2 - all species	HAND	-0.193	0.121
		NMDS2 - all species	Canopy height	-0.143	0.238
		NMDS2 - all species	House distance	-0.484	0.001
		Canopy height	HAND	0.333	0.003
	Indirect		Canopy		
		NMDS2 - all species	height~HAND	-0.048	0.233
Model 3	Direct	Habitat use	HAND	-0.066	0.593
		Habitat use	Canopy height	-0.343	0.001
		Habitat use	House distance	0.255	0.087
		Canopy height	HAND	0.333	0.003
	Indirect		Canopy		
		Total abundance	height~HAND	-0.114	0.005
Model 4	Direct	NMDS1 - FRU/HB	HAND	0.258	0.137

		NMDS1 - FRU/HBs	Canopy height	0.007	0.972
		NMDS1 - FRU/HB	House distance	-0.312	0.046
		Canopy height	HAND	0.456	0.001
			Canopy		
	Indirect	NMDS1 -FRU/HB	height~HAND	0.003	0.972
Model 5	Direct	NMDS2 - FRU/HB	HAND	0.030	0.867
		NMDS2 - FRU/HB	Canopy height	-0.369	0.046
		NMDS2 -FRU/HB	House distance	0.295	0.057
		Canopy height	HAND	0.456	0.001
			Canopy		
	Indirect	NMDS2 - frugivores	height~HAND	-0.168	0.102
Model 6	Direct	Habitat use - FRU/HB	HAND	-0.193	0.162
		Habitat use - FRU/HB	Canopy height	0.030	0.770
		Habitat use - FRU/HB	House distance	0.369	0.011
		Canopy height	HAND	0.456	0.001
			Canopy		
	Indirect	Habitat use - FRU/HB	height~HAND	0.014	0.776

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Obtivemos 392 registros de 22 espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte em campinaranas ripárias e não ripárias da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Rio Negro. Nosso estudo fornece a primeira avaliação integrada dos efeitos diretos e indiretos de variáveis ambientais e antrópicas sobre a assembleia de mamíferos em campinaranas da Amazônia Central. Nossos resultados demonstram que, nesses ecossistemas de areia branca, a estruturação das assembleias é influenciada de forma mais consistente por fatores antrópicos do que pelos gradientes ambientais avaliados, evidenciando a sensibilidade desses ambientes naturalmente restritivos à presença humana.

A altura da vegetação emergiu como um importante filtro estrutural, influenciando negativamente a intensidade de uso do habitat da assembleia geral e a composição de espécies de mamíferos da guilda frugívora-herbívora. Embora o HAND tenha exercido influência positiva sobre a estrutura da vegetação, seus efeitos sobre os mamíferos foram predominantemente indiretos e limitados, indicando que a proximidade de corpos d'água atua principalmente como um modulador das características do habitat na área de estudo.

Por fim, este estudo amplia o conhecimento sobre a ecologia de mamíferos em ecossistemas amazônicos raros e frágeis, contribuindo para a compreensão dos processos que estruturam assembleias biológicas sob condições ambientais severas. Nossos resultados reforçam a necessidade de integrar abordagens ecológicas e socioambientais no planejamento da conservação, especialmente em unidades de uso sustentável, onde a coexistência entre biodiversidade e atividades humanas representa um desafio central.