

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Instituto de Ciências Biológicas

Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

Bruno Eduardo Pires de Camargos Lopes

**PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO VOADORES DO PARQUE NACIONAL
CAVERNAS DO PERUAÇU – MG: CARACTERIZAÇÃO E MODELAGEM
ECOLÓGICA**

Belo Horizonte

2023

Bruno Eduardo Pires de Camargos Lopes

**PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO VOADORES DO PARQUE NACIONAL
CAVERNAS DO PERUAÇU – MG: CARACTERIZAÇÃO E MODELAGEM
ECOLÓGICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre (ECMVS) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

Orientador: Professor Doutor Flávio Henrique Guimarães Rodrigues.

Belo Horizonte

2023

043

Lopes, Bruno Eduardo Pires de Camargos.

Pequenos mamíferos não voadores do Parque Nacional Cavernas do Peruaçu – MG: caracterização e modelagem ecológica [manuscrito] / Bruno Eduardo Pires de Camargos Lopes. – 2023.

45 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientador: Professor Doutor Flávio Henrique Guimarães Rodrigues.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

1. Ecologia. 2. Cerrado. 3. Caatinga. 4. Mamíferos. 5. Riqueza. I. Rodrigues, Flávio Henrique Guimarães. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. III. Título.

CDU: 502.7



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE



Ata da Defesa de Dissertação

Nº 455
Entrada: 2021/2

Bruno Eduardo Pires de Camargos Lopes

No dia 30 de novembro de 2023, às 10:00 horas, por videoconferência, teve lugar a defesa de dissertação de mestrado no Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, de autoria do(a) mestrando(a) Bruno Eduardo Pires de Camargos Lopes, orientando(a) do Professor Flávio Henrique Guimarães Rodrigues, intitulada: "Pequenos mamíferos não voadores do Parque Nacional Cavernas do Peruaçu – MG: caracterização e modelagem ecológica". Abrindo a sessão, o(a) Presidente da Comissão, Doutor(a) Flávio Henrique Guimarães Rodrigues, após dar a conhecer aos presentes o teor das normas regulamentares do trabalho final, passou a palavra para o(a) candidato(a) para apresentação de seu trabalho. Estiveram presentes a Banca Examinadora composta pelos Doutores: Marcelo Passamani (UFLA), Adriano Pereira Paglia (UFMG) e demais convidados. Seguiu-se a arguição pelos examinadores, com a respectiva defesa do(a) candidato(a). Após a arguição, apenas os senhores examinadores permaneceram no recinto para avaliação e deliberação acerca do resultado final, sendo a decisão da banca pela:

(X) Aprovação da dissertação, com eventuais correções mínimas e entrega de versão final pelo orientador diretamente à Secretaria do Programa, no prazo máximo de 30 dias;

() Reprovação da dissertação (marcar se é a primeira ou segunda reprovação): () *primeira reprovação () segunda reprovação

*Conforme o disposto no Artigo 80 da Resolução Complementar do CEPE/UFMG Nº 02/2017, de 04 de julho de 2017, caso seja a primeira reprovação, poderá ser concedido, a critério do Colegiado de Curso, um prazo para a realização de nova defesa de tese.

Nada mais havendo a tratar, o Presidente da Comissão encerrou a reunião e lavrou a presente ata, que será assinada por todos os membros participantes da Comissão Examinadora.

Belo Horizonte, 30 de novembro de 2023.

Assinaturas dos Membros da Banca Examinadora



Documento assinado eletronicamente por Adriano Pereira Paglia, Professor do Magistério Superior, em 10/01/2024, às 11:42, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por Marcelo Passamani, Usuário Externo, em 11/01/2024, às 08:50, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por Flavio Henrique Guimaraes Rodrigues, Membro, em 15/01/2024, às 18:18, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador 2930111 e o código CRC 93066A29.

AGRADECIMENTOS

A jornada desta dissertação foi enriquecida pelo apoio, encorajamento e contribuição de muitas almas generosas. Desde aqueles que compartilharam vivências comigo até os que indiretamente alimentaram este trabalho com ideias, sugestões, discussões e ensinamentos. Registro aqui, tudo isso só foi possível graças a vocês: família, amigos, amigas e parcerias científicas que iluminaram meu caminho e que, certamente, levarei para a vida toda.

Em Brasília, quero dedicar um agradecimento especial à melhor Equipe de Gerenciamento de Risco da Fauna do Aeroporto Internacional de Brasília: Anelise, Bruna, Cadu e Vitor. O apoio de vocês nas discussões, construções dos mapas e na constante motivação foram fundamentais para manter meu foco durante essa jornada desafiadora. Também agradeço a minha incrível e amorosa companheira, Malu, por todo suporte emocional e carinho cultivado. Você foi e seguirá sendo inspiração! Obrigado por tanto.

Em Belo Horizonte, minha sincera gratidão à minha amada família mineira, os Batistele. Obrigado pelo acolhimento com tanto carinho, fizeram me sentir em casa mesmo estando alguns muitos quilômetros dela. Agradeço também aos Matutos, que foram meus companheiros e irmãos de moradia por muitos meses. Levo cada um de vocês no coração!

Também deixo registrado um enorme agradecimento aos ‘cerrativistas’ da ONG A vida no Cerrado (AVINC), companheiros de militância em prol desse bioma tão querido por nós. Em especial, Cayo e Naty, obrigado por todo apoio e motivação!

Além disso, estendo meus agradecimentos às amigadas cultivadas no ECMVS. Ao meu orientador, Flávio, por ter topado encarar esse desafio de orientar um desconhecido cheio de curiosidade e gana de voltar ao Peruaçu. Obrigado pela paciência, contribuições e ensinamentos. Agradeço também a equipe do projeto Peruaçu: Natália, Fernando, Mário, Emídio, Carla e Ashtari. Sem vocês, nada disso teria sido possível! Um agradecimento especial à Marcela Frias, amiga dedicada que me auxiliou na elaboração dos modelos e me proporcionou um grande suporte emocional na reta final dessa dissertação, além da oportunidade de explorar o incrível Parque Estadual do Rio Preto. Espero, em breve, retornar para desbravar mais desse ambiente surpreendente.

À UFMG, expresse minha profunda gratidão a todos os funcionários e os que compõem o corpo docente, por contribuírem significativamente para minha formação acadêmica. Ao programa de pós-graduação ECMVS, agradeço o valioso aprendizado durante meu mestrado. À CAPES, meu sincero agradecimento pela concessão da bolsa, que tornou possível minha dedicação aos estudos e à pesquisa.

“Irmão, você não percebeu que você é o único representante do seu sonho na face da terra?

Se isso não fizer você correr, chapa, eu não sei o que vai.”

- Emicida

RESUMO

Com recursos limitados destinados à proteção da diversidade biológica, é fundamental conhecer as espécies presentes em uma área para desenvolver estratégias eficazes de conservação. Na diagonal de formações abertas da América do Sul, predominantemente composta pelos biomas Cerrado e Caatinga, apesar de abrigar uma rica biodiversidade e endemismos, há uma negligência significativa nas pesquisas científicas, especialmente quando comparadas às florestas tropicais. Esses ecossistemas enfrentam uma corrida contra o tempo devido à rápida perda de biodiversidade, sendo subvalorizados em termos de conservação. O Parque Nacional Cavernas do Peruaçu (PNCP), localizado no norte de Minas Gerais, destaca-se como uma região-chave para a conservação, graças à sua elevada biodiversidade e ao significativo número de espécies endêmicas, incluindo mamíferos. No entanto, a mastofauna do PNCP carece de estudos abrangentes, especialmente em relação aos pequenos mamíferos não voadores. Este estudo teve como objetivo principal preencher essa lacuna, explorando a composição de espécies em diferentes ambientes e investigando fatores que influenciam sua ocorrência e detecção. Ao abranger as principais fitofisionomias do PNCP, como cerrado típico, mata de galeria e mata seca cárstica, utilizamos de curvas de rarefação para avaliar a eficiência da amostragem e explorar a diversidade estimada de espécies na comunidade. A semelhança na composição de espécies entre os ambientes amostrados foi avaliada através do índice de similaridade de Jaccard. Além disso, foram construídos modelos de ocupação e detecção, incorporando variáveis de fitofisionomia e tipos de armadilhas, para examinar o efeito desses parâmetros na probabilidade de ocupação e detecção das espécies. Os resultados revelaram um total de 16 espécies no PNCP, incluindo duas (*Rhipidomys macrurus* e *Wiedomys pyrrhorhinos*) que ainda não haviam sido registradas na região do Vale do Peruaçu. A análise de rarefação indica que tanto a mata de galeria quanto a mata seca atingiram a assíntota de suas curvas, enquanto o cerrado típico não estabilizou completamente. Em relação à similaridade das espécies, destaca-se uma diferenciação moderada entre ambientes cavernícolas e áreas de cerrado típico em comparação com outros ambientes. Nos modelos construídos, as variáveis 'tipo de armadilha' e 'comprimento cabeça-corpo' apresentaram os maiores pesos acumulativos. No entanto, nenhum deles obteve suporte robusto. Observamos um aumento médio nas capturas de pequenos mamíferos à medida que o NDVI aumentou, sugerindo uma relação positiva, embora não significativa. Apesar dos avanços proporcionados por esta amostragem, somada às capturas de estudos anteriores, reconhecemos a limitação na abrangência das espécies

potencialmente presentes no PNCP. A incerteza nos modelos destaca a importância de considerar a detecção imperfeita das espécies e a necessidade de ajustes nas estratégias de amostragem, como a inclusão de armadilhas de interceptação e queda. A concentração de amostragem na área central do PNCP sugere oportunidades em locais menos representados, como a região mais ao norte, que faz fronteira com a Terra Indígena Xakriabá. O NDVI, embora não revele uma forte relação com as taxas de captura, destaca a importância de incorporar a sazonalidade em estudos futuros para compreender melhor o papel da integridade da vegetação nas taxas de captura. Os resultados deste estudo enriquecem o entendimento sobre a riqueza de espécies de pequenos mamíferos não voadores no PNCP, destacando a importância dos diversos ambientes singulares presentes na região e a presença de várias espécies endêmicas dos biomas Cerrado e Caatinga. Além disso, reforçamos que estudos que visam incluir a variação sazonal juntamente da possibilidade de ajustes das estratégias de amostragem, por meio da inclusão de métodos complementares, emergem como uma abordagem promissora para aprimorar futuras coletas e explorar totalmente o potencial de diversidade na região do Vale do Peruaçu.

Palavras-chave: pequenos mamíferos, cerrado, caatinga, ecótono, ocupação, NDVI.

ABSTRACT

With limited resources allocated to the protection of biological diversity, understanding the species present in an area is crucial for developing effective conservation strategies. In the diagonal of open formations in South America, predominantly composed of the Cerrado and Caatinga biomes, despite harboring rich biodiversity and endemism, there is a significant neglect in scientific research, especially compared to tropical forests. These ecosystems are in a race against time due to rapid biodiversity loss, undervalued in terms of conservation. The Cavernas do Peruaçu National Park (CPNP), located in northern Minas Gerais, stands out as a key region for conservation due to its high biodiversity and a significant number of endemic species, including mammals. However, the CNPC mammalian fauna lacks comprehensive studies, especially concerning non-flying small mammals. This study aims to fill this gap by exploring species composition in different environments and investigating factors influencing their occurrence and detection. Encompassing the main phytophysionomies of the CPNP, such as typical Cerrado, gallery forest, and karstic dry forest, this study used rarefaction curves to assess sampling efficiency and explore the estimated species diversity in the community. Similarity in species composition between sampled environments was evaluated using the Jaccard similarity index. Additionally, occupancy and detection models were constructed, incorporating phytophysionomy and trap type variables, to examine the effect of these parameters on species occupancy and detection probability. The results reveal a total of 16 species in the CPNP, including two species (*Rhipidomys macrurus* and *Wiedomys pyrrhorhinos*) not previously recorded in the Vale do Peruaçu region. Rarefaction analysis indicates that both the gallery forest and dry forest reached the asymptote of their curves, while the typical Cerrado did not stabilize completely. Regarding species similarity, there is moderate differentiation between cave environments and typical Cerrado areas compared to other environments. In the constructed models, trap type and head-body length variables had the highest cumulative weights. However, none received robust support. We observed a mean increase in captures of small mammals as the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) increased, suggesting a positive, albeit not significant, relationship. Despite the advances provided by this sampling, coupled with captures from previous studies, we acknowledge the limitation in covering the potentially present species in the CPNP. Model uncertainty underscores the importance of considering imperfect species detection and the need for adjustments in sampling strategies, such as the inclusion of pitfall traps. The

concentration of sampling in the central area of the CPNP suggests opportunities in less represented locations, such as the northern region bordering the Xakriabá Indigenous Land. Although NDVI does not reveal a strong relationship with capture rates, it highlights the importance of incorporating seasonality in future studies to better understand the role of vegetation integrity in capture rates. The results of this study enrich the understanding of the richness of non-flying small mammal species in the CPNP, emphasizing the importance of unique environments in the region and the presence of various endemic species from the Cerrado and Caatinga biomes. Furthermore, we reinforce that studies aiming to include seasonal variation, along with the possibility of adjusting sampling strategies through the inclusion of complementary methods, emerge as a promising approach to enhance future collections na fully explore the diversity potential in the Vale do Peruaçu region.

Keywords: small mammals, cerrado, caatinga, ecotone, occupancy, NDVI.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Contexto regional e local do PNCP.....	17
Figura 2 – Tipos de vegetação amostrada em cada sítio.....	19
Figura 3 – Índice de Vegetação da Diferença Normalizada da área do PNCP.....	24
Figura 4 – Quantidade de capturas das espécies de pequenos mamíferos não voadores.....	25
Figura 5 – Riqueza de espécies por sítio amostral.....	26
Figura 6 – Riqueza de espécies por fitofisionomia.....	27
Figura 7 – Curva de rarefação e extrapolação baseada no tamanho da amostragem.....	29
Figura 8 – Curva de completude da amostragem.....	30
Figura 9 – Diagrama de agrupamento (UPGMA), construídos com o índice de similaridade de Jaccard.....	31
Figura 10 – Relação linear entre o NDVI e o número de capturas dos pequenos mamíferos.....	32

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Número de capturas e taxa de captura relativa das espécies.....	26
Tabela 2 – Espécies de pequenos mamíferos não voadores e respectivo ambiente de ocorrência dentro do Parque Nacional Cavernas do Peruaçu – MG.....	28
Tabela 3 – Valores do Índice de similaridade de Jaccard.....	30
Tabela 4 – Ranqueamento dos modelos elaborados, com os valores AICc, Δ AIC, peso (w_i), número de parâmetros (K) e Deviance.....	31
Tabela 5 – Resultados do Modelo Misto para a relação entre NDVI e número de capturas de pequenos mamíferos.....	32

LISTA DE ABREVEATURAS E SIGLAS

AICc	Akaike's Information Criterion corrected for small samples (Critério de informação de Akaike, corrigido para pequenas amostras)
CFBio	Conselho Federal de Biologia
CM- ICB/UFMG	Coleção de Mamíferos do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais
<i>e.g.</i>	Exempli gratia (por exemplo)
EN	Endangered (Ameaçado de extinção)
<i>i.e.</i>	Id est (isto é)
IUCN	International Union for Conservation of Nature (União Internacional para a Conservação da Natureza)
LC	Least Concern (Menos preocupante)
MG	Minas Gerais
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
PNCP	Parque Nacional Cavernas do Peruaçu
SBMz	Sociedade Brasileira de Mastozoologia

LISTA DE TERMOS

- Hotspot* Área com alta riqueza de espécies, especialmente endêmicas, e com alto grau de ameaça.
- Landsat* Programa de satélites norte-americanos.
- Sherman* Armadilha de captura viva confeccionada em chapa galvanizada, dobrável com laterais furadas com sistema de segurança anti-fuga para captura de pequenos mamíferos não voadores.
- Software* Programa de processamento de dados.
- Tomahawk* Armadilha de captura viva confeccionada em fios de aço galvanizado, dobrável, em pedal para isca, com sistema de segurança anti-fuga para captura de pequenos mamíferos não voadores.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	13
2.	MATERIAL E MÉTODOS	17
2.1.	ÁREA DE ESTUDO.....	17
2.2.	AMOSTRAGEM DOS PEQUENOS MAMÍFEROS	18
2.3.	ANÁLISE DOS DADOS	20
2.3.1.	EFICIÊNCIA DO ESFORÇO AMOSTRAL	20
2.3.2.	SIMILARIDADE DAS ESPÉCIES	21
2.3.3.	MODELAGEM DA PROBABILIDADE DE OCUPAÇÃO E DETECÇÃO.....	21
2.3.4.	PREDITOR AMBIENTAL	22
2.3.5.	MODELO PARA AVALIAR A RELAÇÃO ENTRE NDVI E O NÚMERO DE CAPTURAS	24
3.	RESULTADOS	25
3.1.	CARACTERIZAÇÃO DAS ESPÉCIES.....	25
3.1.1.	RIQUEZA DE ESPÉCIES.....	25
3.1.2.	EFICIÊNCIA DO ESFORÇO AMOSTRAL	29
3.1.3.	SIMILARIDADE DA COMUNIDADE	30
3.1.4.	PROBABILIDADE DE OCUPAÇÃO E DETECÇÃO	31
3.1.5.	MODELO MISTO.....	32
4.	DISCUSSÃO	33
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	36
	APÊNDICE	43

1. INTRODUÇÃO

Os recursos destinados à proteção da diversidade biológica são limitados (IUCN, 2010). Portanto, o conhecimento sobre quais espécies estão presentes em uma determinada área é fundamental para o desenvolvimento de estratégias eficazes de conservação (Pino-del-Carpio *et al.*, 2014; Eklund, 2016), como a identificação de áreas prioritárias para proteger o maior número de espécies com o menor custo (Myers *et al.*, 2000; Arponen, 2012). No entanto, existem lacunas de informação no que diz respeito ao conhecimento da biodiversidade (Meyer *et al.*, 2015; Meyer, 2016). Isso inclui, com destaque, países emergentes, que estão sub-representados em termos do número de espécies, mesmo quando localizados em áreas de grande diversidade e endemismo, como a região contínua de áreas não-florestais que se estende da Argentina ao nordeste do Brasil, conhecida como diagonal de formações abertas da América do Sul (Müller, 1973; Colli *et al.*, 2002).

Em território brasileiro, essa diagonal é representada em sua maior parte pelos biomas de vegetação aberta Cerrado e Caatinga. Esses biomas compartilham similaridades quanto à sazonalidade bem definida, com períodos de seca severa, além de biotas altamente adaptadas a flutuações climáticas sazonais (Werneck, 2011; Carmignotto *et al.*, 2012; Valdujo *et al.*, 2012). Apesar de representarem uma grande parte da biodiversidade e endemismo global (Cole, 1986; Azevedo *et al.*, 2016; Dinerstein *et al.*, 2017), ecossistemas abertos têm sido negligenciados nas pesquisas científicas em comparação com as florestas tropicais e sofrem com a subvalorização em termos de conservação (Colli *et al.*, 2020; Dudley *et al.*, 2020; Da Conceição-Bispo *et al.*, 2023).

Essas vulnerabilidades tornam-se ainda mais problemáticas quando consideramos o contexto atual desses biomas. No Cerrado, um dos 36 hotspots globais para a conservação da biodiversidade (Myers *et al.*, 2000), apenas 8,3% da área nativa está legalmente protegida (Françoso *et al.*, 2015). Ocupando mais de dois milhões de km² do território brasileiro, o bioma enfrenta acelerado desmatamento para a produção agrícola e expansão urbana nas últimas cinco décadas (Machado, 2016; Alencar *et al.*, 2020). Na Caatinga, maior região de floresta tropical seca da América do Sul e único bioma exclusivamente brasileiro, o cenário não é muito diferente. Com menos de 1% da região estrita e legalmente protegida, o uso inadequado dos solos causou graves danos ambientais e acelerou a desertificação, ameaçando cerca de 15% da região e colocando em risco as mais de 2.000 espécies de plantas vasculares, peixes, répteis, anfíbios, aves e mamíferos (Leal *et al.*, 2005; Caballero

et al., 2023). Mesmo as áreas protegidas, já escassas, estão ameaçadas, incluindo locais estabelecidos como prioritários para a conservação (Machado *et al.*, 2020; Teixeira *et al.*, 2021). Diante da rápida perda de biodiversidade devido a esses impactos, tais biomas enfrentam uma corrida contra o tempo para identificar quais espécies estão presentes nessas áreas, bem como os parâmetros que influenciam sua ocorrência e abundância, antes que sejam extintas (Queiroz *et al.*, 2017; Strassburg *et al.*, 2017).

Apesar do aumento no número de estudos nas últimas décadas, ainda existem lacunas significativas em nosso conhecimento sobre as paisagens e a biodiversidade dos biomas de vegetação aberta do Brasil (Fonseca *et al.*, 2017; Colli *et al.*, 2020). No contexto dos pequenos mamíferos não voadores, a complexidade de suas comunidades, que abrange desde espécies estritamente associadas a áreas abertas até aquelas adaptadas a ambientes florestais, tem sido discutida ao longo dos últimos anos (*e.g.*, Bonvicino *et al.*, 1996; Vieira & Palma, 2005; Carmignotto *et al.*, 2012; Camargo *et al.*, 2018). Os pequenos mamíferos do Cerrado e da Caatinga são altamente diversificados, com quase 20% das espécies endêmicas de ambos os biomas (Carmignotto *et al.*, 2012; Mendonça *et al.*, 2018), e apresentam alguns padrões de diversidade, sendo caracterizadas, no geral, por poucas espécies abundantes e várias espécies raras ou com abundância intermediária (Carmignotto *et al.*, 2012; Carmignotto *et al.*, 2022). Além de apresentar forte seletividade de habitat, com assembleias compostas por residentes de florestas, especialistas de savana e espécies tolerantes a pastagens, possuem padrões de riqueza de espécies (diversidade α) semelhantes, mas alto *turnover* de espécies (diversidade β) entre habitats e localidades (Carmignotto *et al.*, 2022). Adicionalmente, para determinados grupos, é conhecido que variáveis ambientais, como micro-habitat (Kajin & Grelle, 2012), estrutura da vegetação (Gomez *et al.*, 2018), e complexidade da paisagem (Bajaru *et al.*, 2019), podem influenciar na riqueza e ocupação dessas espécies no ambiente.

Dado que uma espécie está presente no local, há a possibilidade de parametrização de outro fator importante, a detecção. É comum que estudos adotem, de maneira simplificada, uma taxa de detecção de 100% (Dias *et al.*, 2022). Porém, isso não reflete a realidade, pois a probabilidade de detecção da espécie pode ser condicionada por fatores estocásticos, como a condição reprodutiva e os hábitos sociais da espécie (Wintle *et al.*, 2005). Ademais, a probabilidade de detecção pode ser influenciada, também, por covariáveis específicas de amostragem e ocasiões, relacionadas ao tipo de armadilha e ao substrato em que foram instaladas, e, uma vez identificadas e padronizadas, podem ser objetos de modelagem

(Guillera-Arroita, 2011).

No entanto, caso esses fatores não sejam levados em consideração, elementos como a variação nos desenhos amostrais e a falta de padronização no uso de diferentes tipos de armadilhas, cujo impacto na obtenção de dados é conhecido (*e.g.*, Moura *et al.*, 2008; Ardente *et al.*, 2017; Bovendorp *et al.*, 2017), pode haver o comprometimento da solidez das análises comparativas em relação a outros estudos. Isso dificulta a obtenção de informações em macroescala sobre os padrões de diversidade, especialmente em áreas com pouco esforço amostral realizado (Marinho-Filho, 1992; Ribeiro *et al.*, 2020; Rocha *et al.*, 2023).

Nesse contexto, os modelos de ocupação são instrumentos essenciais para obter estimativas mais precisas dos parâmetros que afetam a ocorrência das espécies, possibilitando também a quantificação dos efeitos dos métodos utilizados na amostragem sobre a probabilidade de detecção (Guillera-Arroita, 2014). Esses modelos fundamentam-se em dois componentes essenciais: a probabilidade de ocupação (Ψ), que representa a probabilidade de um determinado local ser ocupado por uma espécie em um determinado momento, e a probabilidade de detecção (p), que é a probabilidade de uma espécie ser detectada em um local, considerando que ela esteja presente (Mackenzie *et al.*, 2002).

Como observado há algum tempo, as pesquisas de campo em grandes biomas, como o Cerrado e a Caatinga, não são geograficamente equilibradas, sendo a maioria concentrada nas áreas centrais desses biomas, onde estão localizados os principais campus universitários (Mendonça *et al.*, 2018; Da Costa-Pinto *et al.*, 2023). Isso leva a uma alta frequência de amostragem em áreas já amplamente estudadas, o que entra em conflito com a estratégia de ação delineada em alguns planos de conservação de áreas prioritárias (MMA, 2018). Além disso, reforça lacunas na amostragem em regiões de difícil acesso, as quais podem ser cruciais para a avaliação e identificação de novas áreas prioritárias (Fonseca *et al.*, 2018).

O norte de Minas Gerais destaca-se como uma região-chave para a conservação, devido à sua elevada biodiversidade e ao significativo número de espécies endêmicas, incluindo mamíferos (Drummond *et al.*, 2005; Ferreira *et al.*, 2018). Nessa região, está localizado o Parque Nacional Cavernas do Peruaçu (PNCP), uma Unidade de Conservação de Proteção Integral que conecta os biomas Cerrado e Caatinga. O PNCP foi designado como área prioritária para pesquisas e considerado de alta importância biológica para ambos os

biomas, destacando-se pela sua relevância e pelas promissoras perspectivas de ações regionais (MMA, 2018).

Apesar disso, existem poucos trabalhos relacionados à mastofauna na área do PNCP. Além do plano de manejo, foram desenvolvidas três dissertações de mestrado na região. Duas delas focaram na caracterização, conservação e no impacto do turismo sobre os mamíferos de médio e grande porte presentes no Parque (Ferreira, 2008; Barcelos, 2018), enquanto a terceira abordou a quiropterofauna (Pinto, 2010). No que diz respeito aos pequenos mamíferos não voadores, além do esforço de captura mencionado no plano de manejo, que resultou na captura de 33 indivíduos de nove espécies diferentes (MMA/IBAMA, 2005), também houve amostragens preliminares focadas nas espécies de hábito cavernícola (Da Silva, 2012).

Portanto, o PNCP é uma área que oferece um potencial ainda pouco explorado para o desenvolvimento de estudos que visam contribuir significativamente para o entendimento da composição das espécies de pequenos mamíferos não voadores que ocorrem na transição entre o Cerrado e a Caatinga. Esses estudos têm ramificações importantes em termos de questões taxonômicas, sistemáticas, biogeográficas, ecológicas e de conservação.

Neste contexto, com o propósito de enriquecer o entendimento da biodiversidade local, o presente estudo tem como objetivo principal a elaboração de uma lista abrangente das espécies de mamíferos não voadores encontrados no Parque Nacional Cavernas do Peruaçu. Além disso, buscamos avaliar a influência de parâmetros ambientais e metodológicos na probabilidade de ocupação e detecção dessas espécies. Delineamos os seguintes objetivos específicos: (1) avaliar a composição de espécies em relação aos diferentes tipos de ambiente; (2) avaliar se a probabilidade de ocupação (Ψ) da comunidade é influenciada pelas diferentes fitofisionomias presentes na região; (3) investigar se a probabilidade de detecção (p) da comunidade varia de acordo com os tipos de armadilhas utilizadas; e (4) analisar a possível relação entre o *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) e o número de capturas de espécies de mamíferos. Foi hipotetizado que: (1) ambientes classificados como “sempre verdes” (*i.e.* cerrado típico e mata de galeria) apresentem uma maior similaridade na composição de espécies, enquanto que a mata seca e ambientes cavernícolas, devido às condições ambientais mais extremas, abriguem uma maior exclusividade de espécies; (2) as espécies tendem a ocupar mais áreas “sempre verdes” (*i.e.* cerrado típico e a mata de galeria) e menos ambientes de mata seca; (3) existe diferença na

ocupação e detecção das espécies entre os tipos diferentes armadilhas, com espécies de maior porte sendo mais facilmente detectadas pelas armadilhas do tipo *Tomahawk*; e (4) que há uma correlação positiva entre o NDVI e a abundância de captura das espécies, refletindo o impacto da integridade da vegetação na comunidade.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

O Parque Nacional Cavernas do Peruaçu está localizado na porção norte do Estado de Minas Gerais, abrangendo parte dos municípios de Januária, Itacarambi e São João das Missões. Estendendo-se ao longo de uma área de aproximadamente 564 km², o Parque margeia e está inserido em parte dos limites da Área de Proteção Ambiental Cavernas do Peruaçu e protege a porção média da bacia do rio São Francisco (MMA/IBAMA, 2005). Além disso, o PNCP encontra-se na zona de transição – ecótono – entre os biomas Cerrado e Caatinga (Figura 1).

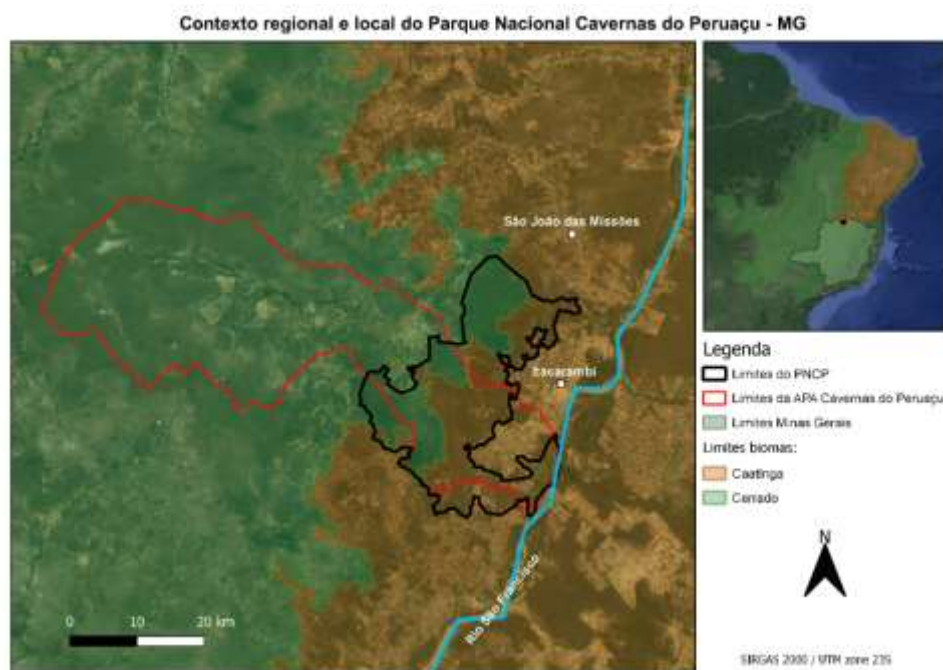


Figura 1 – Contexto regional e local do PNCP.

A região do vale do rio Peruaçu, situada dentro dos limites do PNCP, abrange uma área de carste de aproximadamente 60 km². Este local é notável por seus cânions e cavernas de dimensões majestosas, que se formaram ao longo de milênios. Além de seu valor geológico, essas grutas serviram como refúgio para populações pré-históricas, deixando vestígios arqueológicos, que permanecem preservados (MMA/IBAMA, 2005). A riqueza

espeleológica e arqueológica, de importância tanto nacional quanto internacional, juntamente com seu significado histórico, cênico e ambiental de destaque (MMA/IBAMA, 2005), contribuíram para sua indicação como patrimônio natural e cultural pela UNESCO. Essa designação destaca a notável relevância da área, tanto em termos biológicos, quanto em termos geológicos.

Por estar inserida no ecótono entre Cerrado e Caatinga, o PNCP apresenta diversas fitofisionomias características desses biomas (De Azevedo, 1966; Brandão & Magalhães, 1991). Sua formação vegetacional é formada por um complexo integrado de áreas de florestas decíduais e semidecíduais, campos rupestres e cerrado típico (MMA/IBAMA, 2005; Gomes *et al.*, 2013). Com desníveis que ultrapassam os 200 m, o relevo do vale possibilita maior permanência da umidade perto do rio, sustentando o desenvolvimento de formações florestais sempre-verdes perenifólias (Salino & Lombardi, 1997; MMA/IBAMA, 2005). A mata ciliar perene ocorre numa faixa estreita, ocupando uma pequena porção do Parque, e é circundada pela mata seca, um tipo de floresta estacional decidual que ocorre nas regiões de menor umidade, em solos de alta fertilidade (Salino & Lombardi, 1997; MMA/IBAMA, 2005). Elas desempenham um papel significativo na área do PNCP e frequentemente se confundem com a vegetação hiperxerófila, observada no topo de afloramentos rochosos, onde cactos e bromélias se destacam (Rizzini, 1997). As áreas de cerrado típico também abrangem grandes áreas do PARNA (Salino & Lombardi, 1997; MMA/IBAMA, 2005). Essa formação é composta por uma vegetação predominantemente arbóreo-arbustiva, com cobertura arbórea de 20% a 50% e altura média de 3 a 6 m, incluindo espécies caducifólias e perenifólias, um tapete gramíneo e outras plantas herbáceas (Ribeiro & Walter, 1998).

2.2. AMOSTRAGEM DOS PEQUENOS MAMÍFEROS

A amostragem dos pequenos mamíferos foi realizada em uma única campanha de nove noites no mês de agosto de 2022, compreendendo a estação seca da região. Para a coleta dos dados, foram delimitados seis sítios amostrais ao longo da área do PNCP, buscando incluir as principais fitofisionomias presentes na área. Desta forma, foram definidos pares de pontos para cada um dos tipos de vegetação amostrados: (1) mata seca cárstica; (2) mata de galeria e (3) cerrado típico (Figura 2).

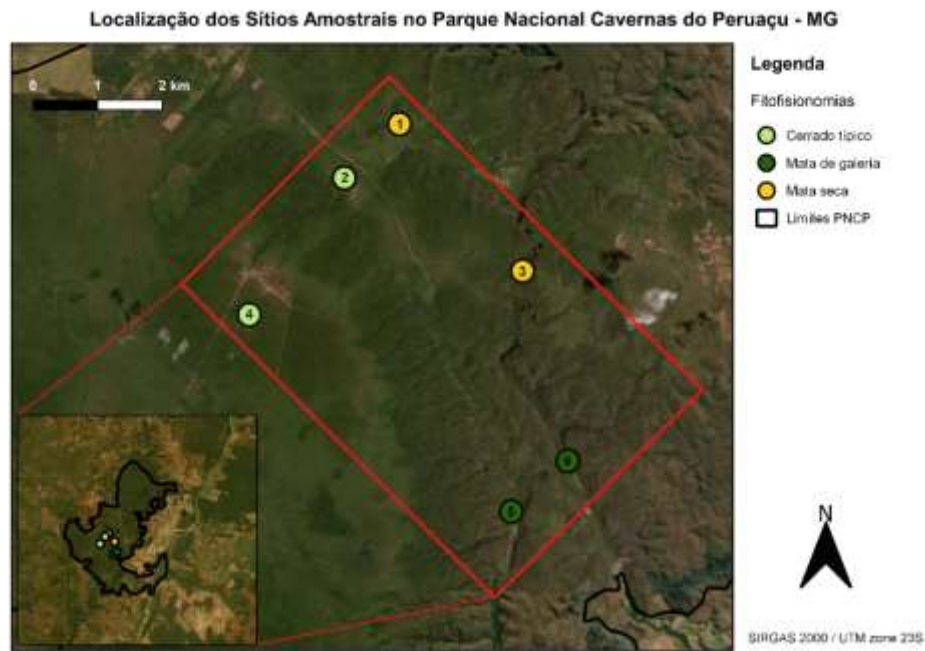


Figura 2 – Tipos de vegetação amostrada em cada sítio.

Em cada sítio amostral instalamos 15 estações de captura a cada 30 m, totalizando um transecto linear de aproximadamente 450 m. As estações de captura eram compostas por dois tipos de *live traps*: (1) armadilha tipo *Sherman* (80 x 90 x 230 mm) e (2) armadilha tipo *Tomahawk* (145 x 145 x 410 mm), totalizando 180 armadilhas ativas por noite. Estas ficaram ativas durante nove noites, realizando um esforço amostral de 1620 armadilhas. Buscando otimizar o esforço e ampliar o extrato vegetal amostrado, possibilitando a captura tanto de espécies de hábito cursorial, quanto daquelas de hábito arborícola, as armadilhas *Sherman* e *Tomahawk* foram dispostas alternadamente entre solo e sub-bosque a cada estação de captura.

Como isca utilizamos uma mistura composta por banana amassada, fubá, paçoca de amendoim e sardinha, e a pasta era renovada a cada dois dias. As armadilhas foram revisadas todos os dias nas primeiras horas da manhã, entre 6h e 10h. Os animais capturados em campo foram identificados até o menor nível taxonômico possível e posteriormente soltos.

Com exceção do tapiti (*Sylvilagus minensis*), coletamos exemplares testemunho para todas as espécies capturadas. Os exemplares destinados a material testemunho foram eutanasiados através de superdosagem de anestésico em aplicação intramuscular, de acordo com o que preconiza a Resolução do Conselho Federal de Biologia (CFBio) nº 301, de 8 de

dezembro de 2012 e a Portaria CFBio nº 148, de 28 de dezembro de 2012, sendo posteriormente taxidermizados e encontram-se depositados na Coleção de Mamíferos do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais (CM-ICB/UFMG). Esse estudo foi desenvolvido de acordo com as normas de experimentação animal autorizadas pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade através da autorização para atividades com finalidade científica nº 51419.

A identificação das espécies foi conduzida por meio de uma análise comparativa das características morfológicas dos espécimes coletados, tendo como referência exemplares previamente identificados por meio de chaves taxonômicas disponíveis na literatura (Gomes, 1991; Bonvicino *et al.*, 2008; Voss & Jansa, 2009; Patton *et al.*, 2015), e posteriormente comparados com os espécimes presentes na CM-ICB/UFMG. O arranjo taxonômico das espécies de pequenos mamíferos segue a lista de mamíferos (ver. dezembro/2022) da Sociedade Brasileira de Mastozoologia (SBMz) (Abreu *et al.*, 2022).

Além das coletas em campo, realizamos levantamento bibliográfico de estudos já desenvolvidos na área do PNCP a fim de complementar a lista das espécies de pequenos mamíferos não voadores já observadas na região do vale do Peruaçu.

2.3. ANÁLISE DOS DADOS

2.3.1. EFICIÊNCIA DO ESFORÇO AMOSTRAL

Para avaliar a eficiência da amostragem e explorar a diversidade estimada de espécies na comunidade, realizei uma Curva de Rarefação utilizando como base o número de capturas de cada espécie nas diferentes fitofisionomias.

Essa análise calcula estimativas de diversidade para amostras padronizadas, considerando o tamanho da amostragem realizada e até mesmo extrapolando para uma completude amostral modelada (Colwell *et al.*, 2012). Essa abordagem se baseia em curvas de rarefação contínuas de interpolação e extrapolação dos números de Hill, demonstrando a ordem “ q ” de diversidade da comunidade, onde: $q = 0$ parametriza-se na riqueza de espécies (S') (McIntosh, 1967); $q = 1$ no Índice de Shannon (Shannon, 1948); e $q = 3$ no Índice de Simpson (Simpson, 1949) (Chao *et al.*, 2014). No presente estudo, devido ao viés associado à não distinção dos indivíduos, optei pelo parâmetro $q = 0$, fornecendo uma estimativa da diversidade de espécies sem incluir valores de abundância relativa ou

distribuição dos tamanhos populacionais na parametrização.

No software R, por meio do pacote “*iNEXT*” (ver. agosto/2022) para interpolação e extrapolação da diversidade de espécies (Hsieh *et al.*, 2016), desenvolvi dois tipos de curvas de amostragem: (1) curva de rarefação baseada no tamanho da amostra – representa graficamente as estimativas de diversidade em relação ao tamanho da amostra; e (2) curvas de rarefação baseadas na cobertura da amostragem – traçam as estimativas de diversidade em relação à cobertura total da amostragem realizada (Chao *et al.*, 2014).

2.3.2. SIMILARIDADE DAS ESPÉCIES

Com o objetivo de avaliar a semelhança na composição das espécies de pequenos mamíferos entre os diversos ambientes amostrados no PNCP, considerando, também, todos os estudos identificados durante o levantamento bibliográfico, em relação à presença ou ausência de cada espécie, conduzi uma análise de similaridade utilizando o coeficiente de Índice de Jaccard. Esse índice varia de 0 a 1, onde valores mais próximos de 1 sugerem uma maior sobreposição de espécies entre os ambientes, enquanto valores próximos a 0 indicam maior dissimilaridade (Jaccard, 1908):

$$J(A, B) = \frac{A \cap B}{A \cup B}$$

Por meio dessa medida, criei uma matriz de similaridade e construí um dendrograma de agrupamento que compara cada par de ambientes com base na presença ou ausência de espécies, possibilitando a análise das relações entre os diferentes ambientes em termos de composição de espécies.

2.3.3. MODELAGEM DA PROBABILIDADE DE OCUPAÇÃO E DETECÇÃO

Para realizar a modelagem da probabilidade de ocupação e detecção, adotamos o modelo *single-season* (MacKenzie *et al.*, 2002) no software MARK (White & Burnham, 1999). Os dados de detecção para cada espécie foram obtidos por meio de protocolos *single-species*, com múltiplas amostragens ao longo do tempo, considerando cada dia em que as armadilhas estiveram ativas. As ocasiões de amostragem foram subdivididas em nove ocasiões para o uso de armadilhas do tipo *Sherman* e outras nove ocasiões para o uso de armadilhas do tipo *Tomahawk*, totalizando 18 ocasiões de amostragem. Além das espécies capturadas no presente estudo, também incorporamos à matriz de dados as espécies que,

embora não tenham sido detectadas nesta amostragem específica, foram previamente registradas em outros estudos realizados no PNCP. Mesmo não estando associadas a nenhuma ocasião, essas espécies podem ser alvo de modelagem por meio da inclusão de covariáveis específicas.

Foram incluídas 19 covariáveis de amostragem, subdivididas em nove ocasiões de amostragem com armadilhas *Sherman* (S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7, S8 e S9) e nove ocasiões com armadilhas *Tomahawk* (T1, T2, T3, T4, T5, T6, T7, T8 e T9). Além dessas covariáveis, com objetivo de avaliar o efeito do tamanho das espécies na detecção entre os diferentes tipos de armadilha, incorporamos uma covariável de comprimento, obtendo a média do comprimento cabeça-corpo (CC) de todas as espécies avaliadas. Para essa avaliação, usamos o Guia dos roedores do Brasil (Bonvicino *et al.*, 2008) e o Guia de mamíferos não voadores do Jardim Botânico de Brasília (Bonvicino *et al.*, 2020) como base de dados de referência.

No total, desenvolvi oito modelos, seguindo a abordagem que considera todas as combinações possíveis, com um número máximo de quatro variáveis em cada modelo. A avaliação da qualidade desses modelos foi conduzida com base no Critério de Informação de Akaike (AIC), bem como na diferença relativa do AICc ($\Delta AICc$) e no peso associado (W_i) de cada modelo (Burnham & Anderson, 2002). Adicionalmente, utilizei do peso acumulativo (w_+), que é a soma dos pesos associados (W_i) para cada variável, considerando sua inclusão em todos os modelos. Para interpretar os resultados, adotei o seguinte critério: variáveis com peso acumulativo inferior a 50% foram consideradas sem suporte substancial; aquelas com peso acumulativo entre 50% e 70% receberam classificação de suporte razoável; e variáveis com peso acumulativo superior a 70% foram identificadas como tendo forte suporte na explicação dos resultados.

2.3.4. PREDITOR AMBIENTAL

Para analisar a possível influência da integridade da vegetação no número de capturas das espécies, utilizamos dados representados pelo NDVI. Dado que a vegetação verde absorve diferencialmente a luz solar visível (Vermelha) e reflete grande parte do infravermelho próximo (NIR), a abordagem do NDVI deriva-se de satélites, por meio da razão normalizada entre a reflectância espectral NIR e a Vermelha obtida por meio de imagens de satélite (Rouse *et al.*, 1974):

$$\text{NDVI} = \frac{(\text{NIR} - \text{RED})}{(\text{NIR} + \text{RED})}$$

O NDVI é um indicador altamente sensível à presença, densidade e saúde da vegetação, com valores variando no intervalo de -1 a +1 (Rouse *et al.*, 1974). Em áreas com vegetação visível, os valores situam-se na faixa de 0 a 1. Quanto mais intenso o verde, maior é o vigor e a cobertura vegetal, resultando em valores mais elevados no índice. Por outro lado, valores próximos ou inferiores a zero indicam a ausência ou presença mínima de vegetação, podendo até mesmo representar a presença de cursos d'água, em caso de valores negativos (Jensen, 2009). O NDVI está fortemente relacionado com parâmetros biofísicos da vegetação, incluindo índice de área foliar, biomassa de folhas verdes e atividade fotossintética das folhas (*e.g.*, Tucker *et al.*, 1985; Barbosa *et al.*, 2006; De Boratto & Gomide, 2013).

As imagens utilizadas neste trabalho são oriundas do sensor *Operational Land Imager* (OLI) a bordo do satélite Landsat-8, com resolução espacial de 30 m, resolução temporal de aproximadamente 20 dias. As imagens foram adquiridas gratuitamente do site do *United States Geological Survey* (USGS), acessado pela plataforma Earth Explorer (<http://earthexplorer.usgs.gov>). Obtivemos imagem mensal de agosto para o mesmo período em que foi realizada a amostragem. Buscamos escolher imagens em datas com baixa incidência de nuvens (<10%) e no formato “Geotiff”.

A variável de cobertura vegetal na área do PNCP variou entre -0.14 a 0.45 (Figura 3). Os dados foram processados por meio do software QGIS versão 3.22.8-Białowieża, licenciado sob a *General Public License* (GNU) e seguiu a fórmula abaixo:

$$\text{In landsat 8 e 9, NDVI} = \frac{(\text{BAND 5} - \text{BAND 4})}{(\text{BAND 5} + \text{BAND 4})}$$

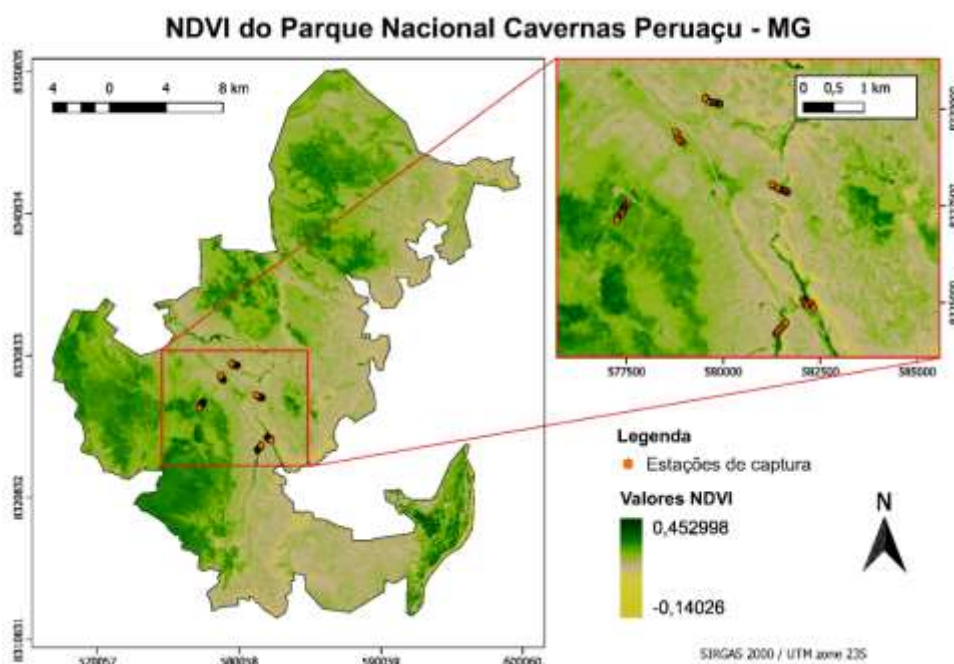


Figura 3 – Índice de Vegetação da Diferença Normalizada da área do PNCP.

2.3.5. MODELO PARA AVALIAR A RELAÇÃO ENTRE NDVI E O NÚMERO DE CAPTURAS

Construí um modelo misto, fazendo uso do pacote “*lme4*” v1.1-26 (Bates *et al.*, 2015). Os modelos mistos oferecem a vantagem de incorporar efeitos aleatórios para lidar com a estrutura de correlação ou agrupamento presente nos dados. São especialmente úteis quando os dados possuem uma estrutura hierárquica, como observações repetidas dentro das mesmas unidades de amostra, que, no meu caso, foram representadas pelas réplicas de cada estação de captura nas diferentes fitofisionomias.

No modelo misto que desenvolvi, introduzi a fitofisionomia como um efeito aleatório no intercepto. Essa abordagem permite que o modelo leve em consideração a estrutura de agrupamento dos dados, distinguindo entre as diferentes fitofisionomias, com o objetivo de avaliar a relação entre o NDVI e o número de capturas da comunidade. Em termos matemáticos, o modelo é representado como:

$$\text{Modelo} = \text{lmer} \sim \text{NDVI} + (1|\text{fitofisionomia})$$

Esse procedimento visa aprimorar a análise e considerar de forma mais apropriada a complexidade dos dados, possibilitando resultados mais robustos.

3. RESULTADOS

3.1. CARACTERIZAÇÃO DAS ESPÉCIES

3.1.1. RIQUEZA DE ESPÉCIES

Ao longo da campanha, foram efetuadas 93 capturas de pequenos mamíferos não voadores, uma taxa de 5,7% de sucesso de captura, resultando em nove espécies distintas. Dessas, cinco são da ordem Didelphimorphia, quatro pertencem à ordem Rodentia e uma está classificada na ordem Lagomorpha (Figura 4). Vale destacar que, apesar de termos observado diversos indivíduos de mocó (*Kerodon rupestris*), nenhum deles foi capturado por nossas armadilhas.

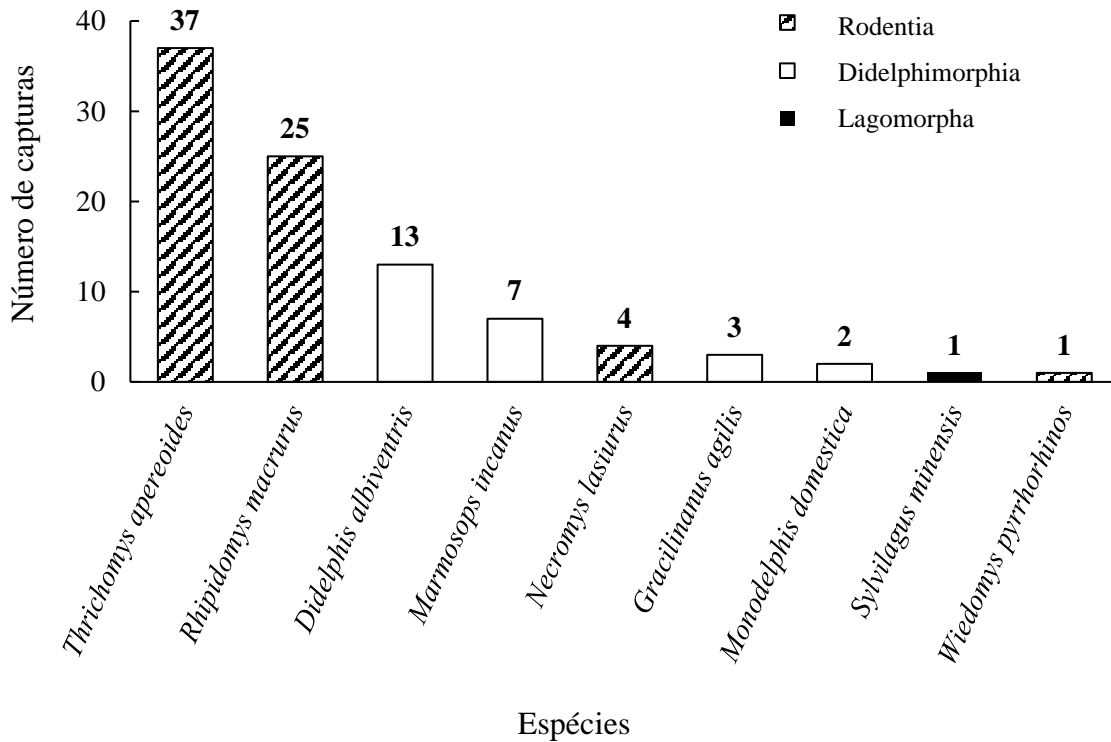


Figura 4 – Quantidade de capturas das espécies de pequenos mamíferos não voadores.

Analisando os pares de sítios correspondentes a cada fitofisionomia, a mata de galeria, representada pelos sítios 5 e 6, se destacou ao registrar o maior número de capturas de espécies, totalizando 48. Na sequência, a mata seca, representada pelos sítios 1 e 3, apresentou 33 capturas, enquanto o cerrado típico, representado pelos sítios 2 e 4, obteve um total de 12 capturas. Apenas duas espécies foram responsáveis por quase 70% das capturas realizadas, sendo o punaré (*Thrichomys apereoides*) o mais abundante, representando cerca de 40% do total de capturas, seguido do rato-da-árvore (*Rhipidomys*

macrurus), que contribuiu com 27% (Tabela 1).

Tabela 1 – Número de capturas e taxa de captura relativa das espécies.

Espécie	Número de capturas	Taxa de captura relativa (%)	Sítios registrados
<i>Thrichomys apereoides</i>	37	40	1, 3, 5 e 6
<i>Rhipidomys macrurus</i>	25	27	2, 3, 5 e 6
<i>Didelphis albiventris</i>	13	14	2, 5 e 6
<i>Marmosops incanus</i>	7	8	5 e 6
<i>Necomys lasiurus</i>	4	4	2 e 4
<i>Gracilinanus agilis</i>	3	3	5 e 6
<i>Monodelphis domestica</i>	2	2	2 e 4
<i>Sylvilagus minensis</i>	1	1	2
<i>Wiedomys pyrrhorhinos</i>	1	1	4
Total	93	100%	-

Quanto à riqueza de espécies por local de amostragem, os sítios 2, 5 e 6 destacaram-se pela maior riqueza (Figura 5). No que diz respeito às diferentes fitofisionomias, o cerrado típico demonstrou o maior número de espécies registradas (Figura 6).

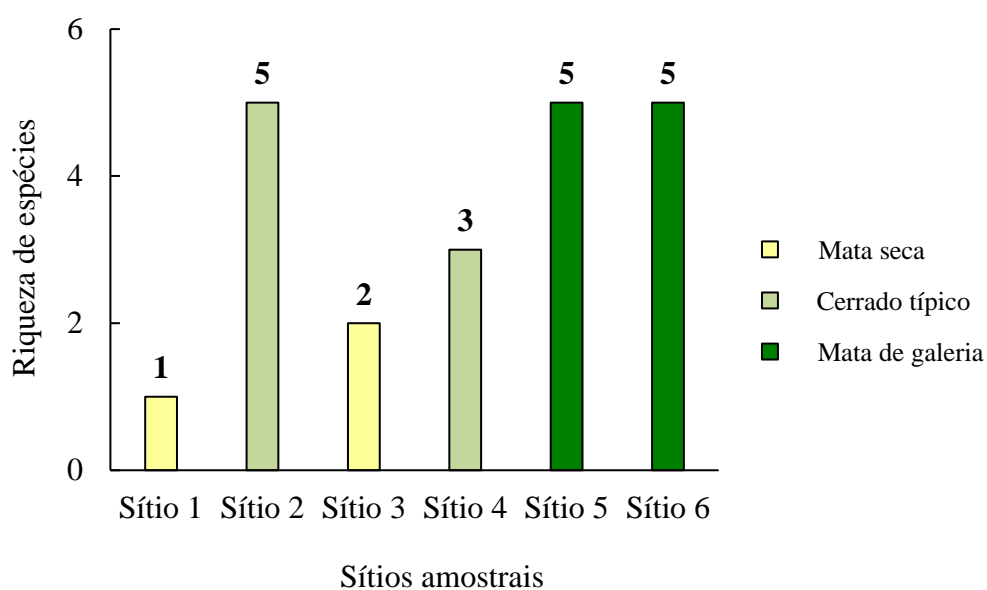


Figura 5 – Riqueza de espécies por sítio amostral.

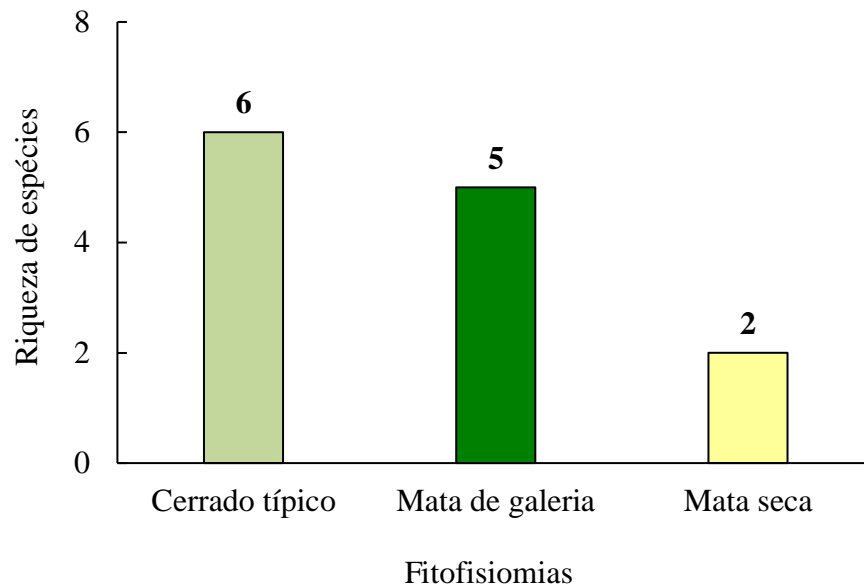


Figura 6 – Riqueza de espécies por fitofisionomia.

Considerando os resultados da presente amostragem, juntamente com as capturas de outras pesquisas obtidas durante o levantamento bibliográfico (MMA/IBAMA, 2005; Da Silva *et al.*, 2012), registramos um total de 16 espécies na área do Parque Nacional Cavernas do Peruaçu. A ordem com maior diversidade foi Rodentia, englobando cinco espécies distribuídas em três famílias: Caviidae ($S' = 3$), Cricetidae ($S' = 5$) e Echimyidae ($S' = 1$). A ordem Didelphimorphia, representada exclusivamente pela família Didelphidae, contribuiu com cinco espécies. Por fim, Lagomorpha foi representada por uma única espécie da família Leporidae, especificamente o tapiti (*Sylvilagus minensis*) (Tabela 2).

Tabela 2 – Espécies de pequenos mamíferos não voadores e respectivo ambiente de ocorrência dentro do Parque Nacional Cavernas do Peruaçu – MG.

Ordem	Família	Táxons	Espécie	Ambiente	Método	IUCN	MMA	Referência
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Chironectes minimus</i> (Zimmermann, 1780)		Ca	-	LC	LC	[3]
		<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840		Mg, Ce	T	LC	LC	[1] [2]
		<i>Gracilinanus agilis</i> (Burmeister, 1854)		Mg	S e T	LC	LC	[1] [2]
		<i>Marmosops incanus</i> (Lund, 1840)		Mg	S e T	LC	LC	[1] [2]
		<i>Monodelphis domestica</i> (Wagner, 1842)		Ce	S e T	LC	LC	[1] [2]
		<i>Philander frenatus</i> (Olfers, 1758)		Mg	-	LC	LC	[2]
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus minensis</i> Thomas, 1901		Ce	T	NA	LC	[1] [2]
Rodentia	Caviidae	<i>Cavia aperea</i> Erxleben, 1777		Ce	T	LC	LC	[2]
		<i>Galea spixii</i> (Wagler, 1831)		Ce	T	LC	LC	[2]
	Cricetidae	<i>Kerodon rupestris</i> (Wied-Neuwied, 1820)		Ce, Ms	T	LC	VU	[1] [2] [3]
		<i>Necomys lasiurus</i> (Lund, 1841)		Ce	S	LC	LC	[1] [2]
		<i>Nectomys squamipes</i> (Brants, 1827)		Ca	-	LC	LC	[3]
		<i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers, 1818)		Ca	T	LC	LC	[2]
		<i>Rhipidomys macrurus</i> (Gervais, 1855)		Ce, Mg, Ms	S e T	LC	LC	[1]
		<i>Wiedomys pyrrhorhinos</i> (Wied-Neuwied, 1821)		Ce	S	LC	LC	[1]
Echimyidae	<i>Thrichomys apereoides</i> (Lund, 1839)		Ca, Mg, Ms	S e T	LC	LC	[1] [2] [3]	

Legenda: Ce: cerrado típico; Mg: mata de galeria; Ms: mata seca; Ca: cavernas; T: Tomahawk; S: Sherman | **IUCN/MMA:** LC = “Pouco preocupante”; EN = “Em perigo”; VU = “Vulnerável”; NT = “Quase Ameaçada”; NA = “Não Avaliada” | **Referência:** (1) o presente estudo; (2) Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (IBAMA)/Fundação Pró-Natureza (FUNATURA). Plano de Manejo do Parque Nacional Cavernas do Peruaçu. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2003. 4 enc.; (3) da Silva, Lourdes Dias, *et al.* “Caracterização preliminar de mamíferos não-voadores nas grutas Janelão e Brejal (Parna Cavernas do Peruaçu), Minas Gerais, Brasil.” Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico da UFMG (2012).

3.1.2. EFICIÊNCIA DO ESFORÇO AMOSTRAL

Na análise de rarefação, observou-se que tanto o ambiente de mata de galeria quanto a mata seca atingiram a assíntota de suas curvas, indicando estabilização no número de espécies nessas fitofisionomias. Em contrapartida, o cerrado típico não alcançou essa estabilização, evidenciando estabilidade na diversidade a partir de 20 capturas obtidas (Figura 7).

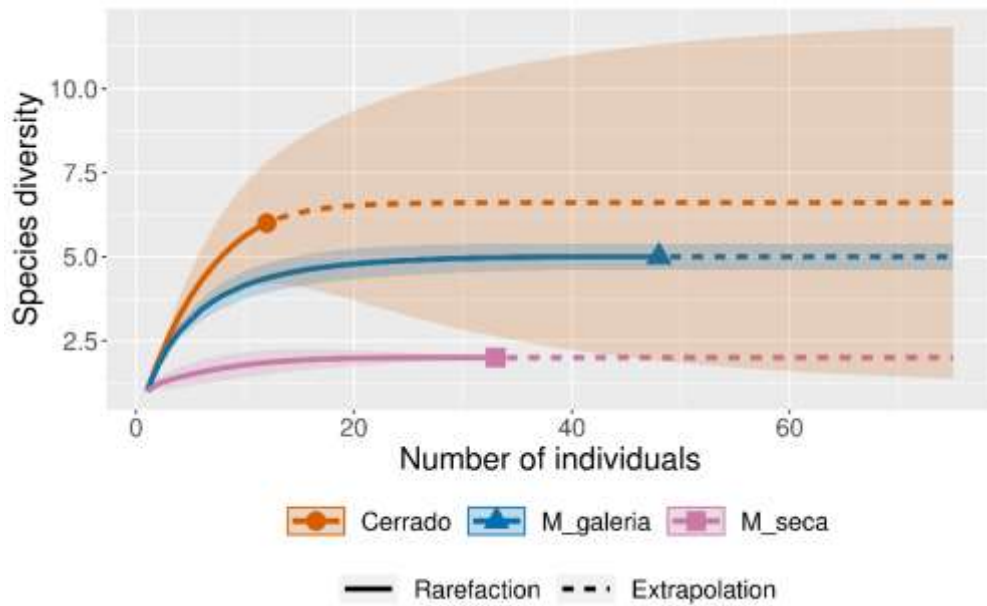


Figura 7 – Curva de rarefação e extrapolação baseada no tamanho da amostragem.

Em relação ao estimador da cobertura de amostragem, para a mata de galeria e mata seca, que registraram 48 e 33 capturas de indivíduos, respectivamente, o estimador indicou que 100% ($SC = 1$) da comunidade presente nesses ambientes foi representada em nossa amostragem. Enquanto para o ambiente de cerrado típico, com apenas 12 capturas, o estimador indicou que 87% ($SC = 0,87$) da comunidade foi representada (Figura 8).

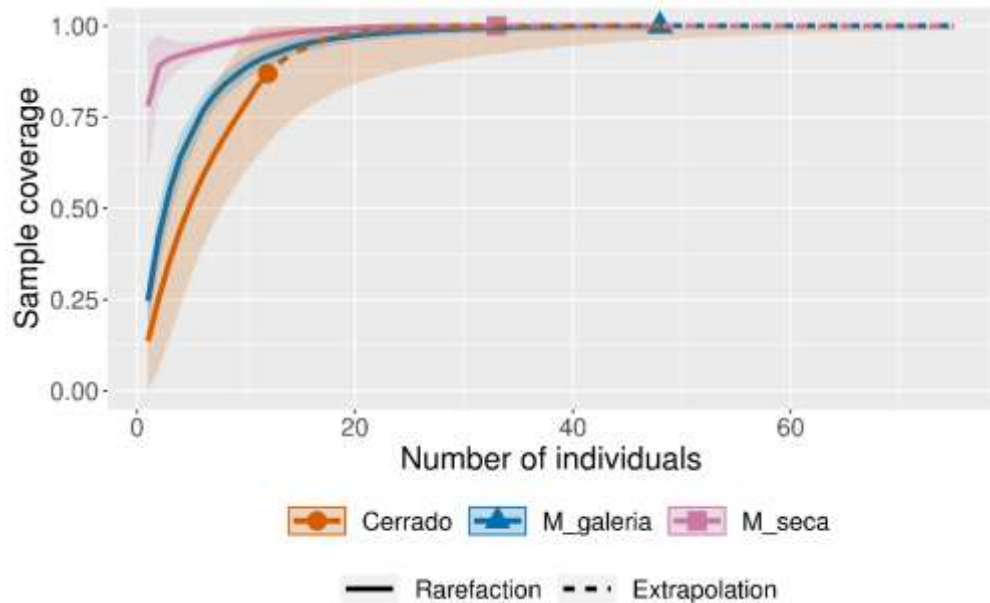


Figura 8 – Curva de completude da amostragem.

3.1.3. SIMILARIDADE DA COMUNIDADE

Quanto à similaridade das espécies, os resultados evidenciaram diferenciação entre ambientes cavernícolas e as áreas de cerrado típico em comparação com os demais ambientes (Tabela 3). Isso indica que as espécies de mamíferos capturadas nas cavernas e no cerrado típico apresentam pouca sobreposição com as registradas nos outros sítios de captura, destacando, de maneira geral, distinção entre as comunidades dos diferentes ambientes amostrados (Figura 9).

Tabela 3 – Valores do Índice de similaridade de Jaccard.

-	Cerrado típico	Mata de galeria	Mata seca	Ambiente cavernícola
Cerrado típico	-	0.15	0.20	0.08
Mata de galeria		-	0.29	0.00
Mata seca			-	0.17
Ambiente cavernícola				-

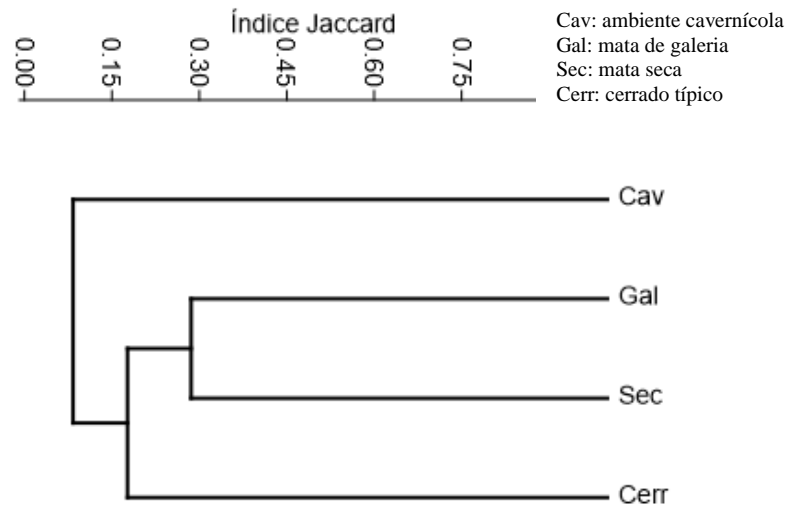


Figura 9 – Diagrama de agrupamento (UPGMA), construídos com o índice de similaridade de Jaccard.

3.1.4. PROBABILIDADE DE OCUPAÇÃO E DETECÇÃO

As variáveis que apresentaram os maiores pesos acumulativos foram: ‘tipo de armadilha’ ($w^+ = 0,31$) e ‘comprimento cabeça-corpo’ ($w^+ = 0,29$). Apesar disso, de todos os modelos construídos para avaliar a probabilidade de ocupação e detecção dos pequenos mamíferos não voadores, nenhum deles teve forte suporte ($W_i = < 0,50$; Tabela 4)

Tabela 4 – Ranqueamento dos modelos elaborados, com os valores AICc, Δ AICc, peso (w_i), número de parâmetros (K) e Deviance.

Modelo	AICc	Δ AICc	W_i	K	Deviance
$\{\Psi(\cdot), p(\cdot)\}$	327,88	0,00	0,47	2	322,681
$\{\Psi(\cdot), p(\text{armadilha})\}$	329,26	1,38	0,23	3	320,595
$\{\Psi(\cdot), p(\text{CC})\}$	329,45	1,57	0,21	3	320,786
$\{\Psi(\cdot), p(\text{armadilha} + \text{CC})\}$	331,68	3,80	0,07	4	318,682
$\{\Psi(\text{fito}), p(\cdot)\}$	335,68	7,80	0,01	4	322,681
$\{\Psi(\text{fito}), p(\text{armadilha})\}$	339,17	11,29	0,00	5	320,595
$\{\Psi(\text{fito}), p(\text{CC})\}$	339,36	11,48	0,00	5	320,786
$\{\Psi(\text{fito}), p(\text{armadilha} + \text{CC})\}$	334,68	16,80	0,00	6	318,682

Legenda: (fito): fitofisionomia, (armadilha): tipo de armadilha, (CC): comprimento cabeça-corpo. O sinal de mais (+) significa um efeito aditivo entre as variáveis exploradas.

3.1.5. MODELO MISTO

O modelo misto, que incluiu a fitofisionomia como um efeito aleatório no intercepto, foi ajustado com sucesso. O coeficiente do intercepto foi estimado em 0,58, com um erro padrão de 0,71, resultando em um *t-value* de 0,354. O coeficiente para o NDVI foi estimado em 1,92, com um erro padrão de 2,62 e *t-value* de 0,73 (Tabela 5).

Tabela 5 – Resultados do Modelo Misto para a relação entre NDVI e número de capturas de pequenos mamíferos.

Parâmetros	Estimativa	Erro padrão	<i>t-value</i>
Intercepto	0,58	0,71	0,35
NDVI	1,92	2,62	0,73

Em média, observamos um aumento no número de capturas de pequenos mamíferos à medida que o NDVI aumenta, sugerindo uma relação positiva, mas não significativa, entre o NDVI e o número de capturas (Figura 10).

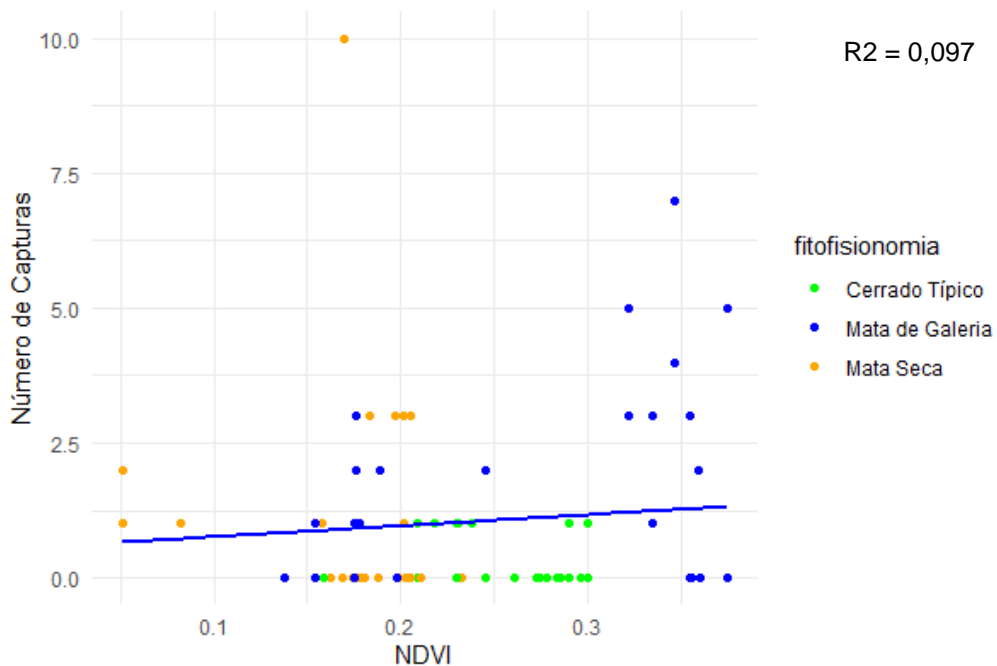


Figura 10 – Relação linear entre o NDVI e o número de capturas dos pequenos mamíferos.

Ainda, destacamos que os efeitos aleatórios associados às diferentes fitofisionomias contribuem para explicar parte da variação no número de capturas. O R^2 condicional, que leva em consideração tanto os efeitos fixos quanto os efeitos aleatórios, indica que esses efeitos aleatórios também têm impacto na variação observada ($\text{Var} = 0,26$; $\text{DP} = 0,51 \pm 0,10$). Assim, apesar de indicar um aumento médio nas capturas com o aumento do NDVI, a relação entre o NDVI e o número de capturas não foi significativa ($p\text{-value} > 0,05$).

4. DISCUSSÃO

O PNCP registra a presença de 16 espécies de pequenos mamíferos não voadores, evidenciando uma diversidade comparável a outras áreas protegidas localizadas na região de transição entre o Cerrado e Caatinga (Bonvicino *et al.*, 2005; Nogueira *et al.*, 2015; Pereira *et al.*, 2020). Destacam-se duas espécies endêmicas do Cerrado, *Rhipidomys macrurus* e *Thrichomys apereoides*, além de três espécies endêmicas de ambos os biomas, como *Galea spixii*, *Kerodon rupestris* e *Wiedomys pyrrhorhinos* (Carmignotto *et al.*, 2012). Esses achados ressaltam a importância da região do Vale do Peruaçu como um cenário significativo para a conservação de espécies com distribuição associada às áreas de ecótono entre esses dois biomas.

O padrão de composição e diversidade encontrado aqui vai de encontro com o identificado em estudos em área de Cerrado, com altas taxas de captura para poucas espécies, abundância intermediária para várias espécies e baixas taxas de captura para espécies raras (Carmignotto *et al.*, 2022).

A dominância do punaré (*Thrichomys apereoides*), dada sua forte associação a ambientes rochosos (Mares *et al.*, 1982), era esperada. Tratando-se de uma espécie de hábito terrestre/semi-arborícola, o punaré foi capturado em ambos os estratos e tipos de armadilha, destacando-se como uma das únicas espécies registrada nos sítios de vegetação característica de mata seca cárstica. Além disso, sua presença já havia sido notada em estudos anteriores na região do Vale do Peruaçu, evidenciando sua adaptabilidade a ambientes mais áridos, com características como a redução no volume de urina para minimizar a perda de água (Mendes *et al.*, 2004).

O rato-da-árvore (*Rhipidomys macrurus*), endêmico do bioma Cerrado, também apresentou forte dominância na comunidade. Essa espécie ainda não havia sido registrada anteriormente nos limites do PNCP. Na presente amostragem detectamos altas taxas de captura, sendo registrada na maioria dos sítios amostrados. Essa elevada taxa de captura na área de estudo coincide com relatos para outras regiões de Cerrado, onde a espécie apresentou alta densidade em seus pontos de ocorrência (Hannibal *et al.*, 2010; Burghausen, 2020).

Outra espécie que ainda não havia sido registrada em estudos anteriores no PNCP foi o rato-de-fava (*Wiedomys pyrrhorhinos*). Com baixas taxas de captura, essa espécie,

considerada rara (Mendonça *et al.*, 2018; Costa-Pinto *et al.*, 2023), apresenta forte associação com formações abertas e foi registrada em locais próximos ao PNCP, com maior incidência e influência da vegetação da Caatinga (Nogueira *et al.*, 2015; Pereira *et al.*, 2020).

As áreas de cerrado e cavernas se destacaram pela maior dissimilaridade em relação aos outros ambientes. Esse padrão pode ser atribuído à presença de algumas espécies registradas exclusivamente nesses locais, tanto nesta amostragem quanto em outros estudos conduzidos na região do Vale do Peruaçu. A cuíca-d'água (*Chironectes minimus*) e o rato-d'água (*Nectomys squamipes*), de hábito semiaquático, foram observadas por meio de rastros e capturas nas cavidades das grutas do Brejal e Janelão (Da Silva *et al.*, 2012). Apesar de registros exclusivos, até o momento, para as cavernas, é conhecido que essas espécies também podem ser encontradas em outros ambientes com corpos d'água ativos como mata de galerias (Bressiani *et al.*, 2008; Cazetta, 2015). Assim, suas presenças nesse tipo de ambiente podem estar relacionados à orientação pela drenagem do rio Peruaçu, que passa por dentro dessas cavernas (Da Silva *et al.*, 2012).

Nesse contexto, contrariamente ao sugerido pelas curvas de rarefação, a amostragem realizada não foi abrangente o bastante para capturar a totalidade das espécies presentes na região do Vale do Peruaçu. Considerando que as curvas de rarefação requerem métodos de amostragem comparáveis (Gotelli & Chao, 2013), as estimativas de riqueza resultantes reportadas aqui estão relacionadas ao esforço com *Shermans* e *Tomahawks*. Isso demonstra que a integração com levantamentos de outros estudos na região, que empregaram tanto métodos diretos (visualização, carcaças e captura) quanto indiretos (pegada, fezes, vocalização) (MMA/IBAMA, 2005; Da Silva *et al.*, 2012), foi fundamental para uma caracterização mais precisa das espécies presentes no Parque Nacional Cavernas do Peruaçu.

Apesar de nenhum dos modelos construídos para avaliar a probabilidade de ocupação e detecção das espécies ter obtido forte suporte, é reconhecido que diferentes tipos de armadilhas apresentam taxas de detecção distintas (Rocha *et al.*, 2023). A incerteza nos modelos pode estar relacionada, de maneira geral, à baixa taxa de detecção das espécies. Dada a necessidade de robustez na matriz de dados, a baixa captura de algumas espécies pode ter afetado o desempenho dos modelos, dificultando a identificação das covariáveis que exercem influência sobre os parâmetros de detecção e ocupação. Isso reforça a

importância de buscar alternativas para complementar as amostragens futuras, como a adição de armadilhas de interceptação e queda, conhecidas por sua efetividade na captura de pequenos mamíferos (Rocha & Passamani, 2015; Bovendorp *et al.*, 2017).

Analisando os pontos amostrados neste e em estudos anteriores, identificamos uma concentração de amostragem na área central do PNCP, indicando potencialidades para locais ainda pouco representados nas metodologias de captura, como a região mais ao norte que faz fronteira com a Terra Indígena Xakriabá, que apresenta porcentagem significativa de sua área coberta por Savana Arborizada e Floresta Estacional Decidual (Santos-Júnior *et al.*, 2014).

O NDVI não revelou forte relação com o aumento nas taxas de captura, explicando apenas 0,097% da variabilidade nos números de captura (R^2 condicional = 0,097). Esta falta de associação pode estar relacionada à ausência da representatividade sazonal no presente estudo. Em áreas de Floresta Estacional Decidual, por exemplo, observou-se um comportamento característico com o maior valor dos índices de vegetação na estação chuvosa e o menor valor na estação seca (Carvalho Júnior *et al.*, 2006; Moreira *et al.*, 2013). Assim, considerar o fator sazonalidade em estudos futuros pode ser crucial para compreender o papel do vigor da vegetação nas taxas de captura. Além disso, os efeitos das diferentes fitofisionomias também desempenham um papel na variação do número de capturas, evidenciando a complexidade da relação entre NDVI e a caracterização dos ambientes amostrados. Portanto, torna-se necessário incluir mais réplicas entre cada fitofisionomia para avaliar a relação entre os valores de NDVI e essas formações vegetacionais.

Em síntese, os resultados deste estudo enriquecem o entendimento sobre a riqueza de espécies de pequenos mamíferos não voadores no PNCP, destacando a importância dos diversos ambientes singulares presentes na região e a presença de várias espécies endêmicas dos biomas Cerrado e Caatinga. A possibilidade de estudos que incluem a variação sazonal juntamente da possibilidade de ajuste das estratégias de amostragem, por meio da inclusão de métodos complementares como armadilhas de interceptação e queda, emergem como uma abordagem promissora para aprimorar futuras coletas e explorar totalmente o potencial de diversidade na região do Vale do Peruaçu. Por fim, a amostragem de regiões ainda pouco exploradas nos limites do PNCP pode ser um fator crucial a ser considerado em investigações posteriores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, Edson F. et al. Lista de Mamíferos do Brasil (2022-1) [Data set]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7469767>. 2022.

ALENCAR, Ane et al. Mapping three decades of changes in the brazilian savanna native vegetation using landsat data processed in the google earth engine platform. *Remote Sensing*, v. 12, n. 6, p. 924, 2020.

ARDENTE, Natalia Carneiro et al. Differential efficiency of two sampling methods in capturing non-volant small mammals in an area in eastern Amazonia. *Acta Amazonica*, v. 47, p. 123-132, 2017.

ARPONEN, Anni. Prioritizing species for conservation planning. *Biodiversity and Conservation*, v. 21, p. 875-893, 2012.

AZEVEDO, Josué AR; VALDUJO, Paula H.; DE C. NOGUEIRA, Cristiano. Biogeography of anurans and squamates in the Cerrado hotspot: coincident endemism patterns in the richest and most impacted savanna on the globe. *Journal of Biogeography*, v. 43, n. 12, p. 2454-2464, 2016.

BAJARU, Sameer B.; KULAVMODE, Amol R.; MANAKADAN, Ranjit. Influence of microhabitat and landscape-scale factors on the richness and occupancy of small mammals in the northern Western Ghats: A multi-species occupancy modeling approach. *Mammalian Biology*, v. 99, p. 88-96, 2019.

BARBOSA, Humberto A.; HUETE, A. R.; BAETHGEN, W. E. A 20-year study of NDVI variability over the Northeast Region of Brazil. *Journal of arid environments*, v. 67, n. 2, p. 288-307, 2006.

BARCELOS, Daniele Cristina. Efeitos da atividade turística sobre a fauna de mamíferos terrestres em um Parque Nacional brasileiro. 2018.

BATES, Douglas et al. Fitting linear mixed-effects models using lme4. arXiv preprint arXiv:1406.5823, 2014.

BONVICINO, C. R.; CERQUEIRA, R.; SOARES, V. A. Habitat use by small mammals of upper Araguaia River. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 56, n. 4, p. 761-767, 1996.

BONVICINO, C. R.; LEMOS, B.; WEKSLER, M. Small mammals of Chapada dos Veadeiros National Park (Cerrado of Central Brazil): ecologic, karyologic, and taxonomic considerations. *Brazilian Journal of Biology*, v. 65, p. 395-406, 2005.

BONVICINO, Cibele R. et al. Guia dos roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. *Série de Manuais Técnicos*; 11, 2008.

BONVICINO, Cibele Rodrigues et al. Guia dos mamíferos do Jardim Botânico de Brasília, DF, Brasil. 2020.

BOVENDORP, Ricardo S.; MCCLEERY, Robert A.; GALETTI, Mauro. Optimising sampling methods for small mammal communities in Neotropical rainforests. *Mammal Review*, v. 47, n. 2, p. 148-158, 2017.

BRANDÃO, M.; MAGALHÃES, G. M. Cobertura vegetal da microrregião Sanfranciscana de Januária. *Daphne*, v. 1, p. 19-26, 1991.

BRESSIANI, Vinícius B.; GRAIPEL, Maurício E. Comparação de métodos para captura da cuíca-d'água, *Chironectes minimus* (Zimmerman, 1780) (Mammalia, Didelphidae) no sul do Brasil. *Mastozoologia neotropical*, v. 15, n. 1, p. 33-39, 2008.

BURGHAUSEN, Wagner Bertholdo. Efeitos da disponibilidade de recursos alimentares nos parâmetros populacionais, reprodutivos, na área de uso e na condição corporal de *Rhipidomys macrurus* (Rodentia, Cricetidae). 2020.

CABALLERO, Cassia Brocca et al. Transformation of Brazil's biomes: The dynamics and fate of agriculture and pasture expansion into native vegetation. *Science of The Total Environment*, v. 896, p. 166323, 2023.

CAMARGO, Nicholas Ferreira de; SANO, Nayara Yoshie; VIEIRA, Emerson M. Forest vertical complexity affects alpha and beta diversity of small mammals. *Journal of Mammalogy*, v. 99, n. 6, p. 1444-1454, 2018.

CARMIGNOTTO, Ana Paula et al. Mammals of the Cerrado and Caatinga: distribution patterns of the tropical open biomes of Central South America. *Bones, clones and biomes. The history and geography of recent Neotropical mammals* (BD Patterson and LP Costa, eds.). University of Chicago Press, Chicago, Illinois, p. 307-350, 2012.

CARMIGNOTTO, Ana Paula; PARDINI, Renata; DE VIVO, Mario. Habitat heterogeneity and geographic location as major drivers of Cerrado small mammal diversity across multiple spatial scales. *Frontiers in Ecology and Evolution*, v. 9, p. 739919, 2022.

CAZETTA, Thayse Cavicchioli. A ocorrência de fogo media a remoção de sementes por pequenos roedores em habitats florestais neotropicais. 2015.

CHAO, Anne et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs*, v. 84, n. 1, p. 45-67, 2014.

COLE, Monica M. et al. *The savannas, biogeography and geobotany*. Academic Press, 1986.

COLLI, Guarino R.; BASTOS, Rogério P.; ARAUJO, Alexandre FB. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. In: *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna*. Columbia University Press, p. 223-241. 2002.

COLLI, Guarino R.; VIEIRA, Cecília R.; DIANESE, José Carmine. Biodiversity and conservation of the Cerrado: recent advances and old challenges. *Biodiversity and Conservation*, v. 29, n. 5, p. 1465-1475, 2020.

COLWELL, Robert K. et al. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of plant ecology*, v. 5, n. 1, p. 3-21, 2012.

DA CONCEIÇÃO BISPO, Polyanna et al. Overlooking vegetation loss outside forests imperils the Brazilian Cerrado and other non-forest biomes. *Nature Ecology & Evolution*. 2023.

DA COSTA-PINTO, Anna Ludmilla et al. Small mammals from the Caatinga: A dataset for

the Brazilian semiarid biome. 2023.

DA SILVA, Lourdes Dias et al. Caracterização preliminar de mamíferos não-voadores nas grutas Janelão e Brejal (Parna Cavernas do Peruaçu), Minas Gerais, Brasil. *Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico da UFMG*, v. 21, n. 1, 2012.

DE AZEVEDO, Luiz Guimarães. Tipos eco-fisionômicos da vegetação da região de Januária (MG). 1966.

DE BORATTO, I. M.; GOMIDE, Reinaldo Lúcio. Aplicação dos índices de vegetação NDVI, SAVI e IAF na caracterização da cobertura vegetativa da região Norte de Minas Gerais. 2013.

DE CARVALHO JÚNIOR, Osmar Abílio; HERMUCHE, Potira Meirelles; GUIMARAES, Renato Fontes. IDENTIFICAÇÃO REGIONAL DA FLORESTA ESTACIONAL DECIDUAL NA BACIA DO RIO PARANÁ A PARTIR DA ANÁLISE MULTITEMPORAL DE IMAGENS MODIS. *Brazilian Journal of Geophysics*, v. 24, n. 3, p. 319-332, 2018.

DIAS, Amanda MS et al. Are Environmental Impact Assessments effectively addressing the biodiversity issues in Brazil?. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 95, p. 106801, 2022.

DINERSTEIN, Eric et al. An ecoregion-based approach to protecting half the terrestrial realm. *BioScience*, v. 67, n. 6, p. 534-545, 2017.

DRUMMOND, Gláucia Moreira et al. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. 2005.

DUDLEY, Nigel et al. Grasslands and savannahs in the UN Decade on Ecosystem Restoration. *Restoration Ecology*, v. 28, n. 6, p. 1313-1317, 2020.

EKLUND, Johanna. Setting priorities for conservation: protected area effectiveness, management, and quality of governance. 2016.

FERREIRA, Guilherme Braga et al. Strict protected areas are essential for the conservation of larger and threatened mammals in a priority region of the Brazilian Cerrado. *Biological Conservation*, v. 251, p. 108762, 2020.

FERREIRA, Guilherme Braga. O mosaico de habitats e a comunidade de mamíferos de médio e grande porte do Parque Nacional Cavernas do Peruaçu, norte de Minas Gerais. 2008.

FONSECA, Carlos Roberto et al. Conservation opportunities in the Caatinga. *Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America*, p. 429-443, 2017.

FONSECA, Carlos Roberto; VENTICINQUE, Eduardo Martins. Biodiversity conservation gaps in Brazil: A role for systematic conservation planning. *Perspectives in ecology and conservation*, v. 16, n. 2, p. 61-67, 2018.

FRANÇOSO, Renata D. et al. Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. *Natureza & conservação*, v. 13, n. 1, p. 35-40, 2015.

GOMES, Mauro; DOS SANTOS, Darcy José; JANSEN, Debora Campos. Mapa de Uso do Solo e Cobertura Vegetal da Área 8 (Peruaçu–Montes Claros) do Projeto de Monitoramento e

Avaliação de Impactos sobre o Patrimônio Espeleológico-1ª Aproximação. *Revista Brasileira de Espeleologia*, v. 1, n. 3, p. 1-18, 2013.

GOMES, Nelson Fernandes; PAPAVERO, Nelson. Revisão sistemática do gênero *Monodelphis* (Didelphidae: Marsupialia). 1991.

GÓMEZ, María Daniela et al. Small mammal responses to farming practices in central Argentinian agroecosystems: The use of hierarchical occupancy models. *Austral Ecology*, v. 43, n. 7, p. 828-838, 2018.

GOTELLI, Nicholas J.; CHAO, Anne. Measuring and estimating species richness, species diversity, and biotic similarity from sampling data. *Encyclopedia of biodiversity*, p. 195-211, 2013.

GUILLERA-ARROITA, Gurutzeta. Impact of sampling with replacement in occupancy studies with spatial replication. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 2, n. 4, p. 401-406, 2011.

GUILLERA-ARROITA, Gurutzeta; LAHOZ-MONFORT, José J. Designing studies to detect differences in species occupancy: power analysis under imperfect detection. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 3, n. 5, p. 860-869, 2012.

GUILLERA-ARROITA, Gurutzeta et al. Ignoring imperfect detection in biological surveys is dangerous: A response to 'fitting and interpreting occupancy models'. *PloS one*, v. 9, n. 7, p. e99571, 2014.

HANNIBAL, Wellington; CACERES, Nilton C. Use of vertical space by small mammals in gallery forest and woodland savannah in south-western Brazil. 2010.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, Anne. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, v. 7, n. 12, p. 1451-1456, 2016.

International Union for Conservation of Nature. Discussion note to accompany IUCN's position paper on the Convention on Biological Diversity (CBD) strategic plan 2011–2020: target 20. IUCN, Cambridge, p. 5, 201).

JACCARD, P. Nouvelles recherches sur la distribution florale. *Bull. Soc. Vaudoise Sci. Nat* 1908.

JENSEN, John R.; EPIPHANIO, José Carlos Neves. Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres. 2009.

KAJIN, Maja; GRELLE, Carlos Eduardo Viveiros. Microhabitat selection when detection is imperfect: the case of an endemic Atlantic forest mammal. *Ecological research*, v. 27, p. 1005-1013, 2012.

KP, Burnham. Model selection and multimodel inference. A practical information-theoretic approach, 1998.

LEAL, Inara R. et al. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 701-706, 2005.

- MACHADO, Ricardo B. Estimativa de perda da área do Cerrado brasileiro. 2016.
- MACHADO, Ricardo Bomfim et al. As várias faces das ameaças às áreas de conservação no Brasil. *Ciência e Cultura*, v. 72, n. 2, p. 58-64, 2020.
- MACKENZIE, Darryl I. et al. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, v. 83, n. 8, p. 2248-2255, 2002.
- MARES, Michael A.; STREILEIN, Karl E.; DE LA ROSA, Mary Patricia. Nonsynchronous molting in three genera of tropical rodents from the Brazilian Caatinga (*Thrichomys*, *Galea*, and *Kerodon*). *Journal of Mammalogy*, v. 63, n. 3, p. 484-488, 1982.
- MARINHO-FILHO, J. S. Biogeografia. Alternativas de Desenvolvimento dos Cerrados: Manejo e Conservação dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília, Univ. Brasília, Ibama, Funatura, v. 97, p. 65-68, 1992.
- MCINTOSH, Robert P. An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. *Ecology*, v. 48, n. 3, p. 392-404, 1967.
- MENDES, Lys A. Favaroni et al. Differences in ingestive balance of two populations of neotropical *Thrichomys apereoides* (Rodentia, Echimyidae). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, v. 138, n. 3, p. 327-332, 2004.
- MENDONÇA, André et al. CERRADO SMALL MAMMALS: abundance and distribution of marsupials, lagomorphs, and rodents in a Neotropical savanna. 2018.
- MEYER, Carsten et al. Global priorities for an effective information basis of biodiversity distributions. *Nature communications*, v. 6, n. 1, p. 1-8, 2015.
- MEYER, Carsten. Limitations in global information on species occurrences. 2016.
- Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (MMA). Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade, bancos de dados do processo da 2ª atualização (Portaria MMA nº 463, de 18 de dezembro de 2018). Disponível em: <http://areasprioritarias.mma.gov.br/>. Acesso em: 10 out. 2023.
- Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (MMA)/Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Plano de Manejo do Parque Nacional Cavernas do Peruaçu. Edições IBAMA, Brasília. 2005.
- MOREIRA, Adriana Aparecida et al. Análise do comportamento espectral de fitofisionomias no Parque Estadual Lapa Grande por meio de dados MODIS. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 6, n. 6, p. 0, 2013.
- MOURA, Maíra Correa; GRELLE, Carlos Eduardo Viveiros; BERGALLO, Helena Godoy. How does sampling protocol affect the richness and abundance of small mammals recorded in tropical forest? An example from the Atlantic Forest, Brazil. *Biol. Conserv*, v. 3, n. 2, p. 51-58, 2008.
- MÜLLER, Paul. The dispersal centres of terrestrial vertebrates in the Neotropical realm: a study in the evolution of the Neotropical biota and its native landscapes. (No Title), 1973.

- MYERS, Norman et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.
- NOGUEIRA, Marcelo Rodrigues et al. Small mammals (Chiroptera, Didelphimorphia, and Rodentia) from Jaíba, middle Rio São Francisco, northern Minas Gerais State, Brazil. *Biota Neotropica*, v. 15, 2015.
- PATTON, J.; PARDIÑAS, U.F.J. & D'ELÍA, G. *Mammals of South America*, Vol. 2. Chicago, University of Chicago Press, 1336 p. 2015.
- PEREIRA, Adriele Aparecida; PEREIRA, Éder Costa; PASSAMANI, Marcelo. Mamíferos não voadores na Área de Proteção Ambiental Pandeiros, Norte de Minas Gerais. *Revista Científica MG. Biota*, v. 12, n. 2, p. 70-89, 2020.
- PINO-DEL-CARPIO, Andrea; ARIÑO, Arturo H.; MIRANDA, Rafael. Data exchange gaps in knowledge of biodiversity: implications for the management and conservation of Biosphere Reserves. *Biodiversity and conservation*, v. 23, p. 2239-2258, 2014.
- PINTO, C. G. C. Assembleia de morcegos (Mammalia: Chiroptera) e suas interações com plantas quiropterófilas no Parque Nacional Cavernas do Peruaçu, norte de Minas Gerais. 2010. Tese de Doutorado. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Lavras, Lavras.
- QUEIROZ, L. P. et al. Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America. *Caatinga The Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. Springer, p. 23-63, 2017.
- RIBEIRO, José Felipe; WALTER, Bruno Machado Teles. *Fitofisionomias do bioma Cerrado*. 1998.
- RIBEIRO, Raquel; RICKLEFS, Robert E.; MARINHO-FILHO, Jader. Partitioning beta diversity to unravel mechanisms underlying the distributions of nonvolant small mammals in Brazil's Cerrado. *Journal of Mammalogy*, v. 101, n. 6, p. 1438-1450, 2020.
- RIZZINI, Carlos Toledo. *Tratado de fitogeografia do Brasil*. Editora de Humanismo, Ciência e Tecnologia, 1976.
- ROCHA, Daniel Gomes da; PASSAMANI, Marcelo. Influence of pitfall designs and use of baits on the capture of small mammals in Southern Minas Gerais State, Brazil. *Volume 35, Número 4, Pags. 499-503*, 2013.
- ROCHA, Mariana F. et al. Sampling method drives differing detection of responses to land-use change in small mammals. *Journal for Nature Conservation*, v. 76, p. 126489, 2023.
- ROUSE, John Wilson et al. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *NASA Spec. Publ*, v. 351, n. 1, p. 309, 1974.
- SALINO, A.; LOMBARDI, J.A. *Vegetação do Vale do Rio Peruaçu, Minas Gerais, Brasil*, p. 9, 1997.
- SANTOS JUNIOR, VJ dos; FERNANDES, F. H. S. *Uso do geoprocessamento no monitoramento da cobertura vegetal da Terra Indígena dos Xakriabá, no Norte do estado de Minas Gerais*. 2014.

SHANNON, Claude Elwood. A mathematical theory of communication. The Bell system technical journal, v. 27, n. 3, p. 379-423, 1948.

SIMPSON, Edward H. Measurement of diversity. nature, v. 163, n. 4148, p. 688-688, 1949.

STRASSBURG, Bernardo BN et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. Nature Ecology & Evolution, v. 1, n. 4, p. 0099, 2017.

TEIXEIRA, Marília Gomes et al. The Brazilian Caatinga protected areas: an extremely unbalanced conservation system. Environmental Conservation, v. 48, n. 4, p. 287-294, 2021.

TUCKER, Compton J. et al. Satellite remote sensing of total herbaceous biomass production in the Senegalese Sahel: 1980–1984. Remote sensing of environment, v. 17, n. 3, p. 233-249, 1985.

VALDUJO, Paula Hanna et al. Anuran species composition and distribution patterns in Brazilian Cerrado, a Neotropical hotspot. South American Journal of Herpetology, v. 7, n. 2, p. 63-78, 2012.

VIEIRA, E. M.; PALMA, A. R. T. Pequenos mamíferos do Cerrado: distribuição dos gêneros e estrutura das comunidades nos diferentes habitats. Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação, p. 265-282, 2005.

VOSS, Robert S.; JANSA, Sharon A. Phylogenetic relationships and classification of didelphid marsupials, an extant radiation of New World metatherian mammals. Bulletin of the American Museum of Natural History, v. 2009, n. 322, p. 1-177, 2009.

WERNECK, Fernanda P. The diversification of eastern South American open vegetation biomes: historical biogeography and perspectives. Quaternary Science Reviews, v. 30, n. 13-14, p. 1630-1648, 2011.

WHITE, Gary C.; BURNHAM, Kenneth P. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. Bird study, v. 46, n. sup1, p. S120-S139, 1999.

WINTLE, Brendan A. et al. Estimating and dealing with detectability in occupancy surveys for forest owls and arboreal marsupials. The Journal of Wildlife Management, v. 69, n. 3, p. 905-917, 2005.

APÊNDICE**APÊNDICE A** – Número de tombo (CM-ICB/UFMG) dos exemplares testemunho coletados.

Espécie	Número de tombo
<i>Thrichomys apereoides</i>	PNCP01
<i>Marmosops incanus</i>	PNCP02
<i>Gracilinanus agilis</i>	PNCP03
<i>Thrichomys apereoides</i>	PNCP04
<i>Rhipidomys macrurus</i>	PNCP05
<i>Marmosops incanus</i>	PNCP06
<i>Necromys lasiurus</i>	PNCP07
<i>Rhipidomys macrurus</i>	PNCP08
<i>Gracilinanus agilis</i>	PNCP09
<i>Gracilinanus agilis</i>	PNCP10
<i>Necromys lasiurus</i>	PNCP11
<i>Monodelphis domestica</i>	PNCP12
<i>Marmosops incanus</i>	PNCP13
<i>Rhipidomys macrurus</i>	PNCP14
<i>Marmosops incanus</i>	PNCP15
<i>Monodelphis domestica</i>	PNCP16
<i>Rhipidomys macrurus</i>	PNCP17
<i>Necromys lasiurus</i>	PNCP19
<i>Rhipidomys macrurus</i>	PNCP20
<i>Wiedomys pyrrhorhinos</i>	PNCP21
<i>Thrichomys apereoides</i>	PNCP22
<i>Marmosops incanus</i>	PNCP23