
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA,
EVOLUÇÃO E BIODIVERSIDADE

Fatores que influenciam a distribuição do tatu-galinha *Dasypus novemcinctus* (Cingulata: Dasypodidae) em corredor florestal de Mata Atlântica

Ananda Leoni Ribeiro

**Rio Claro – SP
2024**

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA,
EVOLUÇÃO E BIODIVERSIDADE

Fatores que influenciam a distribuição do tatu-galinha *Dasypus novemcinctus* (Cingulata: Dasypodidae) em corredor florestal de Mata Atlântica

Ananda Leoni Ribeiro

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro - SP, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia, Evolução e Biodiversidade.

Orientador: Prof. Dr. Márcio Silva Araújo

**Rio Claro – SP
2024**

R484f

Ribeiro, Ananda Leoni

Fatores que influenciam a distribuição do tatu-galinha *Dasypus novemcinctus* (Cingulata: Dasypodidae) em corredor florestal de Mata Atlântica / Ananda Leoni Ribeiro. -- Rio Claro, 2024

60 p. : il., tabs., mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Rio Claro

Orientador: Márcio Silva Araújo

1. D. novemcinctus. 2. Ecologia da paisagem. 3. Floresta tropical. 4. Mamífero semi-fossorial. 5. Modelagem de ocupação. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Ocupação do tatu-galinha *Dasypus novemcinctus* (Cingulata: Dasypodidae) em corredor florestal de Mata Atlântica

AUTORA: ANANDA LEONI RIBEIRO

ORIENTADOR: MARCIO SILVA ARAUJO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em Ecologia, Evolução e Biodiversidade, área: Biodiversidade pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. MARCIO SILVA ARAUJO (Participação Virtual)
Departamento de Biodiversidade / Unesp - IB Rio Claro

Documento assinado digitalmente
 **MARCIO SILVA ARAUJO**
Data: 06/06/2024 17:16:10-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. RODRIGO LIMA MASSARA (Participação Virtual)
Departamento de Genética, Ecologia e Evolução / UFMG

Documento assinado digitalmente
 **RODRIGO LIMA MASSARA**
Data: 07/06/2024 09:30:52-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. THIAGO FERREIRA RODRIGUES (Participação Virtual)
Departamento de Medicina / Faculdade Atenas

Documento assinado digitalmente
 **THIAGO FERREIRA RODRIGUES**
Data: 07/06/2024 08:10:51-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Rio Claro, 06 de junho de 2024

Título alterado para: "Fatores que influenciam a distribuição do tatu-galinha *Dasypus novemcinctus* (Cingulata: Dasypodidae) em corredor florestal de Mata Atlântica"

Agradecimentos

Primeiramente gostaria de agradecer ao professor Márcio, que é a pessoa que tornou todo esse trabalho possível e, além disso, me tornou uma pesquisadora melhor ao longo do processo, sou muito grata pela parceria, ensinamentos e pelo trabalho que desenvolvemos juntos.

Também sou muito grata ao Miltinho, o homem das ideias e coordenador desse projeto incrível e enriquecedor que é o PELD. E jamais poderia esquecer de expressar minha gratidão a Paloma, que além de ser uma pessoa sensacional também é uma profissional espetacular! Obrigada por não desistir de mim e por ter aberto as portas da sua casa para viabilizar o meu período na UFMG.

Dito isto, também quero registrar a minha imensa gratidão aos professores Mauro Pichorim e Rodrigo Massara, além de todos os colegas envolvidos na disciplina de modelagem da UFMG, foi um período extremamente enriquecedor e muito divertido, foi um prazer imenso o tempinho que passei com vocês!

Quero também agradecer aos colegas do LIND, em especial, Jorge e Julia por me darem suas opiniões e ideias, mesmo se eu perguntasse mil vezes a mesma coisa e pela convivência agradável no ambiente de trabalho.

Também agradeço muitíssimo a todos os envolvidos do LEEC, por todo seu auxílio e apoio no processo, em especial Urucum, que me ajudou a salvar o mestrado quando o projeto com as preguiças falhou e pela instalação das armadilhas fotográficas. Agradeço também ao Fernando Lima, que também instalou as armadilhas fotográficas, além de realizar a triagem das mesmas e me disponibilizou os dados prontamente quando troquei de projeto. Além disso, sou grata ao seu belíssimo projeto Desabraçando Árvores e podcasts relacionados por me inspirar e acompanhar durante as horas de mapeamento.

Ainda dentro do LEEC, tenho que agradecer em especial a Vivi, Fran, Lisiane, Deia e Juliana por serem mulheres incríveis que me inspiraram e auxiliaram tanto durante todo o processo (Vivi você vai para o céu pela paciência que teve comigo!). Também gostaria muito de agradecer ao Felipe Martello e Jean por toda a ajuda que me deram desde o começo do mestrado.

Gostaria também de agradecer a todos os envolvidos no PELD CCM, que são pessoas importantíssimas e que tornaram tudo isso possível, desde os moradores que foram muito solícitos e permitiram nossa entrada em suas residências, as instituições como o Parque Estadual Cantareira, Parque Estadual Juquery, Observatório Pierre-Kaufmann, entre tantas outras que foram fundamentais para que não somente o meu, mas muitíssimos

outros trabalhos acontecessem. Ainda dentro do “pacote envolvidos no PELD” quero registrar meu agradecimento a todos os envolvidos na triagem das armadilhas fotográficas, principalmente a Bárbara, pelo tempo e dedicação investidos no processo e a equipe de comunicação do PELD, vocês são incríveis e o trabalho de vocês é importantíssimo, muito obrigada!

Finalmente, mãe e pai, se vocês aguentaram ler até aqui, esse é o momento de agradecer vocês por todo o suporte, não só ao longo do mestrado, mas ao longo de uma vida inteira. Obrigada por serem meus maiores incentivadores. Eu me esforço todos os dias para ser o investimento mais frutífero das suas vidas, eu amo vocês!

Aos demais familiares, vó, minha pessoa favorita no mundo inteiro, tia Lili minha primeira professora e incentivadora da curiosidade de pesquisadora. Erick, Sô, Gi e Ni, obrigada por serem os melhores primos que alguém poderia desejar, amo vocês!

Gostaria também de expressar minha gratidão aos meus melhores amigos: Giovanna, Maytte, Aurora, Paloma, Artemis, Laura, Hudiny e Gian. Eu tenho muita sorte de ter vocês na minha vida, obrigada por dividirem a existência comigo, seja para surtos e reclamações, brigas, nas pequenas conquistas diárias e grandes comemorações, tenho muito orgulho da caminhada de cada um, que me inspira a cada dia, amo vocês!

Agradeço também aos meus principais pontos de paz durante o processo: minhas gatas Marofa e Madalena. Obrigada por nunca me permitirem desistir, pois preciso comprar a melhor areia e a ração mais cara do mercado para vocês!

À família Pimentel, especialmente Jurandyr, que me acolheu de braços abertos e que possibilitaram com que meus dias fossem mais leves e amorosos, por vocês tenho toda admiração, amor e carinho do mundo, muito obrigada!

Também quero agradecer as agências de fomento:

Processo nº2021/10195-0 Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP)

Processo nº2020/01779-5 Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP)

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) processo 442147/2020-1

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

A fragmentação e a perda de habitat são responsáveis pela diminuição das áreas naturais, em tamanho e quantidade, pelo aumento do isolamento entre as áreas remanescentes e pelo aumento do efeito de borda, resultando em uma mudança nos ecossistemas e, conseqüentemente, no declínio da biodiversidade. O tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) tem como algumas de suas características a baixa taxa metabólica e a ampla distribuição geográfica, além de ser considerado um engenheiro do ecossistema, uma vez que através do comportamento de escavação é capaz de desempenhar diferentes serviços ecossistêmicos, como a bioturbação e ciclagem de nutrientes. O estudo investigou os fatores que influenciam na distribuição do tatu-galinha em uma região de Mata Atlântica, considerando a influência da estrutura da paisagem e do histórico de queimadas. As variáveis analisadas foram a cobertura florestal, a distância de estradas, a presença de construções e de corpos d'água, o histórico de queimadas, a altitude e o declive do terreno. Por meio de armadilhas fotográficas, foram feitos registros em 54 sítios amostrais. Com esses registros, foi construído o histórico de detecção da espécie para então modelar a ocupação da região do Corredor Cantareira-Mantiqueira pela espécie. Como resultado foi observado um efeito negativo da cobertura florestal na escala de 400 m para a ocupação da espécie, reforçando a sua tolerância as modificações no habitat e aqui apresentando uma preferência por áreas menos florestais.

Palavras-chave: *D. novemcinctus*, ecologia de paisagens, floresta tropical, mamífero semi-fossorial, modelagem de ocupação.

ABSTRACT

Habitat fragmentation and habitat loss are responsible for the reduction of natural areas, in size and quantity, for the increase in isolation between the remaining areas and for the increase in the edge effect, resulting in a change in ecosystems and, consequently, in the decline of biodiversity. The nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*) has as some of its characteristics a low metabolic rate and wide geographic distribution, in addition to being considered an ecosystem engineer since through its digging behavior it can perform different ecosystem services, such as bioturbation and nutrient cycling. The study investigated the factors that influence the distribution of the armadillo in an Atlantic Forest region, considering the influence of the landscape structure and the history of fires. The variables analyzed were forest cover, distance from roads, presence of buildings and bodies of water, history of fires, altitude, and terrain slope. Using photographic traps, records were made at 54 sampling sites. With these records, the species' detection history was constructed to model the occupation of the Cantareira-Mantiqueira Corridor region by the species. As a result, a negative effect of forest cover at a scale of 400 m was observed on the species' occupation, reinforcing its tolerance to habitat modifications, and presenting a preference for less forested areas.

Key-words: *D. novemcinctus*, landscape ecology, occupancy modeling, semi-fossorial mammal, tropical forest.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Elaborada pela autora. Mapa de distribuição do tatu-galinha (<i>Dasypus novemcinctus</i>). Em laranja está representada a extensão de sua ocorrência.	15
Figura 2. Elaborada pela autora. Hipótese gráfica da expectativa de efeito de cada uma das variáveis (cobertura florestal, heterogeneidade da paisagem, histórico de queimadas, distância de estradas, distância da água, distância de construções, declive e altitude) para a ocupação.	19
Figura 3. Elaborada pela autora. Disposição dos pontos amostrados inseridos na área do PELD CCM com o gradiente de cobertura florestal remanescente da Mata Atlântica. A disposição dos sítios amostrais está representada pelos pontos vermelhos, sendo 54 pontos amostrados no total.	21
Figura 4. Elaborada pela autora. Representação da disposição dos buffers de diferentes escalas em torno de um ponto amostral sobreposto ao arquivo de cobertura florestal.	23
Figura 5. Elaborada pela autora. Ilustração representativa da heterogeneidade da paisagem a partir do mapa de uso e cobertura do solo.	24
Figura 6. Elaborada pela autora. Representação das escalas e de um ponto amostral sobrepostos ao arquivo de cicatrizes de fogo.	26
Figura 7. Histograma dos valores de qui-quadrado nulos. A barra vertical tracejada representa o valor de qui-quadrado observado= 6646,02.	29
Figura 8. Gráfico de regressão representando as relações entre as variáveis de probabilidade de detecção com a variável de histórico de queimadas (porcentagem de área queimada) na escala de 800m ($\beta = 0,95$; 95% IC: 0,38 – 1,52).	32
Figura 9. Gráfico de superfície representando a relação entre a probabilidade de ocupação e cada uma das variáveis Cobertura Florestal ($\beta = -1,30$; 95% IC: -2,15; -0,45) e Declive ($\beta = -0,73$; 95% IC: -1,44; -0,01). O declive é obtido através da divisão da distância vertical pela distância horizontal.	32
Figura 10. Gráfico de regressão representando a relação entre as variáveis de probabilidade de ocupação com a variável Cobertura Florestal na escala de 400m ($\beta = -1,10$; 95% IC: -1,84; -0,35).	33
Figura 11. Gráfico de superfície representando a relação entre a probabilidade de ocupação e cada uma das variáveis de Cobertura Florestal ($\beta = -1,38$; 95% IC: -2,30; -0,46) e Altitude ($\beta = -0,74$; 95% IC: -1,52; 0,04).	33

Figura 12. Gráfico de superfície representando a relação entre a probabilidade de ocupação e cada uma das variáveis de Cobertura Florestal ($\beta=-1,10$; 95% IC: -1,84; -0,36) e Distância do corpo d'água mais próximo ($\beta=-0,41$; 95% IC: -1,07; 0,25).34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Resultados de seleção de modelos para a detecção, sendo p o parâmetro de probabilidade de detecção e Ψ o parâmetro de probabilidade de ocupação. AICc refere-se ao critério de informação de Akaike corrigido, QAICc refere-se ao Quasi-AICc, WQAICc é o peso de QAICc, ModelLike refere-se à verossimilhança do modelo e K representa o número de parâmetros. Na tabela, “fogo” é referente ao histórico de queimadas na escala de 800m, “cobflor” representa a variável de cobertura florestal na escala de 400m, “estrada” é referente à variável de distância da estrada mais próxima, “água” é referente à distância do corpo d’água mais próximo, “constru” refere-se à variável de distância da construção mais próxima, “alt” representa a variável de altitude e “decl” refere-se à variável de declive.30

Tabela 2. Resultados de seleção de modelos para os 4 mais bem ranqueados, sendo p o parâmetro de probabilidade de detecção e Ψ o parâmetro de probabilidade de ocupação. AICc refere-se ao critério de informação de Akaike corrigido, QAICc refere-se ao Quasi-AICc, WQAICc é o peso de QAICc, ModelLike refere-se à verossimilhança do modelo e K representa o número de parâmetros. Na tabela, “fogo” é referente ao histórico de queimadas na escala de 800m, “cobflor” representa a variável de cobertura florestal na escala de 400m, “decl” refere-se a variável de declive, “alt” representa a variável de altitude e “água” é referente a distância do corpo d’água mais próximo.31

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	11
2. OBJETIVO E RESULTADOS ESPERADOS.....	18
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	20
3.1 Área de Estudo	20
3.2. Coleta de dados.....	21
3.3. Análise de dados ambientais.....	22
3.3.1 Análises espaciais	22
3.3.2 Altitude e Declive	24
3.3.3 Histórico de queimadas	25
3.4. Probabilidade de ocupação e detecção	26
4. RESULTADOS	29
5. DISCUSSÃO	35
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	39
7. FINANCIAMENTOS.....	40
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41
APÊNDICE	54

1. INTRODUÇÃO

A conversão de áreas naturais em áreas antrópicas, assim como o uso inadequado do solo estão entre as principais ameaças à conservação da biodiversidade, por reduzirem a quantidade de habitats disponíveis para as espécies (Haddad et al., 2015; Strassburg et al., 2017). Como consequência da fragmentação, cerca de 20% das florestas de todo o mundo possuem suas bordas com distância de 100 m de áreas urbanas, de agropecuária ou de outro tipo de ambiente antropizado e mais de 70% dessas florestas possuem distanciamento médio de 1km de suas bordas até a vegetação (Haddad et al., 2015).

Assim, a fragmentação e a perda de habitat são potencializadores de uma série de efeitos sobre espécies e processos ecológicos, podendo também comprometer a manutenção de funções e serviços ecossistêmicos (Morellato; Haddad, 2000; Fahrig, 2003; Ribeiro et al., 2011). Em geral, o processo de fragmentação apresenta quatro efeitos principais: a redução na quantidade de áreas capazes de fornecer condições e recursos propícios à existência e desenvolvimento de determinada espécie, o aumento do número de manchas de habitat, a diminuição do tamanho das manchas e o aumento do isolamento entre estas (Fahrig, 2003).

A diminuição da área e o aumento do isolamento dos remanescentes de habitat são grandes responsáveis por mudanças nos ecossistemas, muitas vezes ocasionando o declínio da biodiversidade (Butchart et al., 2010; Haddad et al., 2015; Strassburg et al., 2017), especialmente em paisagens com menos de 40% de cobertura florestal (Arroyo-Rodríguez et al., 2021). Ambientes com pouca disponibilidade de habitat podem afetar diversos aspectos biológicos e ecológicos, como declínio nas atividades reprodutivas (Coddington et al., 2023), alteração da capacidade de movimentação das espécies (Morgan; Gallagher, 2014), além da mudança nos padrões de forrageamento e dieta, e diminuição de oportunidades de encontro entre predador e presa (Nauta et al., 2022). Assim, tais padrões, como dieta, reprodução, movimentação e dispersão são cruciais para entendermos de que forma uma população poderá ser afetada pela degradação ambiental (Gardiner et al., 2018).

A matriz antrópica – área circundante aos fragmentos florestais remanescentes que não é habitat natural, exerce influência na estrutura de tais fragmentos, incluindo a ocorrência e a distribuição das espécies (Kupfer et al., 2006; Stevens et al., 2023).

As matrizes agrícolas, por exemplo, facilitam a exposição dos fragmentos florestais a perturbações antrópicas e provocam a diminuição da integridade florestal desses fragmentos (Ferrante et al., 2017; Palharini et al., 2020). Por afetar diretamente as áreas naturais, a matriz antrópica circundante deve ser considerada como área integrante das ações de manejo e conservação (Ferrante et al., 2017; Brodie; Newmark, 2019). Uma matriz antrópica mais diversificada pode impactar a biodiversidade de uma forma mais positiva, uma vez que, a depender da espécie, fornece recursos de habitat complementares e a depender de sua composição, pode aumentar a possibilidade de movimentação, consequentemente, a abundância e riqueza de espécies (Harper et al., 2008; Brady et al., 2011). Em áreas agrícolas, por exemplo, escalas maiores permitem captar uma maior variação entre os tipos de plantações, possibilitando uma relação positiva entre a biodiversidade e a variedade de plantações (Urrutia et al., 2020; Khan et al., 2023; Tonetti et al., 2023).

A relação da espécie com a área se fortalece de acordo com a qualidade da matriz e com a capacidade da espécie de se movimentar pelos ambientes modificados pelo homem (Reider et al., 2018). A qualidade da matriz varia conforme o grupo taxonômico, mas, de forma geral, uma matriz de qualidade é aquela que apresenta características similares ao habitat natural daquele grupo (Prevedello; Vieira, 2010; Leite et al., 2021). Quando uma espécie é capaz de se mover por uma matriz antrópica de baixa permeabilidade para alcançar diferentes fragmentos, como áreas de pastagem, por exemplo, todos os remanescentes, mesmo os menores fragmentos, são importantes para contribuir com a quantidade total de habitat disponível para a espécie (Gardiner et al., 2018; Diniz et al., 2021; Ramírez-Delgado et al., 2021).

O que também pode interferir na disponibilidade de habitat é o histórico de queimadas de uma área. Sendo o seu conhecimento essencial para o delineamento de estratégias de manejo e regeneração, uma vez que tal perturbação também afeta a dinâmica da biodiversidade, podendo moldar as comunidades ecológicas (Kelly et al., 2020; Furnas et al., 2021; Ballarin et al., 2023). Além disso, possuem influência na sequência sucessional das vegetações que são estabelecidas após a perturbação (Prestes et al., 2020; Flores; Holmgren, 2021). Os incêndios, interferem nos fragmentos ao ocasionarem a diminuição da diversidade biológica e da variabilidade genética, além de diretamente ocasionarem a morte de muitos vertebrados (Almeida, 2016; Silva et al., 2020; Tomas et al., 2021).

A estrutura dos habitats para uma espécie pode ser diretamente afetada pelas práticas específicas de manejo de terras (Szymański et al., 2020; Dorph et al., 2020; Starik et al., 2019). Dessa forma, faz-se necessário que essas áreas possuam um plano de manejo adequado, e que o mesmo inclua a manutenção da heterogeneidade da paisagem, com a finalidade de aumentar a conectividade e diminuir os efeitos do isolamento das populações (Pônzio et al., 2023; Santos et al., 2021). Assim, o entendimento dos efeitos da configuração e composição de uma paisagem é cada vez mais importante e necessário, uma vez que influenciam diretamente na conservação da biodiversidade a curto, médio e longo prazo (Regolin et al., 2020; Tschardt et al., 2012; Wiens et al., 1993).

Por ter sido o primeiro bioma a ser explorado no período da colonização europeia no Brasil (Morellato; Haddad, 2000), a Mata Atlântica teve sua integridade ecológica afetada pela expansão da população humana na região durante os últimos séculos (Morellato; Haddad, 2000). No Brasil, a Mata Atlântica possui uma área de 1,62 milhões de km², cobrindo uma extensa faixa latitudinal ao longo da costa atlântica (Muylaert et al., 2018). O fato de ser biogeograficamente isolada das demais florestas ombrófilas densas sul-americanas proporcionou a existência de uma biota única (Morellato; Haddad, 2000; Eisenlohr et al., 2015). A cobertura da região da Mata Atlântica é composta por 23% de floresta (essa composição inclui manguezais e restinga, além da formação florestal) e 36% de vegetação natural, composta por formação florestal, formação savânica, restingas, manguezais, campos e áreas úmidas (Vancine et al., 2024). Além disso, 97% dos fragmentos possuem tamanhos de até 50 ha e com 50 a 60% da vegetação estando a menos de 90 m de suas respectivas bordas (Vancine et al., 2024).

Nas áreas de Mata Atlântica, 90% do território já foi e continua sendo desmatado. A Mata Atlântica possui uma das maiores riquezas de espécies e uma das maiores taxas de endemismo, além de estar sob elevada ameaça de perda e fragmentação de habitat, sendo considerado um dos principais *hotspots* de biodiversidade (Ribeiro et al., 2011). Essa ameaça é também em decorrência de no bioma estarem localizadas as mais populosas cidades brasileiras (Ribeiro et al., 2009; Silva et al., 2014). Nos estados de São Paulo e Minas Gerais, apenas 4,84% do bioma está protegido (Fundação SOS Mata Atlântica, 2023), uma porcentagem provavelmente insuficiente para a preservação da diversidade de mamíferos (Albuquerque et al., 2011; Oliveira et al., 2017; Magioli et al., 2021).

De acordo com os dados da Fundação SOS Mata Atlântica de 2020, os focos de incêndio que atingem as florestas nativas aumentaram em 9,5% em relação ao ano de 2019; já em Unidades de Conservação, a quantidade dos mesmos aumentou em 4% para o mesmo período (Fundação SOS Mata Atlântica, 2020). Para os anos de 2020 até 2023, de acordo com o Programa Queimadas do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, o ano de 2020 teve um total de 17512 focos de incêndio, em 2021 houve um aumento, com 18832 focos de incêndio, havendo diminuição no ano de 2022 com 10916 e um novo aumento no ano de 2023 com 11720 focos de incêndio (INPE, 2023).

Incluído na Mata Atlântica está o Corredor Cantareira-Mantiqueira que é uma região altamente fragmentada e muito urbanizada, visto que nessa área está localizada a cidade mais populosa do país, tendo mais de 178 habitantes por metro quadrado (IBGE, 2022). Esse corredor florestal é composto por 30 mil hectares de área protegida incluindo os parques Itaberaba, Itapetinga, Monumento Natural Estadual Pedra Grande e a Floresta Estadual de Guarulhos (Rodrigues, 2008). A região também é caracterizada por possuir áreas de pastagem, agricultura, silvicultura e diferentes tamanhos de fragmentos florestais, os quais foram incluídos em Unidades de Conservação para a proteção da biodiversidade (Rodrigues, 2008)

De forma geral, os mamíferos terrestres são sujeitos a impactos negativos substanciais decorrentes da perturbação por ambientes antropizados, devido, em parte, à sua estreita dependência de ecossistemas florestais (Bogoni et al., 2018; Gorczynski et al., 2021). Em escala global, os mamíferos enfrentam uma ameaça relacionada ao declínio de suas populações em praticamente todos os tipos de habitat (Dirzo et al., 2014; Bogoni et al., 2018). No contexto dos sistemas terrestres, os mamíferos desempenham papéis ecológicos de extrema importância, agindo como reguladores tróficos, consumidores primários, dispersores de sementes, agentes de bio-turbação, entre outros (Fleming et al., 2014; Rodrigues et al., 2020). Um grande exemplo é o tatu-galinha os tatus, que atua como mediador de diversos desses processos ecológicos chave mesmo em paisagens modificadas e perturbadas pela presença humana, já que como espécie considerada generalista, possui certa capacidade de adaptação aos ambientes antropizados (Rodrigues et al., 2020; Filgueiras et al., 2021; DeGregorio et al., 2023).

O tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*, Cingulata: Dasypodidae) possui ampla distribuição geográfica (Figura 1), ocorrendo nas três Américas - América do Sul,

América Central e América do Norte (Feijó et al., 2019; Santos et al., 2019). Esse mamífero apresenta características adaptativas que incluem seu exoesqueleto composto por placas ósseas e garras robustas, que o tornam eficiente escavador e forrageador (Vizcaino; Milne, 2002; Vickaryous; Hall, 2006; Machado et al., 2023). Entre os xenartros, a espécie é uma das únicas com capacidade de conceber até quatro indivíduos em uma ninhada (McBee; Baker, 1982; Loughry et al., 1998), sendo o gênero *Dasypus* o único entre todos os vertebrados a ter gêmeos monozigóticos como uma característica reprodutiva fixa, o que contribui para a manutenção de suas populações (Prodöhl et al., 1996; Abba; Superina, 2016). Além disso, já que sua carapaça reduz o risco de predação, diminuindo a necessidade de um metabolismo de alta capacidade aeróbica, foram favorecidos os mecanismos de conservação de energia, como a regulação térmica defasada (McNab, 1980) e baixa taxa metabólica basal (Boily, 2002).

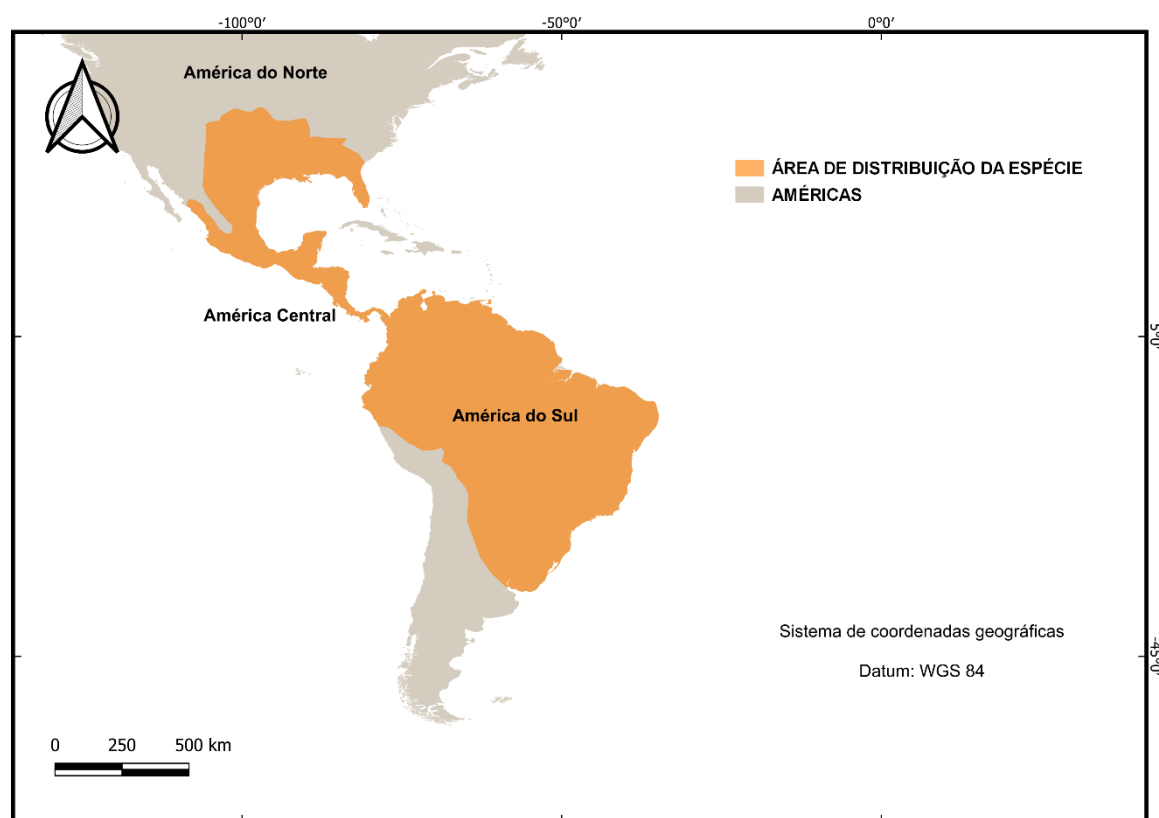


Figura 1. Elaborada pela autora. Mapa de distribuição do tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*). Em laranja está representada a extensão de sua ocorrência.

Com a finalidade de economizar energia, *Dasypus novemcinctus* comumente constrói suas tocas em barrancos e outras áreas com inclinação, uma vez que o processo erosivo dessas partes facilita a escavação (Carter; Encarnação, 1983). As áreas

próximas à água também têm potencial de economizar energia para a escavação, deixando o solo mais flexível (McDonough et al., 2000). Adjacente ao recurso hídrico, também é maior a disponibilidade de alimento, que para essa espécie são pequenos invertebrados, como formigas, cupins e besouros, podendo também incluir sementes e demais tipos de matéria vegetal (Anacleto, 2007; Aranda et al., 2021). Por ter uma dieta variada, paisagens mais heterogêneas podem apresentar uma vantagem para a espécie em relação ao tipo e quantidade de recursos disponíveis (Adkins et al., 2023).

Em contrapartida, a altitude pode operar como um fator limitante para a obtenção de alimento, uma vez que a riqueza de espécies de insetos, como besouros e formigas, é menor em maiores altitudes devido as baixas temperaturas (Moses et al., 2021; Colares et al., 2021) e a composição de espécies também pode variar num gradiente altitudinal (Hodkinson, 2005; Shah et al., 2020).

A ocorrência desse tatu em ambientes antropizados tem sido objeto de investigação, conforme observado em pesquisas como Rodrigues e Chiarello (2018). A caça está entre as principais ameaças da espécie (Marques et al., 2020; Superina; Abba, 2020; Rodrigues, 2020). De modo geral, essa espécie apresenta abundância relativa maior em áreas onde não há registro de caça (Flesher; Laufer, 2013). Por serem usados como recurso alimentar e medicinal (Leeuwenberg et al., 1997; Alves; Rosa, 2007; Alves et al., 2016), a caça diminui a densidade populacional dos tatus. Em estudo realizado em reserva na Mata Atlântica, os tatus foram o segundo grupo mais caçado, sendo *Cuniculus paca* o primeiro e *Dasypus novemcinctus* registrou o maior número de ocorrências entre as espécies (Adelson; Srbek-Araujo, 2017).

D. novemcinctus também é bastante impactado pelos atropelamentos, sendo classificada entre as espécies mais comumente registradas em colisões veiculares. Em um estudo de revisão sobre as pesquisas que envolvem atropelamentos, a ordem Cingulata foi registrada em mais de 44% dos trabalhos. Uma das razões mencionadas para justificar a frequência de atropelamentos do grupo, além do tamanho relativamente pequeno, é a ausência de *tapetum lucidum*, membrana ocular capaz de refletir luz, o que tornaria ainda mais difícil a visualização do animal durante a noite (Ribeiro et al., 2017). Somente no estado de São Paulo, Cingulata, juntamente com Rodentia e Carnivora, concentram, em média, 73% dos registros de atropelamentos. Tratando de espécies, *D. novemcinctus* recebeu a quarta colocação entre os mamíferos mais atropelados, ficando atrás de *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Lepus europaeus* e *Cerdocyon thous*. (Abra et al., 2021).

A perda e fragmentação de habitats naturais também afetam *Dasypus novemcinctus*. Classificado como dependente de ambientes florestais, ainda que flexível, possui capacidade de movimentação limitada, entre 772m e 978m, sendo que na região da Mata Atlântica os fragmentos florestais estão separados por aproximadamente 1400m de distância (Cassimiro et al., 2023). A preservação desses ambientes e a implementação de estratégias de conservação são cruciais para a sobrevivência e a manutenção das populações da espécie (Marques et al., 2020, Superina & Abba, 2020). Tal proximidade entre animais silvestres e áreas urbanas também acarreta consequências aos seres humanos, uma vez que aumenta a probabilidade de transmissão de doenças, dado que o tatu-galinha é reservatório natural de *Mycobacterium leprae* (hanseníase), por exemplo (Storrs et al., 1974; Truman, 2005; Cupertino et al., 2020).

Ainda que se saiba sobre a existência de tatus em paisagens antropizadas (McDonough et al., 2000) e que existam estudos que não demonstraram efeitos significativos sobre essa interação entre o grupo e áreas antropizadas (Magalhães et al., 2023), uma vez que, mesmo em paisagens antropizadas, há florestas e recursos alimentares e hídricos nas proximidades (McDonough et al., 2000; Ferreguetti et al., 2016; Rodrigues; Chiarello, 2018; Magalhães et al., 2023). Esses fatores combinados, modificação e perda de habitat, colocam em risco a conservação da espécie, tornando essencial a implementação de estratégias de proteção e manejo adequado de seu habitat para garantir a sobrevivência do tatu-galinha no contexto de paisagens antropizadas, bem como os serviços ecossistêmicos desempenhados pela espécie.

Sendo assim, é necessário investigar os atributos da paisagem, em conjunto com o histórico de queimadas da área, que podem influenciar sua ocupação em áreas antropizadas e perturbadas. Assim, possibilita-se o aumento do conhecimento desse importante aspecto ainda pouco explorado sobre a espécie.

2. OBJETIVO E RESULTADOS ESPERADOS

O presente estudo teve o objetivo de avaliar a influência da paisagem e do histórico de queimadas sobre a ocupação de *Dasypus novemcinctus*.

A figura 2 apresenta os resultados esperados para a ocupação do tatu-galinha em paisagens fragmentadas na região do Corredor Cantareira-Mantiqueira. Foi suposto que as perturbações exerceriam influência negativa sobre a ocupação de *D. novemcinctus*, de modo que áreas menos perturbadas facilitariam sua ocupação. Consideramos um ambiente menos perturbado como aquele com maior porcentagem de cobertura florestal, maior heterogeneidade da paisagem, mais distante de estradas e construções e com menor porcentagem de área queimada ao longo dos anos. Para a variável de cobertura florestal, era esperado que conforme a porcentagem de cobertura aumente, a probabilidade de ocupação também aumentaria, o mesmo para a heterogeneidade da paisagem. Para a distância da estrada e da construção mais próxima, também era esperada uma contribuição positiva, ou seja, quanto mais distante de estradas e construções, maior a ocupação da espécie. Já para as variáveis de histórico de queimadas da área e distância do corpo d'água mais próximo, era esperado um efeito negativo, sendo menor a probabilidade de ocupação em áreas com maior número de cicatrizes de fogo e mais distante de recursos hídricos. Em relação ao comportamento de escavação da espécie, era esperado que em áreas de maior declividade, a ocupação também seria maior, uma vez que tais locais facilitam a construção de tocas. Quanto a altitude, considerando as preferências alimentares da espécie, com uma dieta composta principalmente de insetos (formigas, cupins e besouros), era esperado que quanto maior a altitude, menor a ocupação de *D. novemcinctus*, em virtude da menor disponibilidade de recursos.

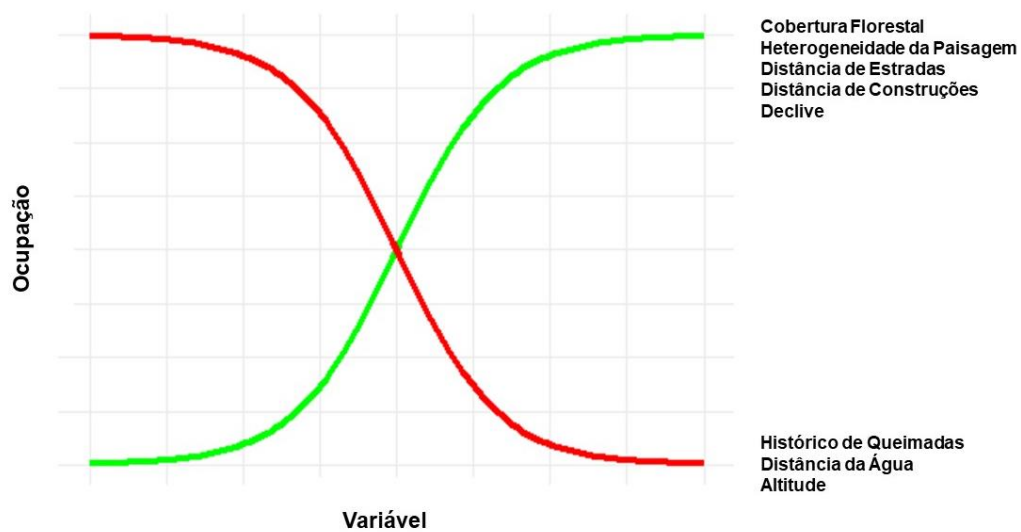


Figura 2. Elaborada pela autora. Hipótese gráfica da expectativa de efeito de cada uma das variáveis (cobertura florestal, heterogeneidade da paisagem, histórico de queimadas, distância de estradas, distância da água, distância de construções, declive e altitude) para a ocupação.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

O estudo foi conduzido no Corredor Cantareira Mantiqueira, entre os estados de São Paulo e o Sul de Minas Gerais. Desde 2014, um projeto de longo-prazo ligado às Pesquisas Ecológicas de Longa Duração, (PELD CCM) é conduzido nessa área. Tal região é responsável por conectar as áreas florestais importantes da Serra da Mantiqueira e da Serra da Cantareira e fazem parte dessa área: Parque Estadual Cantareira (núcleos: Pedra Grande, Águas Claras, Cabuçu e Engordadouro), Parque Estadual Itapetinga, Parque Estadual Itaberaba e o Monumento Natural Estadual Pedra Grande. Dessa forma, a região é composta por remanescentes de Mata Atlântica considerados como áreas prioritárias de conservação (Parron et al., 2015; Rodrigues, 2008). As paisagens da região são compostas por áreas urbanas, pastagem, silvicultura, agricultura de pequena escala e remanescentes florestais com diferentes tamanhos e graus de perturbação. O clima da região apresenta verão chuvoso e inverno seco (Cwa de Koeppen), sendo agosto o mês com menor nível de precipitação e janeiro o mês mais chuvoso (CLIMATE-DATA, 2022), tendo meses com aproximadamente 23°C em temperaturas médias mais elevadas (janeiro e fevereiro) e entre junho e julho apresentando temperaturas médias menores, de aproximadamente 16°C (Montes, 2009). Classifica-se o relevo da área como montanhoso, apresentando variação de elevação entre 600 e 2000m.

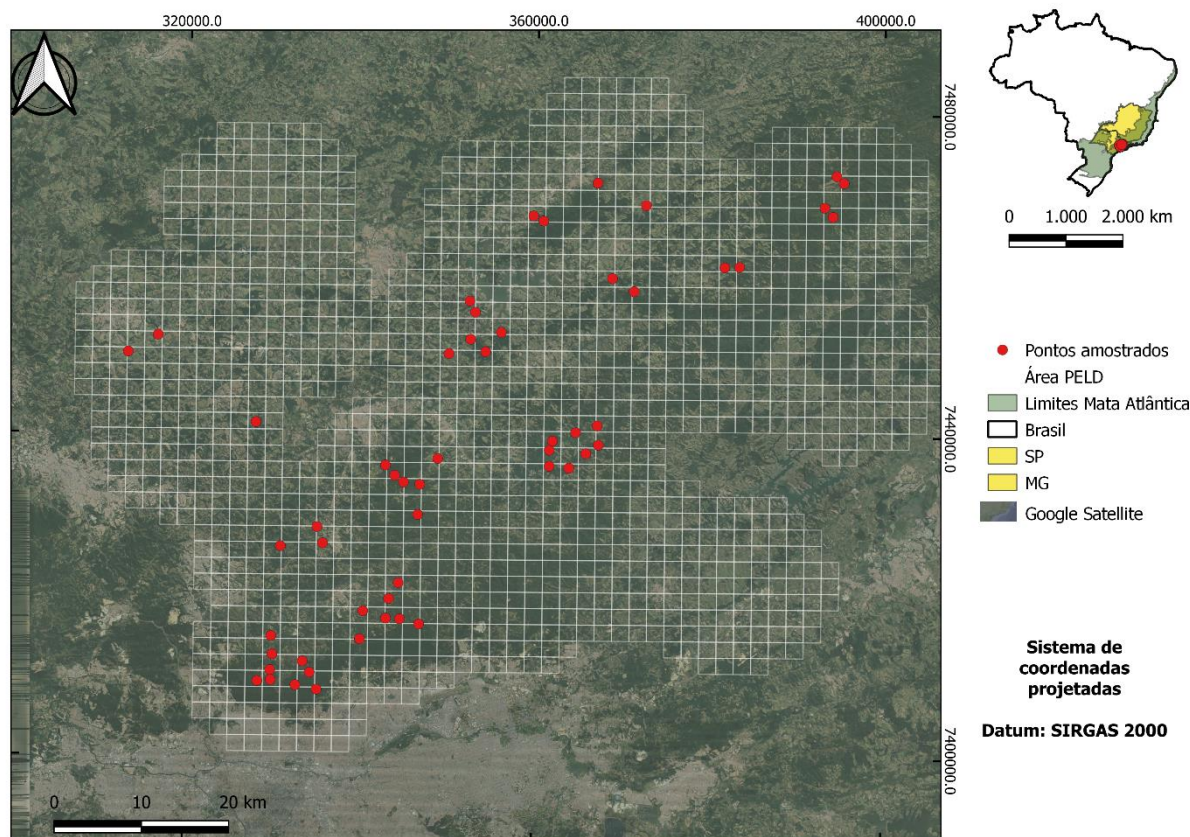


Figura 3. Elaborada pela autora. Disposição dos pontos amostrados inseridos na área do PELD CCM com o gradiente de cobertura florestal remanescente da Mata Atlântica. A disposição dos sítios amostrais está representada pelos pontos vermelhos, sendo 54 pontos amostrados no total.

Foram selecionados 54 sítios de amostragem dentro do PELD CCM, contendo uma distância mínima de 1 km entre eles (Figura 3). Cada sítio dentro dessas paisagens apresenta diferentes graus de cobertura vegetal, qualidade de vegetação e histórico de queimadas. Os 54 sítios, foi selecionado com base em diferentes porcentagens de cobertura florestal, e Cada um é considerado, no contexto do presente estudo, como paisagens independentes para fins de análises.

3.2. Coleta de dados

O protocolo de amostragem em todas as estações de coleta consistiu na instalação de armadilhas fotográficas do modelo *Bushnell Essential E3*[®], em todos os pontos do PELD CCM. Cada armadilha permaneceu no sítio amostral por um período de 60 dias, entre junho de 2022 e junho de 2023 (Si et al., 2014; Kays et al., 2020), em modo vídeo, podendo realizar registros 24 horas por dia. As armadilhas foram colocadas em árvores, numa altura de 60cm em relação ao solo, estando dentro dos limites recomendados para a detecção de médios e grandes mamíferos (Cadman; González-Talaván, 2014; Meek et al., 2016), sem adição de atrativos para os animais, e os

pontos de colocação foram registrados utilizando suas respectivas coordenadas geográficas com o auxílio de um gps do modelo *Garmin 62SC*[®]. Além disso, os registros obtidos através das armadilhas fotográficas foram armazenados utilizando os *softwares Wildlife Insights e Timelapse 2.3*[®] para posterior validação por especialistas.

Com o intuito de minimizar a dependência entre uma amostra e outra, cada estação de coleta possui uma distância mínima de 1 km uma da outra. Os 60 dias consecutivos de amostragem foram divididos em períodos de 5 dias para construir os históricos de detecção de cada sítio amostral, totalizando 12 ocasiões por sítio (Ferregueti et al., 2016; Massara et al., 2018).

3.3. Análise de dados ambientais

3.3.1 Análises espaciais

Para calcular as métricas de paisagem para fins de seleção dos sítios amostrais utilizamos a versão mais recente do MapBiomass[®] (coleção 7) (<https://mapbiomas.org/>), uma base de dados de uso e cobertura do solo que fornece informações sobre todo o território nacional. Para o presente estudo, dentre todas as classes fornecidas pelo MapBiomass[®], utilizamos somente a classe “florestas”. Para o cálculo da cobertura florestal (**CF %**), foi medida a porcentagem de floresta ao redor de cada estação de coleta, em um raio de 200m, 400m, 600m, 800m, 1000m (figura 4) no *software RStudio 4.0.3*[®] (RStudio Team, 2015) utilizando o pacote “*landscapemetrics*” (Hesselbarth et al., 2019) para avaliar a escala de efeito da variável. A escala de efeito é tida como a extensão espacial ideal para o cálculo da variável ambiental, e sua identificação permite compreender em qual escala espacial a espécie responde para determinada variável ambiental, podendo auxiliar, por exemplo, na tomada de decisões para a conservação entendendo em qual escala espacial a espécie interage com seu ambiente (Miguet et al., 2015; Santos et al., 2019; Amiot et al., 2021). O tamanho de 1000m de buffer foi escolhido como a maior escala, pois a distância de dispersão da espécie em áreas fragmentadas não chega a 500m (Barros; Moro, 2016) e por sua capacidade potencial de movimentação ser estimada entre 772 e 978m (Cassimiro et al., 2023).

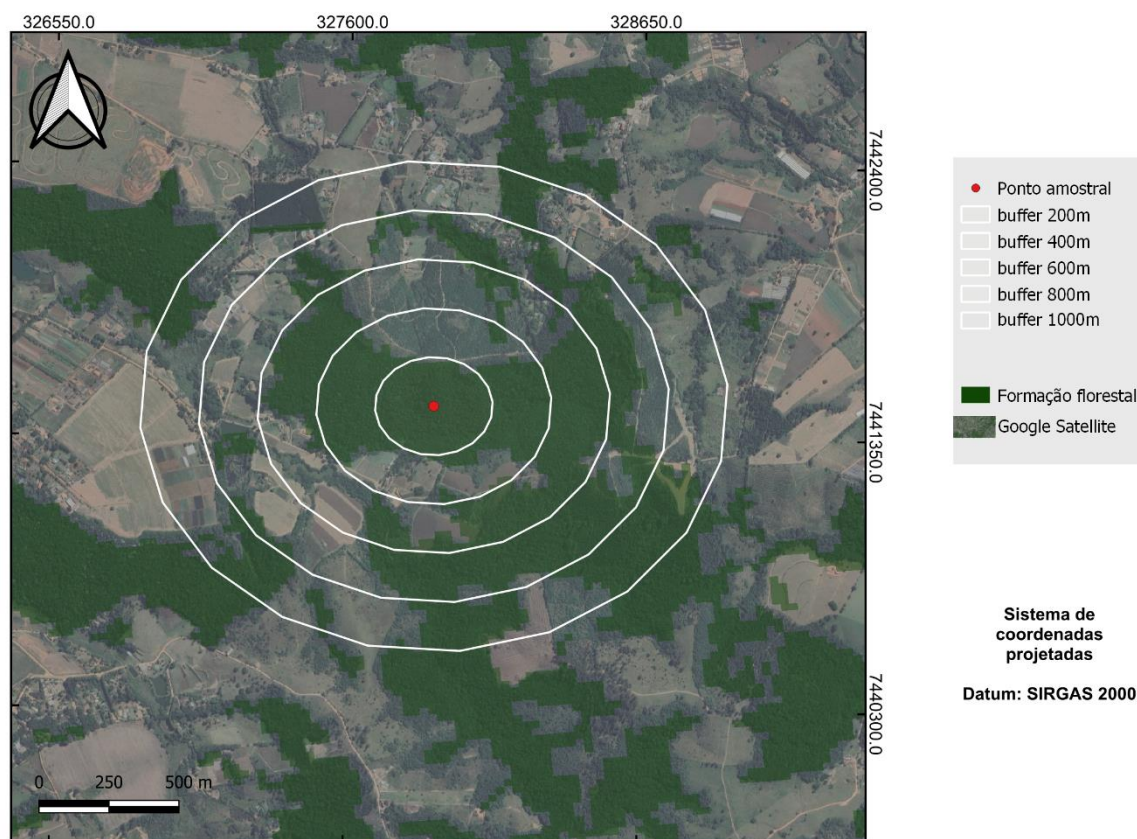


Figura 4. Elaborada pela autora. Representação da disposição dos buffers de diferentes escalas em torno de um ponto amostral sobreposto ao arquivo de cobertura florestal.

Também foi utilizada a métrica de diversidade da paisagem (**SHDI**) nas escalas de 200m, 400m, 600m, 800m e 1000m (figura 5), a qual foi trabalhada através do *software* RStudio 4.0.3® (RStudio Team, 2015), utilizando o pacote “*landscapemetrics*” (Hesselbarth et al., 2019).

Para calcular a heterogeneidade da paisagem, foi usado o Índice de Diversidade Shannon (SDHI):

$$SHDI = - \sum_{i=1}^m P_i \ln(P_i)$$

onde P_i representa a abundância proporcional de cada tipo m de mancha (Figura A1) e $\ln(P_i)$ o logaritmo natural de P_i . P_i é baseada na área total da paisagem (*buffers*) excluindo qualquer fundo interno (*background* da imagem raster) presente (McGarigal, 2001).

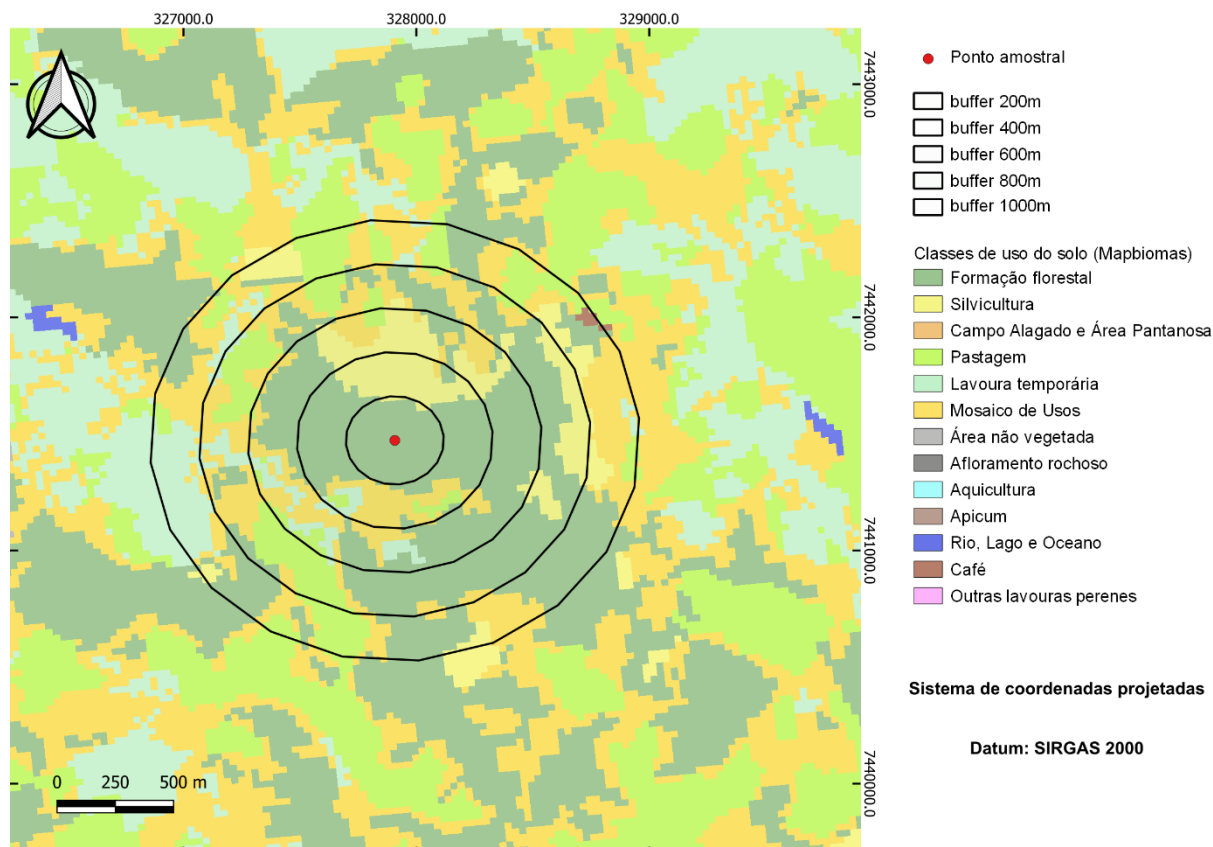


Figura 5. Elaborada pela autora. Ilustração representativa da heterogeneidade da paisagem a partir do mapa de uso e cobertura do solo.

Dentro do *software* QGis 3.28[®] (QGis Development Team, 2022, <https://www.qgis.org>) foram calculadas as variáveis de distância da estrada mais próxima, distância do corpo d'água mais próximo e distância da construção mais próxima, extraídas da base de dados *OpenStreetMap* (www.openstreetmap.org) a partir de cada um dos pontos amostrais, usando a função “*NNJoin*”.

3.3.2 Altitude e Declive

Também dentro do *software* QGis 3.28[®] (QGis Development Team, 2022, <https://www.qgis.org>) foram calculadas as variáveis de altitude (elevação vertical de um ponto em relação ao nível do mar) e declive (determinado através da diferença de nível entre dois pontos, a inclinação, e a distância horizontal entre eles) para cada um dos 54 sítios amostrais. As informações de altimetria foram retiradas do banco de dados do *WorldClim 2.1* (<https://www.worldclim.org/>), com resolução de 1km, e, a partir desses dados, foi gerado um raster de declividade usando o complemento “*GDAL Tools*”.

3.3.3 Histórico de queimadas

Para avaliar o histórico de queimadas das áreas foi utilizado o MapBiomas Fogo® (coleção 2) (<https://mapbiomas.org/>). A porcentagem de área queimada foi quantificada a partir do ano de 1985 até o ano de 2022 (i.e., 37 anos). Pensando na sequência sucessional da vegetação, os 37 anos de registros de área queimada foram divididos em 4 períodos diferentes. Foi atribuído um peso diferente para cada período, considerando o tempo médio de recuperação florestal entre 10 e 20 anos (McWethy et al., 2014; Brando et al., 2019; Faria et al., 2020), e considerando que as queimadas mais recentes apresentem maior influência para a composição e configuração daquela paisagem (Flores; Holmgren, 2021), e conseqüentemente, para a ocupação da espécie estudada.

PERÍODO	PESO ATRIBUÍDO
1985 – 2000	0,25
2001 – 2010	0,50
2011 – 2017	0,75
2018 - 2022	1,00

Ao redor de cada sítio amostral foi estimada a porcentagem de área queimada em raios de 200m, 400m, 600m, 800m e 1000m em torno de cada um dos 54 sítios amostrais (figura 6), e depois a área queimada foi multiplicada pelo peso do período correspondente. Posteriormente, foi feita uma somatória de todos os valores, para constituir então a variável de histórico de queimadas, que se refere à área queimada total dentro de cada buffer.

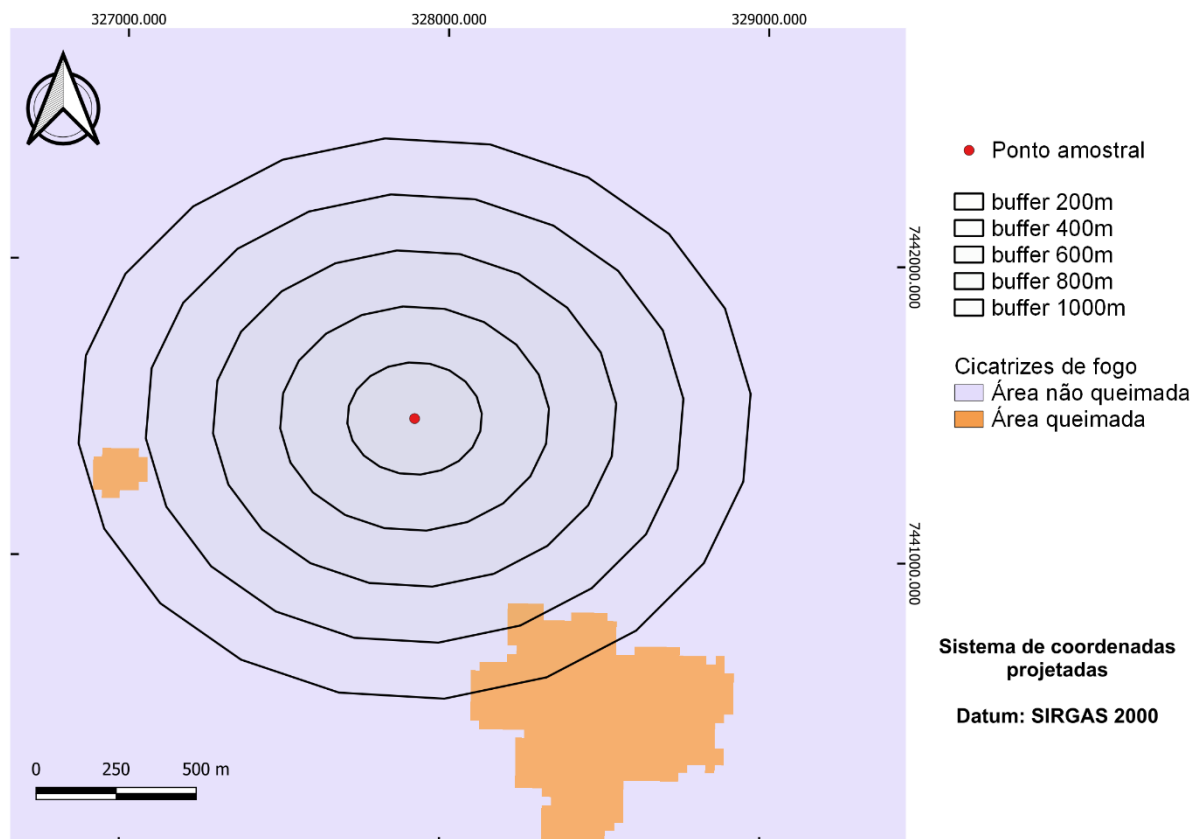


Figura 6. Elaborada pela autora. Representação das escalas e de um ponto amostral sobrepostos ao arquivo de cicatrizes de fogo.

3.4. Probabilidade de ocupação e detecção

Antes de iniciar a construção dos modelos, foi realizada a seleção das escalas de efeito das variáveis de cobertura florestal, heterogeneidade da paisagem e histórico de queimadas (Tabela A1). Para selecionar as escalas, construímos modelos para todas as escalas de cada variável, e onde a ocupação e detecção são as variáveis resposta, podendo variar de acordo com cada escala das variáveis. As melhores escalas de cada variável foram selecionadas considerando o valor de AIC (Critério de Informação de Akaike) (Burnham; Anderson, 2002). As variáveis nas escalas que apresentam o melhor ajuste (menor valor de AIC) (Jackson; Fahrig, 2012; Galán-Acedo et al., 2024) foram consideradas as melhores preditoras para explicar a ocupação da espécie (Brito Dias et al., 2023; Wevers et al., 2021; Kalda et al., 2014).

A correlação entre as variáveis foi testada com a finalidade de evitar multicolinearidade e de assegurar que duas variáveis que contém a mesma informação fossem adicionadas, incluindo desnecessariamente mais parâmetros aos modelos. Para

isso foi utilizada a análise de correlação de Pearson (Ma et al., 2016, Dormann et al., 2013).

Os modelos de ocupação são utilizados para estimar a probabilidade de ocupação de determinado grupo ou espécie em uma ou mais regiões (i.e, ocupação), levando em consideração que a detecção (i.e, registro da espécie dado que esteja presente na unidade amostral) é imperfeita, ou seja, pode haver casos em que a espécie ocupa determinada área e ainda assim não haverá detecção da mesma (Mackenzie et al. 2006). Dessa forma, a utilização dos modelos evita a probabilidade de falsas ausências nos dados (Mackenzie et al. 2006).

As estimativas da probabilidade de ocupação e detecção são baseadas nos seguintes pressupostos: que o sistema seja demograficamente fechado (não havendo colonização ou extinção durante o período amostral), que os pontos sejam independentes e que as espécies não sejam falsamente detectadas. O uso da abordagem *c-hat* foi feito para avaliar a sobredispersão (falta de independência entre as observações ao longo dos pontos amostrais). Em casos em que o valor de *c-hat* é superior a 1,10, há indicação de violação de algum pressuposto causada pelos dados (variação extra binomial). Para isso, foi utilizado um teste de ajuste com 10000 *bootstraps* a partir do modelo global (modelo com o maior número de parâmetros) (Mackenzie; Bailey, 2004).

Foram construídos os históricos de detecção a partir dos registros das armadilhas fotográficas, nos quais cada 5 dias foram contabilizados como uma única ocasião (Massara et al., 2018; Ferregueti et al., 2016) (12 ocasiões no total) as ocasiões são necessárias para termos réplicas temporais de amostragem, o que melhora as estimativas (Foster; Harmsen, 2012; Ferregueti et al., 2016; Mackenzie; Royle, 2005). Para cada ocasião amostral, foi registrada a detecção (1), ou seja, o animal ocupa o sítio amostral e foi detectado, ou a não detecção (0) da espécie, que ocorre quando o animal ocupa o sítio, mas não foi detectado, ou quando o animal não ocupa aquele sítio amostral e, portanto, não foi detectado. Foi utilizada a abordagem “*Two-step Ad hoc*”, onde em duas etapas diferentes foram feitas as estimativas de probabilidade de detecção (p) e probabilidade de ocupação (ψ) (Mackenzie et al. 2006). Primeiro, os modelos foram construídos fixando todas as variáveis no parâmetro de ocupação e adicionadas uma por vez no parâmetro de detecção, então esses modelos foram ranqueados para determinar qual variável afeta o parâmetro da detecção. Na segunda

etapa, a variável selecionada para o parâmetro de detecção é fixada e todas as variáveis são avaliadas, uma por vez, para o parâmetro de ocupação (Mackenzie et al. 2006).

A seleção dos modelos foi baseada no Critério de Informação de Akaike Corrigido para amostras menores (AIC_c), onde os modelos com valores de $\Delta AIC_c < 2$ indicam um melhor ajuste, e, como mais de um modelo se demonstrou adequado, foi utilizado o *model averaging* (Burnham; Anderson, 2002). Além disso, foi utilizado o *evidence ratio* para avaliar as proporções de evidência de cada um dos modelos. Como mais de um modelo apresentou valores de $\Delta AIC_c < 2$, também utilizamos os pesos de evidência ($WAIC_c$) para determinar o melhor modelo (Burnham; Anderson, 2002). Para as estimativas de ocupação e detecção e a seleção de modelos, as análises foram feitas no pacote “*unmarked*” e a seleção de modelos foi feita utilizando o pacote “*AICcmodavg*” dentro do software RStudio 4.0.3® (RStudio Team, 2015).

4. RESULTADOS

Houve correlação negativa entre as variáveis de cobertura florestal e heterogeneidade da paisagem ($r = -0,86$; $P = 0,008$; Figura A2). Como a classe de cobertura florestal é contabilizada no cálculo de diversidade, uma maior cobertura florestal pode implicar em menor heterogeneidade da paisagem. Dessa forma, com a finalidade de evitar multicolinearidade, a variável de heterogeneidade da paisagem foi descartada na construção dos modelos, uma vez que a variável de cobertura florestal serviu como critério de seleção dos sítios amostrais. Sendo assim, uma nova análise de correlação foi realizada com as variáveis restantes e nenhuma correlação significativa foi identificada ($P > 0,05$; Figura A3).

Nos 60 dias de amostragem das armadilhas fotográficas, *Dasypus novemcinctus* foi encontrado em 27 de 54 sítios, resultando em uma estimativa de ocupação *naïve* (sem a correção da detectabilidade) de 0,5 (i.e., 50%). O teste de ajuste do modelo mais parametrizado (global) retornou valores de $c\text{-hat} = 1,79$, $p = 0,001$ e $\chi^2 = 6646,02$; indicando uma sobredispersão dos dados (Figura 7).

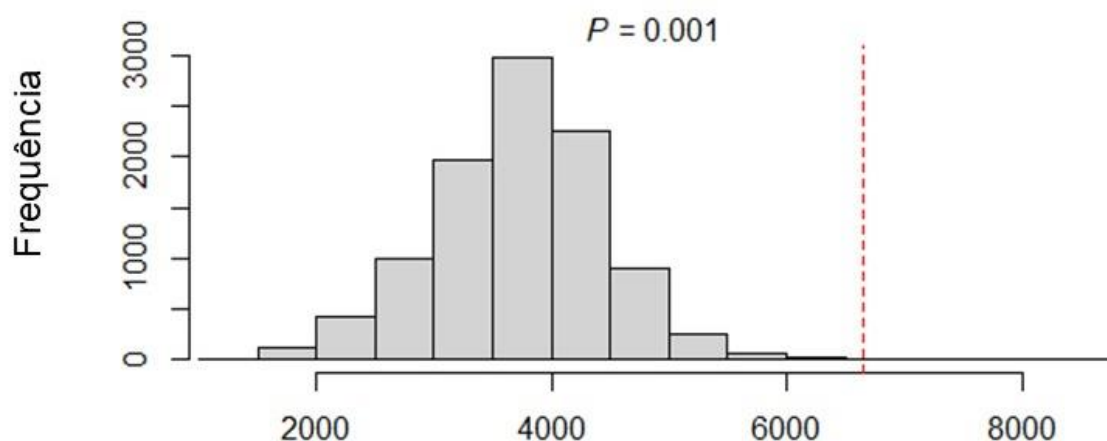


Figura 7. Histograma dos valores de qui-quadrado nulos (valores simulados). A barra vertical tracejada representa o valor de qui-quadrado observado= 6646,02.

Dessa forma, foi utilizado o QAICc, uma vez que este considera a sobredispersão dos dados para o ranqueamento dos modelos. Dos 38 modelos gerados, 4 tiveram valores de $\Delta\text{QAICc} < 2$ (Tabela A2), e os pesos Quasi-Akaike das variáveis desses modelos representam 64% de importância relativa dentro do nosso conjunto de modelos.

Primeiro foi modelada a probabilidade de detecção fixando todas as variáveis no parâmetro da ocupação (Tabela 1), e obtivemos apenas um modelo com ΔQAICc menor do que 2: histórico de queimadas na escala de 800m (Figura 8).

Tabela 1. Resultados de seleção de modelos para a detecção, sendo p o parâmetro de probabilidade de detecção e Ψ o parâmetro de probabilidade de ocupação. AICc refere-se ao critério de informação de Akaike corrigido, QAICc refere-se ao Quasi-AICc, WQAICc é o peso de QAICc, ModelLike refere-se à verossimilhança do modelo e K representa o número de parâmetros. Na tabela, “fogo” é referente ao histórico de queimadas na escala de 800m, “cobflor” representa a variável de cobertura florestal na escala de 400m, “estrada” é referente à variável de distância da estrada mais próxima, “água” é referente à distância do corpo d’água mais próximo, “constru” refere-se à variável de distância da construção mais próxima, “alt” representa a variável de altitude e “decl” refere-se à variável de declive.

Modelo	QAICc	ΔQAICc	WQAICc	Model- Like	K
p(fogo) $\Psi(\text{cobflor}+\text{fogo}+\text{estrada}+\text{agua}+\text{constru}+\text{altitude}+\text{declive})$	260,73	0,00	0,55	0,55	11
p(nulo) $\Psi(\text{cobflor}+\text{fogo}+\text{estrada}+\text{agua}+\text{constru}+\text{altitude}+\text{declive})$	263,47	2,73	0,14	0,69	10
p(cobflor) $\Psi(\text{cobflor}+\text{fogo}+\text{estrada}+\text{agua}+\text{constru}+\text{altitude}+\text{declive})$	264,06	3,33	0,10	0,80	11
p(constru) $\Psi(\text{cobflor}+\text{fogo}+\text{estrada}+\text{agua}+\text{constru}+\text{altitude}+\text{declive})$	264,92	4,18	0,07	0,86	11
p(declive) $\Psi(\text{cobflor}+\text{fogo}+\text{estrada}+\text{agua}+\text{constru}+\text{altitude}+\text{declive})$	265,93	5,19	0,04	0,90	11
p(água) $\Psi(\text{cobflor}+\text{fogo}+\text{estrada}+\text{agua}+\text{constru}+\text{altitude}+\text{declive})$	266,16	5,42	0,04	0,94	11
p(altitude) $\Psi(\text{cobflor}+\text{fogo}+\text{estrada}+\text{agua}+\text{constru}+\text{altitude}+\text{declive})$	266,59	5,85	0,03	0,97	11
p(estrada) $\Psi(\text{cobflor}+\text{fogo}+\text{estrada}+\text{agua}+\text{constru}+\text{altitude}+\text{declive})$	266,62	5,89	0,03	1,00	11

Então, concorremos os modelos com todas as variáveis para a probabilidade de ocupação, tendo a detectabilidade com efeito da variável de histórico de queimadas na escala de 800m, onde os 4 melhores modelos indicaram influência da variável de cobertura florestal na escala de 400m (Tabela 2). O primeiro modelo com $\Delta\text{QAICc}=0$, com as variáveis de cobertura florestal e declive influenciando negativamente a ocupação da espécie (Figura 9), o segundo com $\Delta\text{QAICc}= 0,05$ com apenas a variável de cobertura florestal no parâmetro de ocupação (Figura 10), o terceiro modelo com $\Delta\text{QAICc}= 0,40$ tendo as variáveis de cobertura florestal e altitude influenciando

negativamente a ocupação (Figura 11) e o quarto modelo com $\Delta QAIcC = 1,73$ com as variáveis de cobertura florestal e distância da água no parâmetro de ocupação (Figura 12). O primeiro modelo contendo as variáveis de cobertura florestal e declive apresentou um *evidence ratio* de 1,025 em relação ao segundo modelo apenas com a variável de cobertura florestal.

Tabela 2. Resultados de seleção de modelos para os 4 mais bem ranqueados, sendo p o parâmetro de probabilidade de detecção e Ψ o parâmetro de probabilidade de ocupação. AICc refere-se ao critério de informação de Akaike corrigido, QAICc refere-se ao Quasi-AICc, WQAICc é o peso de QAICc, ModelLike refere-se à verossimilhança do modelo e K representa o número de parâmetros. Na tabela, “fogo” é referente ao histórico de queimadas na escala de 800m, “cobflor” representa a variável de cobertura florestal na escala de 400m, “decl” refere-se a variável de declive, “alt” representa a variável de altitude e “água” é referente a distância do corpo d’água mais próximo.

Modelo	QAICc	$\Delta QAICc$	WQAICc	Model Like	K
{p(fogo), Ψ (CobFlor+ Decl)}	249,48	0,00	0,20	0,20	6
{p(fogo), Ψ (CobFlor)}	249,53	0,05	0,20	0,40	5
{p(fogo), Ψ (CobFlor+Alt)}	249,88	0,40	0,16	0,56	6
{p(fogo), Ψ (CobFlor+Água)}	251,21	1,73	0,08	0,64	6

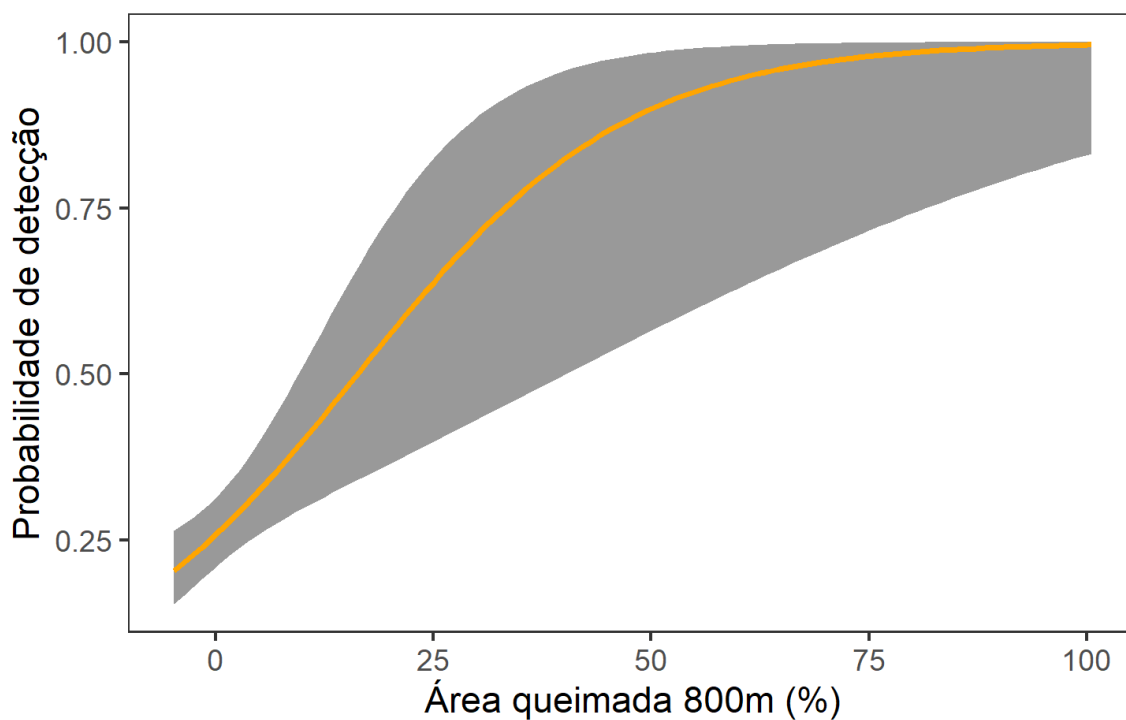


Figura 8. Gráfico de regressão representando as relações entre as variáveis de probabilidade de detecção com a variável de histórico de queimadas (porcentagem de área queimada) na escala de 800m ($\beta=0,95$; 95% IC: 0,38 – 1,52).

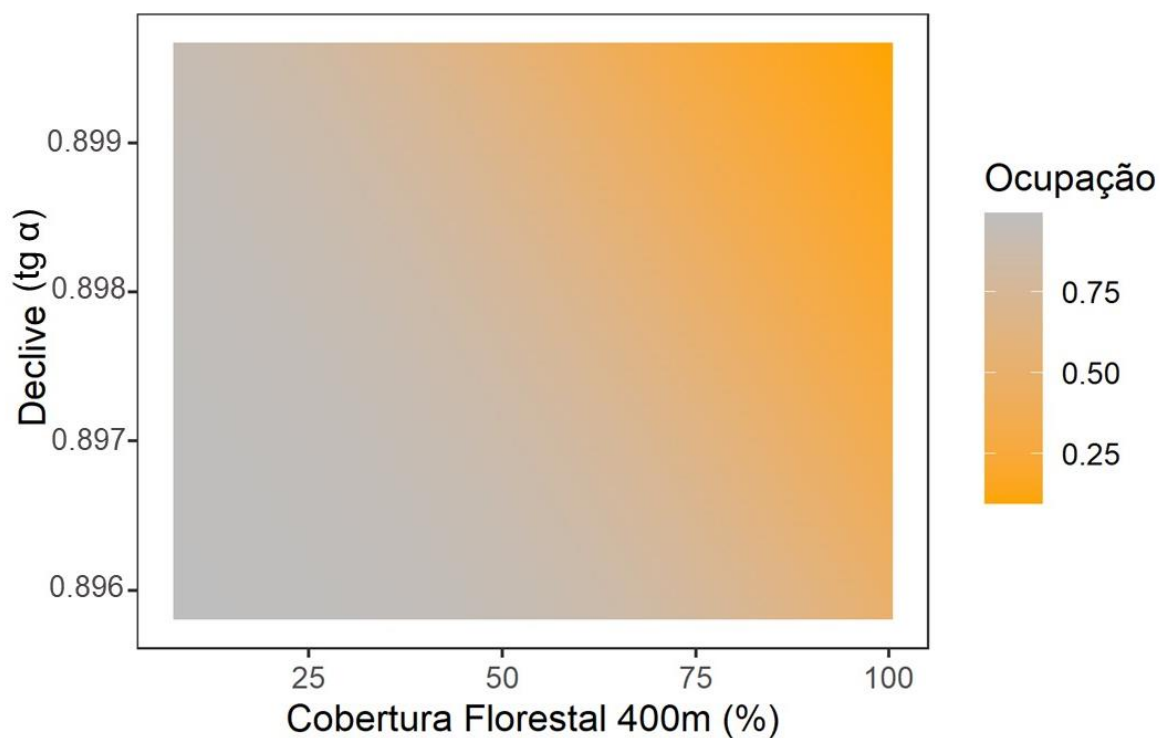


Figura 9. Gráfico de superfície representando a relação entre a probabilidade de ocupação e cada uma das variáveis Cobertura Florestal ($\beta=-1,30$; 95% IC: -2,15; -0,45) e Declive ($\beta=-0,73$; 95% IC: -1,44; -0,01). O declive é obtido através da divisão da distância vertical pela distância horizontal.

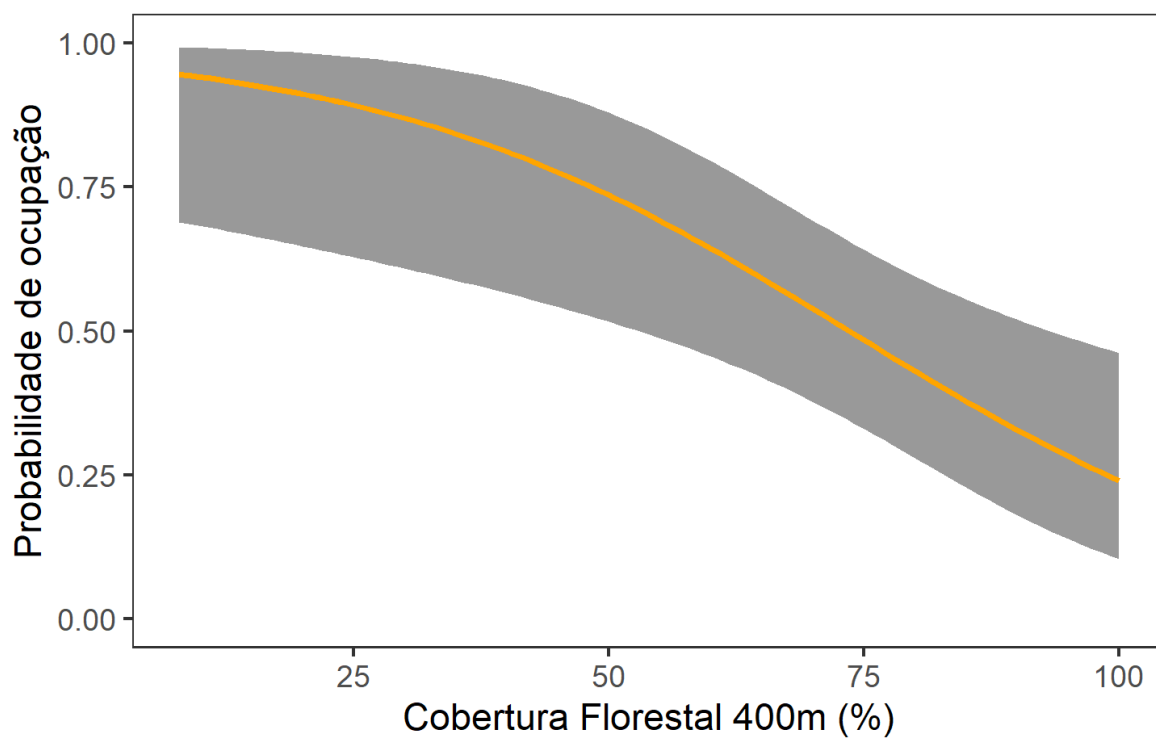


Figura 10. Gráfico de regressão representando a relação entre as variáveis de probabilidade de ocupação com a variável Cobertura Florestal na escala de 400m ($\beta=-1,10$; 95% IC-1,84; -0,35).

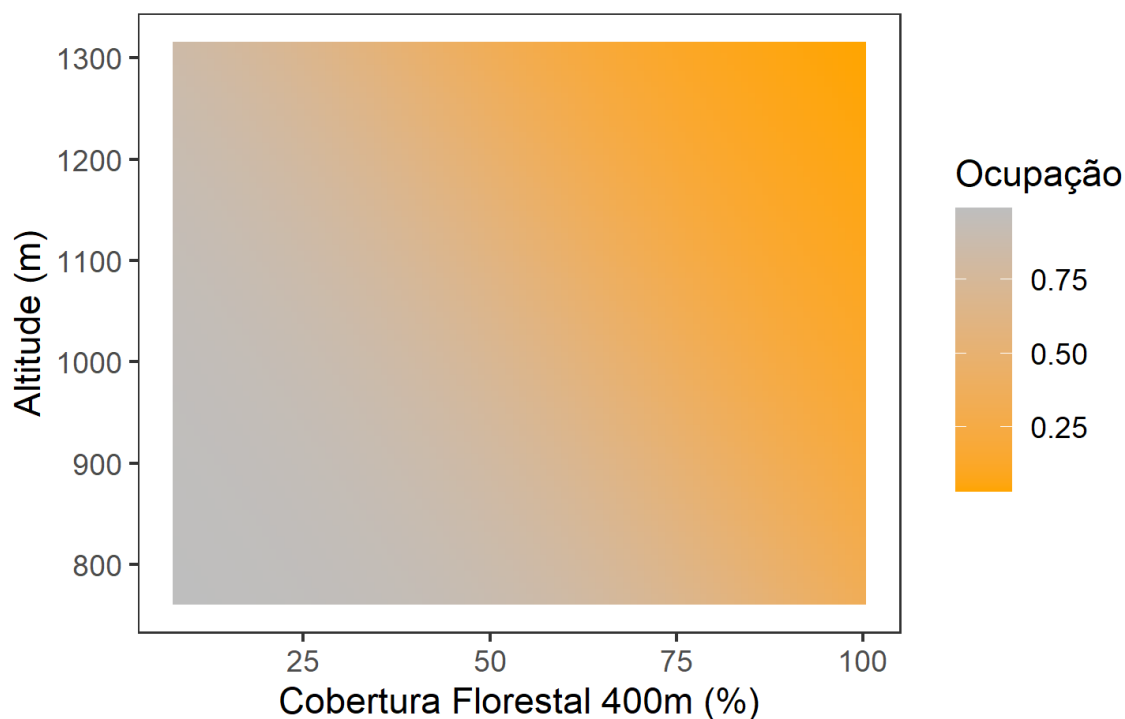


Figura 11. Gráfico de superfície representando a relação entre a probabilidade de ocupação e cada uma das variáveis de Cobertura Florestal ($\beta=-1,38$; 95% IC: -2,30; -0,46) e Altitude ($\beta=-0,74$; 95% IC: -1,52; 0,04).

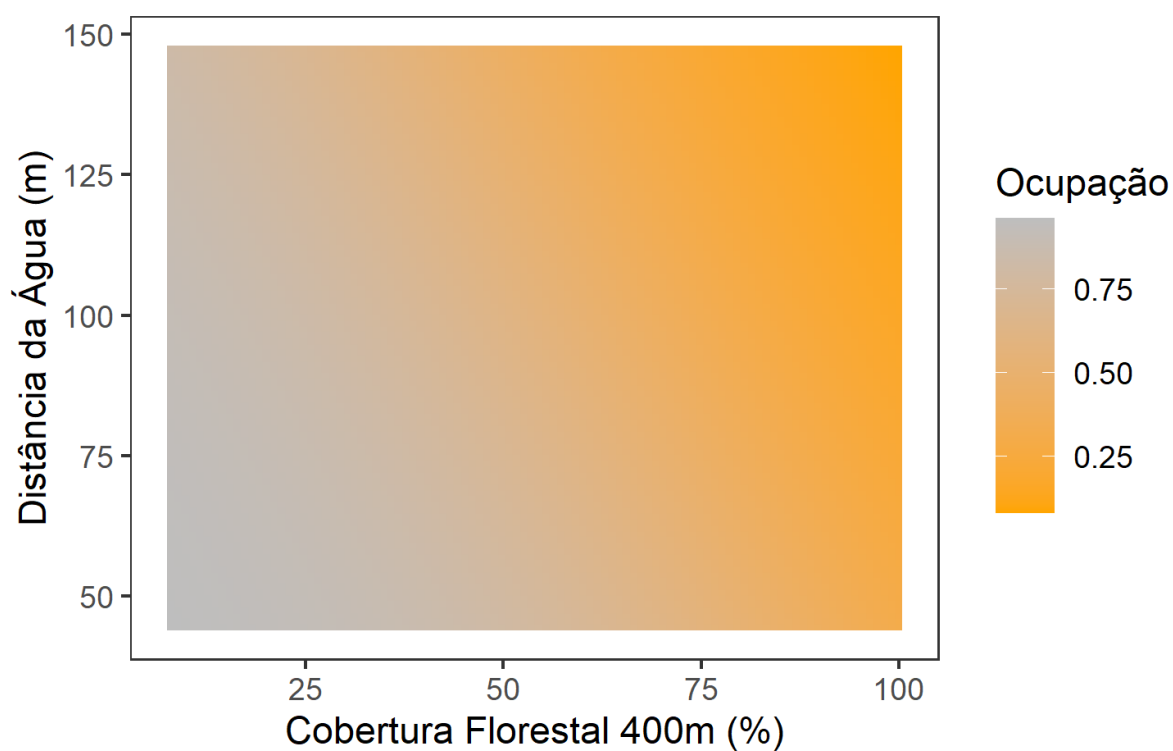


Figura 12. Gráfico de superfície representando a relação entre a probabilidade de ocupação e cada uma das variáveis de Cobertura Florestal ($\beta=-1,10$; 95% IC: -1,84; -0,36) e Distância do corpo d'água mais próximo ($\beta=-0,41$; 95% IC: -1,07; 0,25).

5. DISCUSSÃO

No presente estudo, nós mostramos que a cobertura florestal e o declive afetam negativamente a ocupação da espécie, enquanto o histórico de queimadas cumpre um importante papel na detecção de *D. novemcinctus*. Esses resultados unem-se aos poucos estudos realizados sobre a influência das variáveis espaciais exercida sobre essa espécie, que é responsável por desempenhar importantes serviços ecossistêmicos.

O efeito positivo do histórico de queimadas sobre a detecção encontrado em nosso estudo pode ser explicado a partir da utilização de recursos pela perturbação das áreas por queimadas implicar na modificação da complexidade estrutural do habitat e na composição da vegetação (Basset et al., 2017). Santos et al. (2019) encontraram uma correlação negativa entre as queimadas e a regeneração das florestas na Mata Atlântica entre 1966 e 2016. Um estudo realizado na Amazônia demonstrou a dificuldade da vegetação em se recuperar, mesmo em um período de 9 anos, após dois eventos de queimadas. Isto se deve ao fato de que o fogo esvazia os bancos de sementes das florestas, dificultando a sua recuperação (Flores; Holmgren, 2021). Outro estudo realizado nas florestas do Canadá, pesquisadores observaram a média entre 5 e 10 anos para que 10% da cobertura florestal original pudesse ser restaurada após queimada (Bartels et al., 2016). Essa dificuldade na recuperação da vegetação implica numa área mais aberta e consequentemente com maior visibilidade para detecção da espécie.

O efeito negativo da cobertura florestal sobre a probabilidade de ocupação da espécie difere de estudos que demonstraram uma relação positiva entre a variável cobertura de dossel e a probabilidade de ocupação (Ferreguetti et al., 2016; Rodrigues; Chiarello, 2018). O diferencial em nosso trabalho foi a inclusão da abordagem multi-escalas nas análises, que considera o efeito da escala nos parâmetros analisados, o que pode ter influenciado nesse resultado, uma vez que diferentes escalas conseguem captar variações das características dos sítios amostrais. Além disso, essa resposta encontrada em nosso estudo pode ser justificada pela maior presença de predadores da espécie nas áreas de maior cobertura florestal (Sampaio et al., 2010).

Tal resultado também pode estar relacionado com o comportamento de escavação do animal, uma vez que preferem ambientes mais arenosos e com solo exposto,

o que facilita a construção de tocas (Sawyer et al., 2012). Em estudo realizado com médios e grandes mamíferos na Amazônia, também foi observada uma maior ocupação de *Dasypus novemcinctus* em áreas com menos floresta (Sampaio et al., 2010). Em outro trabalho comparando *Chaetophractus vellerosus* e *Dasypus hybridus*, foi observado que o segundo demonstrou preferência por áreas de maior cobertura florestal, enquanto o primeiro selecionou as áreas de menor cobertura florestal (Abba e Cassini; 2010). Para as espécies *Priodontes maximus* e *Euphractus sexcinctus*, a preferência por áreas abertas está associada com a disponibilidade de recursos alimentares preferidos e com o tipo de terreno como facilitador do comportamento de escavação de suas tocas (Dalponte e Tavares-Filho, 2004; Silveira et al., 2009). Para *Dasypus novemcinctus*, o mesmo foi registrado e associado como um fator limitante, além da temperatura, para sua expansão nos Estados Unidos (Humphrey, 1974).

A variável de declividade apresentou efeito negativo para a ocupação da espécie, apresentando uma maior probabilidade de ocupação nas áreas de menor declive. Porém, em nossos sítios amostrais não há exacerbada variação nas porcentagens de declive em nossa área de estudo. Dessa forma, o resultado nos indica uma seleção da espécie, havendo maiores probabilidades de ocupação nas menores porcentagens de declive. Isto pode ser explicado pelo comportamento de escavação da espécie alinhado com a sua baixa taxa metabólica. Existe uma preferência de algumas espécies de tatus em cavar suas tocas em declives laterais. A justificativa para tal seleção é a menor resistência que estas áreas apresentam, sendo facilitadoras da escavação e, portanto, economizando energia (Carter e Encarnação, 1983; Arteaga e Venticinque, 2008). Nesse estudo, pesquisadores encontraram uma maior densidade de tocas nas áreas com declive entre 54.63% e 63.29%, aproximadamente. Valores superiores de declividade não foram identificados na área de estudo deste trabalho (Carter e Encarnação, 1983). Para *Dasypus novemcinctus*, a média preferencial estimada é de 30% de declive registrada em Oklahoma (Zimmerman, 1990).

O efeito negativo encontrado para a variável de altitude em relação a probabilidade de ocupação da espécie também pode ser relacionado com a disponibilidade dos recursos alimentares preferidos. Os cupins, por exemplo, preferem áreas de altitudes menores, áreas onde sua riqueza e ocorrência aumentam. Isto é explicado pela redução das temperaturas, considerando a baixa taxa metabólica dos cupins (Cunha et al., 2021). Em estudo realizado com formigas na América Central, pesquisadores encontraram os maiores valores de riqueza de espécies entre 0 e 1000m de altitude,

então observaram que a riqueza e abundância de formigas também diminui conforme a altitude aumenta, com a abundância atingindo próximo de zero em altitude acima de 2500m (Longino; Colwell, 2011; Longino et al., 2014). Outro estudo encontrou uma relação negativa entre a diversidade α de formigas e o aumento da altitude (Castro et al., 2020). Além desses, outros estudo também encontraram relação negativa entre a riqueza e composição de espécies de formigas e a altitude (Sanders, 2002; Sanders et al., 2003; Longino; Colwell, 2011)

Além disso, áreas de menor altitude são preferidas para a construção de tocas. neste estudo os pesquisadores dividiram a altitude em classes e quantificaram o número de tocas em cada uma dessas classes, como resultado, a classe de menor elevação foi a com maior número de tocas registradas (Arteaga e Venticinque, 2008). Além disso, devido a sua baixa taxa metabólica e baixa capacidade de regulação térmica, as baixas temperaturas de altitudes mais elevadas, também podem atuar como um fator limitante a ocorrência da espécie (McNab, 1980).

O efeito negativo da distância da água para a probabilidade de ocupação é corroborado pelos estudos de Ferregueti et al (2016) e Rodrigues e Chiarello (2018) que também obtiveram uma menor probabilidade de ocupação em áreas mais distantes de recurso hídrico. Diferentemente do encontrado por outro estudo, indicando que a distância de corpos d'água não apresentou efeito significativo na presença de *D. novemcinctus* (Haywood et al., 2021). O indicativo de aumento na ocupação conforme a proximidade de recurso hídrico se dá por conta da necessidade dos tatus em ter acesso direto a água para a sua sobrevivência (Loughry e McDonough, 2013), sendo que em estudo foi observado um aumento na mortalidade de tatus adultos durante períodos de seca (McDonough e Loughry, 1997). Outra maneira de interpretar o resultado obtido é a maior disponibilidade e facilidade em adquirir recursos alimentares em áreas próximas a corpos d'água (McBee e Baker, 1982). A relação encontrada também pode ser explicada pelo comportamento de construção de tocas, já que o solo próximo a áreas de corpos d'água, por serem mais úmidos e maleáveis, facilitam o processo de manipulação mecânica (McDonough et al., 2000).

Para a variável de distância de estradas, a ausência de efeito encontrada em nosso estudo está em acordo com o trabalho de Ferregueti et al (2016) que não encontrou efeito nem para ocupação ou detectabilidade da espécie. Em outro estudo, a variável de estrada mostrou influência negativa na detectabilidade da espécie, mas não apresentou efeito no parâmetro de ocupação, ou seja, os pontos amostrais

localizados em rodovias tiveram menor detectabilidade (Rodrigues; Chiarello, 2018). Em um estudo com *Tolypeutes tricinctus* os pesquisadores também não encontraram influência da distância da estrada mais próxima para a ocupação do tatu (Magalhães et al., 2023). Os resultados encontrados pelo presente estudo e os demais citados refutam a hipótese inicial de que a distância de estradas apresentaria um efeito positivo para a ocupação da espécie, dado que os atropelamentos são uma das principais ameaças para este animal, estando classificados entre os xenarthras mais atropelados (Ribeiro et al., 2017). Só no estado de São Paulo, *Dasypus novemcinctus* é a quarta espécie de mamífero com mais registros de atropelamentos (Abra et al., 2021).

A distância da construção mais próxima foi outra métrica que não demonstrou influência na ocorrência do tatu-galinha, assim como no trabalho de Rodrigues e Chiarello (2018). Em contrapartida, estudos que utilizam a variável de distância de área urbana, por exemplo, obtiveram respostas positivas para a probabilidade de ocupação do tatu (Oliveira et al., 2023). Quando trabalhada a distância do centro da cidade, combinada com níveis estimados de sons antrópicos, foi demonstrado mudanças no padrão de atividades de *Dasypus novemcinctus* (DeGregorio et al., 2021), ou seja, os resultados não foram compatíveis com a predição de que a distância de construções mais próximas teria influência negativa para a ocupação da espécie.

As variáveis cobertura florestal, declive, altitude e distância da água estavam entre os modelos mais bem ranqueados, indicando serem mais ajustadas do que os modelos nulos, ou seja, aqueles que não apresentam influência de nenhuma variável nos parâmetros de ocupação e detecção. Entretanto, observando o *evidence ratio* dos modelos, o que possui a maior proporção de evidência é o modelo com as variáveis de cobertura florestal e declive influenciando negativamente o parâmetro de ocupação.

De acordo com os pesos de evidência (WQAICc), os dois primeiros modelos indicam um mesmo suporte de informação. Porém, considerando também os pesos cumulativos das variáveis, uma vez que o objetivo foi determinar a influência da paisagem para a ocupação da espécie, foi observado um maior peso da variável de porcentagem de cobertura florestal. Dessa forma, a variável de cobertura florestal na escala de 400m é o que melhor explica a ocupação de *Dasypus novemcinctus* na região do Corredor Cantareira-Mantiqueira.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em síntese, este estudo proporcionou um olhar inicial sobre a influência da estrutura da paisagem e do histórico de queimadas na ocorrência de *Dasypus novemcinctus* na região do PELD – Corredor Cantareira-Mantiqueira. Com base em nossos resultados é possível observar uma resposta diferente daquelas encontradas em outros estudos em relação à questão da cobertura florestal e necessidade de ambiente florestal. Por ser uma espécie generalista, *Dasypus novemcinctus* sempre foi descrito como possuindo uma tolerância a modificações de habitat. Aqui observamos não só uma tolerância, como uma aparente preferência por áreas menos florestais.

Sendo assim, nosso estudo ressalta a importância de considerar não somente a cobertura florestal, mas também a heterogeneidade da paisagem, bem como a necessidade de avaliar como os recursos estão distribuídos, e se são um fator determinante para a ocupação da espécie. Também destacamos a importância de observação da paisagem em diferentes escalas para avaliar as que possuem efeito determinante para cada espécie. Sugerimos que futuros estudos incluam esta abordagem em suas investigações.

Esta pesquisa contribui para agregar conhecimento sobre a ecologia de *Dasypus novemcinctus*, uma espécie cujos aspectos ecológicos ainda não são bem conhecidos, principalmente com relação a ocupação e uso do habitat relacionando características de ecologia de paisagem, tornando-se assim uma ferramenta de auxílio na compreensão da dinâmica ecológica da espécie.

7. FINANCIAMENTOS

Por fazer parte do PELD-CCM e por estar vinculado ao Projeto Temático, ambos coordenados pelo Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro, todos os custos de campo e material necessários para a condução da presente pesquisa foram assegurados pelos financiamentos abaixo:

- FAPESP 2021/10195-0 (2022-2027): Contribution of Payment for Ecosystem Services on Multi-Dimensions within Atlantic Forest
- FAPESP 2020/01779-5 (2020-2022): Biodiversity in the Anthropocene: agroecosystem effects on biodiversity conservation and ecosystem function maintenance
- PELD/CNPq 442147/2020-1 (2020-2025): and Associated Ecosystem Services: LTER Corridor of Cantareira Mantiqueira

O presente estudo também foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBA, A.; CASSINI, M. Ecological differences between two sympatric species of armadillos (*Xenarthra*, Mammalia) in a temperate region of Argentina. *Acta Theriologica*, 55, 35-44, 2010.
- ABBA, A. M.; SUPERINA, M. The 2009/2010 Armadillo Red List Assessment. *Edentata*, 12, 135–184, 2010.
- ABBA, A., & SUPERINA, M. (2016). *Dasypus hybridus* (Cingulata: Dasypodidae). *Mammalian Species*, 48, 10 - 20. <https://doi.org/10.1093/mspecies/sew001>.
- ABRA F.D.; HUIJSER M.P.; MAGIOLI M.; BOVO A.A.A.; FERRAZ K.M.P.M.D.B. An estimate of wild mammal roadkill in São Paulo state, Brazil. *Heliyon*, 7(1), 2021.
- ADELSON, J.; SRBEK-ARAUJO, A. C. Are we headed towards the defaunation of the last large Atlantic Forest remnants? Poaching activities in one of the largest remnants of the Tabuleiro forests in southeastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(3), 2017.
- ADKINS, J., HAMMILL, E., ABDULWAHAB, U., DRAPER, J., WOLF, J., MCCLURE, C., ORTIZ, A., CHAVEZ, E., & ATWOOD, T. (2023). Environmental variables drive spatial patterns of trophic diversity in mammals. *Ecology letters*. <https://doi.org/10.1111/ele.14306>.
- ALBUQUERQUE, F. S. et al. Identification of Critical Areas for Mammal Conservation in the Brazilian Atlantic Forest Biosphere Reserve. *Natureza & Conservação*, 9(1), 73–78, 2011.
- ALMEIDA, D. S. *Recuperação ambiental da mata atlântica* (3rd ed.). Ilhéus: Editus, 2016.
- ALVES, R. R. N.; FEIJÓ, A.; BARBOZA, R. R. D.; SOUTO, W. M. S.; FERNANDES-FERREIRA, H.; CORDEIRO-ESTRELA, P.; LANGGUT, A. Game mammals of the Caatinga biome. *Ethnobiology and Conservation*, 5, 1–51, 2016.
- ALVES, R. R. N.; ROSA, L. L. Zootherapy goes to town: the use of animal-based remedies in urban areas of NE and N Brazil. *Journal of Ethnopharmacology*, 113(3), 541-555, 2007.
- AMIOT, C., SANTOS, C., ARVOR, D., BELLÓN, B., FRITZ, H., HARMANGE, C., HOLLAND, J., MELO, I., METZGER, J., RENAUD, P., ROQUE, F., SOUZA, F., & PAYS, O. (2021). The scale of effect depends on operational definition of forest cover—evidence from terrestrial mammals of the Brazilian savanna. *Landscape Ecology*, 36, 973 - 987. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01196-9>.
- ANACLETO, T. C. deS. Food habits of four armadillo species in the cerrado area, mato grosso, Brazil. *Zoological Studies*, 46, 529–537, 2007.
- ARANDA, R., PEIL, A., REBELLO, N., BORDIN, R., SOUZA, T., & OLIVEIRA, V. (2021). Abundance and seasonality of insects in urban fragments of the Brazilian Cerrado. 14. <https://doi.org/10.12741/EBRASILIS.V14.E933>
- ARNOLD, T. W. Uninformative Parameters and Model Selection Using Akaike's Information Criterion. *Journal of Wildlife Management*, 74(6), 1175–1178, 2010.

ARTEAGA, M.; VENTICINQUE, E. Influence of topography on the location and density of armadillo burrows (Dasypodidae: Xenarthra) in the central Amazon, Brazil. *Mammalian Biology*, 73, 262-266, 2008.

ARTEAGA, M. C.; VENTICINQUE, E. M. Effects of change in primary forest cover on armadillo (Cingulata, Mammalia) burrow use in the Central Amazon. *Revista Mexicana De Biodiversidad*, 83(1), 2012.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V., FAHRIG, L., WATLING, J., NOWAKOWSKI, J., TABARELLI, M., TISCHENDORF, L., MELO, F., SANTOS, B., BENCHIMOL, M., MORANTE-FILHO, J., SLIK, F., VIEIRA, I., & TSCHARNTKE, T. (2020). Preserving 40% forest cover is a valuable and well-supported conservation guideline: reply to Banks-Leite et al. *Ecology letters*. <https://doi.org/10.22541/au.160861102.29371941/v1>.

AVITABLE, S. C. et al. Termites Are Resistant to the Effects of Fire at Multiple Spatial Scales. *PLOS ONE*, 10(11), e0140114–e0140114, 2015.

BALLARIN, C., MORES, G., ALCARÁS DE GOÉS, G., FIDELIS, A., & CORNELISSEN, T. (2023). Trends and gaps in the study of fire effects on plant–animal interactions in Brazilian ecosystems. *Austral Ecology*. <https://doi.org/10.1111/aec.13420>.

BARTELS, S.; CHEN, H.; WULDER, M.; White, J. Trends in post-disturbance recovery rates of Canada's forests following wildfire and harvest. *Forest Ecology and Management*, 361, 194-207, 2016.

BASSET M.; LEONARD, S.; CHIA, E.; CLARKE, M.; BENNETT, A. Interacting effects of fire severity, time since fire and topography on vegetation structure after wildfire. *Forest Ecology and Management*, 396, 26-34, 2017.

BOGONI, J. A. et al. Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium- to large-bodied mammal fauna? *Revista Brasileira de Biologia*, 73(3), e0204515, 2018.

BOILY, P. (2002). Individual variation in metabolic traits of wild nine-banded armadillos (*Dasypus novemcinctus*), and the aerobic capacity model for the evolution of endothermy. *Journal of Experimental Biology*, 205(20), 3207–3214. <https://doi.org/10.1242/jeb.205.20.3207>

BOUCHER, P., HÉBERT, C., FRANCOEUR, A., SIROIS, L. Postfire Succession of Ants (Hymenoptera: Formicidae) Nesting in Dead Wood of Northern Boreal Forest. *Environmental Entomology*, 44(5), 1316–1327, October 2015. <https://doi.org/10.1093/ee/nvv109>

BRADY, M. J. et al. Matrix is important for mammals in landscapes with small amounts of native forest habitat. *Landscape Ecology*, 26(5), 617–628, 10 abr. 2011.

BRANDO, P., SILVÉRIO, D., MARACAHIPES-SANTOS, L., OLIVEIRA-SANTOS, C., LEVICK, S., COE, M., MIGLIAVACCA, M., BALCH, J., MACEDO, M., NEPSTAD, D., MARACAHIPES, L., DAVIDSON, E., ASNER, G., KOLLE, O., & TRUMBORE, S. (2019). Prolonged tropical forest degradation due to compounding disturbances: Implications for CO₂ and H₂O fluxes. *Global Change Biology*, 25, 2855 - 2868. <https://doi.org/10.1111/gcb.14659>.

BRITO DIAS, V., MARTELLO, F., REGOLIN, A. L., TOMAS, W. M., & RIBEIRO, M. C. (2023). Forest amount determines the occupancy of the arboreal rodent *Oecomys cleberi* (Rodentia: Cricetidae) in Atlantic Forest fragmented landscapes. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 1–11. <https://doi.org/10.1080/01650521.2023.2183656>

BRODIE, J. F.; NEWMARK, W. D. Heterogeneous Matrix Habitat Drives Species Occurrences in Complex, Fragmented Landscapes. *The American Naturalist*, 193(5), 748–754, 2019.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Model Selection and Multimodel Inference. 2^a ed. Nova York: Springer Berlin Heidelberg, 2002. 515 p.

BUTCHART, S. H. M. et al. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328(5982), 1164–1168, 2010.

CADMAN, M. & GONZÁLEZ-TALAVÁN, A. (2014). Publishing Camera Trap Data, a Best Practice Guide. Contributed by Athreya, V., Chavan, V., Ghosh, M., Hanssen, F., Harihar, A., Hirsch, T., Lindgaard, A., Mathur, V.B., Mehlum, F., Pandav, B., Talukdar, G. & Vang, R. Copenhagen: Global Biodiversity Information Facility.

CARMO PÔNZIO, M., PASQUALOTTO, N., ZANIN, M., CHIARELLO, A., & PARDINI, R. (2023). Landscape heterogeneity can partially offset negative effects of habitat loss on mammalian biodiversity in agroecosystems. *Journal of Applied Ecology*. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14543>.

CARTER, T.; ENCARNAÇÃO, C. Characteristics and Use of Burrows by Four Species of Armadillos in Brazil. *Journal of Mammalogy*, 64, 103-108, 1983.

CASSIMIRO, I.M.F.; RIBEIRO, M.C.; ASSIS, J.C. How did the animal come to cross the road? Drawing insights on animal movement from existing roadkill data and expert knowledge. *Landscape Ecology*, 38, 2035–2051, 2023.

CASTRO, F.S.D.; DA SILVA, P.G.; SOLAR, R.; FERNANDES, G.W.; NEVES, F.D.S. Environmental drivers of taxonomic and functional diversity of ant communities in a tropical mountain. *Insect Conserv. Divers.* 2020, 13, 393–403.

CLIMATE-DATA. Climate: São Paulo. Disponível em: <<https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/sao-paulo/mairipora-25098/>>. Acesso em: 18 de abril de 2022.

CODDINGTON, C., COOPER, W., & LUTHER, D. (2023). Effects of forest fragmentation on avian breeding activity. *Conservation Biology*, 37. <https://doi.org/10.1111/cobi.14063>.

COLARES, C., ROZA, A., MERMUDES, J., SILVEIRA, L., KHATTAR, G., MAYHEW, P., MONTEIRO, R., NUNES, M., & MACEDO, M. (2021). Elevational specialization and the monitoring of the effects of climate change in insects: Beetles in a Brazilian rainforest mountain. *Ecological Indicators*, 120, 106888. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2020.106888>.

CUNHA, H.F. et al. Termite functional diversity along an elevational gradient in the Cerrado of Mato Grosso do Sul. *International Journal of Tropical Insect Science*, 41, 555–562, 2021.

- CUPERTINO, M. C. et al. Emerging and re-emerging human infectious diseases: A systematic review of the role of wild animals with a focus on public health impact. *Asian Pacific Journal of Tropical Medicine*, 13(3), 99–99, 1 jan. 2020.
- DALPONTE, J.; TAVARES-FILHO, J. Diet of the Yellow Armadillo, *Euphractus sexcinctus*, in South-Central Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 6(1), 37–41, 2004.
- DEGREGORIO, B. A. et al. Nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*) activity patterns are influenced by human activity. *BMC Ecology*, 11(22), 15874–15881, 2021.
- DEGREGORIO, B. A.; MCELROY, M. R.; JOHANSSON, E. P. Occupancy and Activity Patterns of Nine-Banded Armadillos (*Dasypus novemcinctus*) in a Suburban Environment. *Diversity*, 15(8), 907, ago. 2023.
- DINIZ, M., COELHO, M., SOUSA, F., HASUI, É., & LOYOLA, R. (2021). The underestimated role of small fragments for carnivore dispersal in the Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19, 81-89. <https://doi.org/10.1016/J.PECON.2020.12.001>.
- DIRZO, R. et al. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401-406, 25 jul. 2014.
- DORMANN CF, ELITH J, BACHER S, BUCHMANN C, CARL G, CARRÉ G, MARQUÉZ JRG, GRUBER B, LAFOURCADE B, LEITÃO PJ, ET AL. 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*. 36(1): 27–46. doi:10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x
- DORPH, A., SWAN, M., ROCHELMMEYER, E., & STEFANO, J. (2020). Complex habitat drives mammal communities in a flammable landscape. *Forest Ecology and Management*, 462, 117979. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117979>.
- EISENLOHR, P. V.; DE OLIVEIRA-FILHO, A. T.; PRADO, J. The Brazilian Atlantic Forest: new findings, challenges and prospects in a shrinking hotspot. *Biodiversity and Conservation*, 24(9), 2129-2133, set. 2015.
- ELIA, M. et al. The spatial and temporal effects of fire on insect abundance in Mediterranean forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 263, 262–267, 1 jan. 2012.
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487-515, nov. 2003.
- FARIA, B., MARANO, G., PIPONIOT, C., SILVA, C., DANTAS, V., RATTIS, L., RECH, A., & COLLALTI, A. (2020). Model-Based Estimation of Amazonian Forests Recovery Time after Drought and Fire Events. *Forests*. <https://doi.org/10.3390/F12010008>.
- FEIJÓ, A. et al. Phylogeny and molecular species delimitation of long-nosed armadillos (*Dasypus*: Cingulata) supports morphology-based taxonomy. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 186, 813–825, 2019.
- FERRANTE, L. et al. The matrix effect: how agricultural matrices shape forest fragment structure and amphibian composition. *Journal of Biogeography*, 44(8), 1911-1922, 12 fev. 2017.

FERREGUETTI, A. C.; TOMAS, W. M.; BERGALLO, H. G. Density and niche segregation of two armadillo species (Xenarthra: Dasypodidae) in the Vale Natural Reserve, Brazil. *Mammalian Biology*, 81(2), 138–145, 1 mar. 2016.

FERREGUETTI, A. C. et al. One step ahead to predict potential poaching hotspots: Modeling occupancy and detectability of poachers in a neotropical rainforest. *Biological Conservation*, 227, 133–140, 1 nov. 2018.

FILGUEIRAS, B.K.C. et al. Winner-Loser Species Replacements in Human-Modified Landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, 36(6), 545-555, jun. 2021.

FLEMING, P. A. et al. Is the loss of Australian digging mammals contributing to a deterioration in ecosystem function? *Australian Mammalogy*, 44(2), 94-108, 1 abr. 2014.

FLESHER, K. M.; LAUFER, J. Protecting Wildlife in a Heavily Hunted Biodiversity Hotspot: A Case Study from the Atlantic Forest of Bahia, Brazil. *Tropical Conservation Science*, 6, 181-200, 2013.

FLORES, B. M.; HOLMGREN, M. Why forest fails to recover after repeated wildfires in Amazonian floodplains? Experimental evidence on tree recruitment limitation. *Journal of Ecology*, 109(10), 3473–3486, 26 set. 2021.

FONTES, B., DESBIEZ, A., MASSOCATO, G., SRBEK-ARAUJO, A., SANAIOTTI, T., BERGALLO, H., FERREGUETTI, Á., NOIA, C., SCHETTINO, V., VALLS, R., MOREIRA, D., GATTI, A., MENDONÇA, E., & BANHOS, A. (2020). The local extinction of one of the greatest terrestrial ecosystem engineers, the giant armadillo (*Priodontes maximus*), in one of its last refuges in the Atlantic Forest, will be felt by a large vertebrate community. *Global Ecology and Conservation*, 24. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01357>.

FOSTER R. J, HARMSSEN B. J. A critique of density estimation from camera-trap data. *J Wildl Manage*. 2012; 9999: 1–13. doi: 10.1002/jwmg.275&ArticleID=915261

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. Relatório anual 2020. São Paulo, 2020. 42 p.

FURNAS, B., GOLDSTEIN, B., & FIGURA, P. (2021). Intermediate fire severity diversity promotes richness of forest carnivores in California. *Diversity and Distributions*, 28, 493 - 505. <https://doi.org/10.1111/ddi.13374>.

GALÁN-ACEDO, C. HASS, G. P, KLAIN, V. BENCKE, P. BICCA-MARQUES, J. C. Urban Matrices Threaten Patch Occurrence of Howler Monkeys in Anthropogenic Landscapes, *Land*, 10.3390/land13040514, 13, 4, (514), (2024).

GARDINER, R. et al. Habitat amount and quality, not patch size, determine persistence of a woodland-dependent mammal in an agricultural landscape. *Landscape Ecology*, 33(11), 1837-1849, 5 out. 2018.

GIORDANO, C. et al. Food habits of three carnivores in a mosaic landscape of Sao Paulo state, Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, 64, 15, 2018.

GORCZYNSKI, D. et al. Tropical mammal functional diversity increases with productivity but decreases with anthropogenic disturbance. *Proceedings of The Royal Society B: Biological Sciences*, 288(1945), 20202098–20202098, 17 fev. 2021.

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

- HARPER, K.; MCCARTHY, M. A.; RODNEY. Resources at the landscape scale influence possum abundance. *Austral Ecology*, 33(3), 243–252, 1 maio 2008.
- HAYWOOD, C.J.; NIELSEN, C.K.; JIMÉNEZ, F.A. Potential Distribution of Colonizing Nine-Banded Armadillos at Their Northern Range Edge. *Diversity*, 13, 266, 2021.
- HESELBARTH, M.H.K., SCIAINI, M., WITH, K.A., WIEGAND, K., NOWOSAD, J. 2019. landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*, 42: 1648-1657 (v0.0).
- HODKINSON, I. (2005). Terrestrial insects along elevation gradients: species and community responses to altitude. *Biological Reviews*, 80. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006767>.
- HUMPHREY, S. Zoogeography of the Nine-Banded Armadillo (*Dasypus novemcinctus*) in the United States. *BioScience*, 24, 457-462, 1974.
- INPE, (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS). Programa queimadas: banco de dados de queimadas. [s. l.], 2023. Disponível em: <http://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/bdqueimadas>. Acesso em: 22/04/2024.
- JACKSON, H.B.; FAHRIG, L. What size is a biologically relevant landscape? *Landsc. Ecol.* 2012, 27, 929–941.
- KABAILA, P.; WELSH, A. H.; ABEYSEKERA, W. Model-Averaged Confidence Intervals. *Scandinavian Journal of Statistics*, 43(1), 35–48, 2016.
- KALDA, R., KALDA, O., LÖHMUS, K. ET AL. Multi-scale ecology of woodland bat the role of species pool, landscape complexity and stand structure. *Biodivers Conserv* 24, 337–353 (2015). <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0811-6>
- KAYS, R., ARBOGAST, B., BAKER-WHATTON, M., BEIRNE, C., BOONE, H., BOWLER, M., BURNEO, S., COVE, M., DING, P., ESPINOSA, S., GONÇALVES, A., HANSEN, C., JANSEN, P., KOLOWSKI, J., KNOWLES, T., LIMA, M., MILLSPAUGH, J., MCSHEA, W., PACIFICI, K., PARSONS, A., PEASE, B., ROVERO, F., SANTOS, F., SCHUTTLER, S., SHEIL, D., SI, X., SNIDER, M., & SPIRONELLO, W. (2020). An empirical evaluation of camera trap study design: How many, how long and when?. *Methods in Ecology and Evolution*, 11, 700 - 713. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13370>.
- KELLY, L., GILJOHANN, K., DUANE, A., AQUILUÉ, N., ARCHIBALD, S., BATLLORI, E., BENNETT, A., BUCKLAND, S., CANELLES, Q., CLARKE, M., FORTIN, M., HERMOSO, V., HERRANDO, S., KEANE, R., LAKE, F., MCCARTHY, M., MORÁN-ORDÓÑEZ, A., PARR, C., PAUSAS, J., PENMAN, T., REGOS, A., RUMPFF, L., SANTOS, J., SMITH, A., SYPHARD, A., TINGLEY, M., & BROTONS, L. (2020). Fire and biodiversity in the Anthropocene. *Science*, 370. <https://doi.org/10.1126/science.abb0355>.
- KHAN, S., FAHRIG, L., & MARTIN, A. (2023). Support for an area–heterogeneity tradeoff for biodiversity in croplands. *Ecological Applications*, 33(3). <https://doi.org/10.1002/eap.2820>
- KUPFER, J.A., MALANSON, G.P. AND FRANKLIN, S.B. (2006), Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 8-20. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00204.x>

LEEUEWENBERG, F.; ASSOCIATION, X.; BARBOSA, P. Edentata as a food resource: Subsistence hunting by Xavante Indians, Brazil. Disponível em: https://www.xe-narthrans.org/wp-content/uploads/2019/10/Leeuwenberg_Edentata-as-a-food-source.-Subsistence-hunting-by-Xavante-Indians-Brazil.pdf.

LEITE, M., BOESING, A., METZGER, J., & PRADO, P. (2021). Matrix quality determines the strength of habitat loss filtering on bird communities at the landscape scale. *Journal of Applied Ecology*. <https://doi.org/10.32942/osf.io/bhec5>.

LONGINO, J.; COLWELL, R. Density compensation, species composition, and richness of ants on a neotropical elevational gradient. *Ecosphere*, 2, 1-20, 2011.

LONGINO, J.; BRANSTETTER, M.; COLWELL, R. How Ants Drop Out: Ant Abundance on Tropical Mountains. *PLoS ONE*, 9, 2014.

LOUGHRY, W.J.; MCDONOUGH, C.M. *The Nine-Banded Armadillo: A Natural History*. University of Oklahoma Press, Oklahoma, 2013.

LOUGHRY, W. J., PRODÖHL, P. A., MCDONOUGH, C. M., & AVISE, J. C. (1998). Polyembryony in Armadillos: An unusual feature of the female nine-banded armadillo's reproductive tract may explain why her litters consist of four genetically identical offspring. *American Scientist*, 86(3), 274–279. <http://www.jstor.org/stable/27857027>

MA, Q.; WU, J.; HE, C. A hierarchical analysis of the relationship between urban impervious surfaces and land surface temperatures: Spatial scale dependence, temporal variations, and bioclimatic modulation. *Landsc. Ecol.* 2016, 31, 1139–1153.

MACHADO, F., DORNELLES, J., RAUSCH, S., OLIVEIRA, R., PORTELA, P., & VALENTE, A. (2023). Osteology and radiology of the thoracic limb of nine-banded armadillo, *Dasypus novemcinctus* Linnaeus, 1758. *Brazilian Journal of Development*. <https://doi.org/10.34117/bjdv9n1-252>.

MACKENZIE, D. I.; BAILEY, L. L. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural Biological and Environmental Statistics*, 9(3), 300–318, 1 set. 2004.

MACKENZIE, D. I.; ROYLE, J. ANDREW. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology*, 42(6), 1105–1114, 31 out. 2005.

MACKENZIE, D. I. et al. *Occupancy Estimation and Modeling - Inferring Patterns and Dynamics of species occurrence*. 1st edition. Boston: Academic Press, 2006.

MAGALHÃES, R.A. et al. The Brazilian three-banded armadillo is widely distributed in a human-modified landscape in northeastern Brazil. *Mammalian Research*, 68, 53–62, 2023. <https://doi.org/10.1007/s13364-022-00651-5>.

MAGIOLI, M., RIOS, E., BENCHIMOL, M., CASANOVA, D., FERREIRA, A., ROCHA, J., MELO, F., DIAS, M., NAREZI, G., CREPALDI, M., MENDES, L., NOBRE, R., CHIARELLO, A., GARCÍA-OLAECHEA, A., NOBRE, A., DEVIDS, C., CASSANO, C., KOIKE, C., BERNARDO, C., HOMEM, D., FERRAZ, D., ABREU, D., CAZETTA, E., LIMA, E., BONFIM, F., LIMA, F., PRADO, H., SANTOS, H., NODARI, J., GIOVANELLI, J., NERY, M., FARIA, M., FERREIRA, P., GOMES, P., RODARTE, R., BORGES, R., ZUCCOLOTTO, T., SARCINELLI, T., ENDO, W., MATSUDA, Y., CAMARGOS, V., & MORATO, R. (2021). The role of protected and unprotected forest remnants for

mammal conservation in a megadiverse Neotropical hotspot. *Biological Conservation*. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2021.109173>.

MARGARIDO, M.P., CARVALHO, E.A.R., ENDO, W. et al. *Xenarthra* richness and activity pattern in the Brazilian Amazon. *Mamm Biol* 103, 215–225 (2023). <https://doi.org/10.1007/s42991-022-00342-3>

MARQUES, S. et al. Wildfire against the survival of *Xenarthra*: anteaters, armadillos, and sloths. *Natureza & Conservação*, 15(3), 523-532, 21 dez. 2020.

MASSARA, R., PASCHOAL, A., BAILEY, L., DOHERTY, P., HIRSCH, A., & CHIARELLO, A. (2018). Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. *Biotropica*, 50. <https://doi.org/10.1111/btp.12481>.

MCBEE, K.; BAKER, R. J. *Dasypus novemcinctus*. *Mammalian Species*, 162, 1–1, 25 maio 1982.

MCDONOUGH, C.; LOUGHRY, W. Patterns of Mortality in a Population of Nine-Banded Armadillos, *Dasypus Novemcinctus*. *American Midland Naturalist*, 138, 299-305, 1997. <https://doi.org/10.2307/2426823>.

MCDONOUGH, C. L. et al. Burrow characteristics and habitat associations of armadillos in Brazil and the United States of America. *Revista de Biologia Tropical*, 48, 109–120, 2000.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. FRAGSTATS v4.2: Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. University of Massachusetts, Amherst, MA, 2012.

MCNAB, B. K. Energetics and the Limits to a Temperate Distribution in Armadillos. *Journal of Mammalogy*, 61(4), 606–627, 19 dez. 1980.

MCWETHY, D., WILMSHURST, J., WHITLOCK, C., WOOD, J., & MCGLONE, M. (2014). A High-Resolution Chronology of Rapid Forest Transitions following Polynesian Arrival in New Zealand. *PLoS ONE*, 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111328>.

MEEK, P., BALLARD, G., & FALZON, G. (2016). The higher you go the less you will know: placing camera traps high to avoid theft will affect detection. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 2. <https://doi.org/10.1002/rse2.28>.

MIGUET, P., JACKSON, H.B., JACKSON, N.D., MARTIN, A.E., FAHRIG, L., 2015. What determines the spatial extent of landscape effects on species? *Landsc. Ecol.* 31, 1–18. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0314-1>

MIRANDA, E. B. P. et al. What are jaguars eating in a half-empty forest? Insights from diet in an overhunted Caatinga reserve. *Journal of Mammalogy*, 99, 724–731, 2018.

MONTES, J. Culicidae fauna of Serra da Cantareira, Sao Paulo, Brazil. *Revista de Saúde Pública*, 39(4), 578-584, 2009.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 32, 786-792, 2000.

MORGAN, R.; GALLAGHER, M. Sampling Techniques and Distance Metrics in High Dimensional Continuous Landscape Analysis: Limitations and Improvements. *IEEE Transactions on Evolutionary Computation*, 18(3), 456-461, jun. 2014.

- MOSES, J., FAYLE, T., NOVOTNÝ, V., & KLIMEŠ, P. (2021). Elevation and leaf litter interact in determining the structure of ant communities on a tropical mountain. *Biotropica*, 53, 906 - 919. <https://doi.org/10.1111/btp.12914>.
- MUYLAERT, R. L., VANCINE, M. H., BERNARDO, R., OSHIMA, J. E. F., SOBRAL-SOUZA, T., TONETTI, V. R., NIEBUHR, B. B., & RIBEIRO, M. C. (2018). Uma Nota Sobre Os Limites Territoriais Da Mata Atlântica. *Oecologia Australis*, 22(03), 302–311. <https://doi.org/10.4257/oeco.2018.2203.09>
- NAUTA, J., SIMOENS, P., KHALUF, Y., & MARTÍNEZ-GARCÍA, R. (2022). Foraging behaviour and patch size distribution jointly determine population dynamics in fragmented landscapes. *Journal of the Royal Society Interface*, 19. <https://doi.org/10.1098/rsif.2022.0103>.
- NORRIS A, MICHALSKI F, PERES CA (2010) Habitat patch size modulates terrestrial mammal activity patterns in Amazonian forest fragment. *J Mammal* 91(3):551–560
- OLIVEIRA, M. G.; LUZA, A. L.; TIRELLI, F. P. Site occupancy of *Dasypus novemcinctus* (Mammalia, Cingulata) and daily activity of four armadillo species in the Uruguayan Savanna and southern Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, 19 jun. 2023.
- OLIVEIRA, U., SOARES-FILHO, B., PAGLIA, A., BRESCOVIT, A., CARVALHO, C., SILVA, D., REZENDE, D., LEITE, F., BATISTA, J., BARBOSA, J., STEHMANN, J., ASCHER, J., VASCONCELOS, M., MARCO, P., LÖWENBERG-NETO, P., FERRO, V., & SANTOS, A. (2017). Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Scientific Reports*, 7. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08707-2>.
- PALHARINI, K., VITORINO, L., MENINO, G., & BESSA, L. (2020). Edge Effects Reflect the Impact of the Agricultural Matrix on the Corticolous Lichens Found in Fragments of Cerrado Savanna in Central Brazil. *Sustainability*. <https://doi.org/10.3390/su12177149>.
- PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B. de; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. (Ed.). *Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica*. Brasília, DF : Embrapa, 2015.
- PRADA, M.; MARINHO-FILHO, J. Effects of Fire on the Abundance of Xenarthrans in Mato Grosso, Brazil. *Austral Ecology*, 29(5), 568–573, 1 out. 2004.
- PRESTES, N., MASSI, K., SILVA, E., NOGUEIRA, D., OLIVEIRA, E., FREITAG, R., MARIMON, B., MARIMON-JUNIOR, B., KELLER, M., & FELDPAUSCH, T. (2020). Fire Effects on Understory Forest Regeneration in Southern Amazonia. 3. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00010>.
- PREVEDELLO, J. A., & VIEIRA, M. V. (2010). Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation*, 19 (5), 1205–1223 <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9750-z>
- PRODÖHL, P. A. et al. Molecular documentation of polyembryony and the micro-spatial dispersion of clonal sibships in the nine-banded armadillo, *Dasypus novemcinctus*. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 263(1377), 1643–1649, 22 dez. 1996.

PROJETO MAPBIOMAS. Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil. Disponível em: <<http://plataforma.brasil.mapbiomas.org/QGIS Development Team, 2021>>. Acesso em: 2 jun. 2023.

QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2022. QGIS Geographic Information System. Open-Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>

RAMÍREZ-DELGADO, J., MARCO, M., WATSON, J., JOHNSON, C., RONDININI, C., LLANO, X., ARIAS, M., & VENTER, O. (2021). Matrix condition mediates the effects of habitat fragmentation on species extinction risk. *Nature Communications*, 13. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-28270-3>.

REGOLIN, A., RIBEIRO, M., MARTELLO, F., MELO, G., SPONCHIADO, J., CAMPANHA, L., SUGAI, L., SILVA, T., & CÁCERES, N. (2020). Spatial heterogeneity and habitat configuration overcome habitat composition influences on alpha and beta mammal diversity. *Biotropica*, 52, 969 - 980. <https://doi.org/10.1111/btp.12800>.

REIDER, I. J.; DONNELLY, M. A.; WATLING, J. I. The influence of matrix quality on species richness in remnant forest. *Landscape Ecology*, 33(7), 1147-1157, 6 jun. 2018.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. In: Z. M. H. Roedel, M. J. Nemesio, S. J. Harris & M. A. Alves (Eds.). *Biodiversity Hotspots*. Berlin: Springer, p. 405-434, 2011.

RIBEIRO, P.; MIRANDA, J.; ARAÚJO, D. R. The effect of roadkills on the persistence of xenarthran populations: The case of the Brazilian Cerrado. *Edentata*, 18, 51-62, 2017. DOI: <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.Edentata-18-1.7>.

RIVA, F., MARTIN, C. J., MILLARD, K., & FAHRIG, L. (2022). Loss of the world's smallest forests. *Global Change Biology*, 28(24), 7164–7166. <https://doi.org/10.1111/gcb.16449>

RODRIGUES, T. F.; CHIARELLO, A. G. Native forests within and outside protected areas are key for nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*) occupancy in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 266, 133–141, 1 nov. 2018.

RODRIGUES, T. F. et al. Ecosystem services provided by armadillos. *Natureza & Conservação*, 95(1), 1-21, 1 fev. 2020.

RSTUDIO TEAM. RStudio: Integrated development for R. Boston, MA: RStudio, Inc., 2015. Disponível em: <http://www.rstudio.com/>. Acesso em: 2 jun. 2023.

SAMPAIO, R. et al. Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. *Biodiversity and Conservation*, 19, 2421-2439, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9848-3>.

SANDERS, N.J. Elevational gradients in ant species richness area, geometry, and Rapoport's rule. *Ecography* 2002, 25, 25–32.

SANDERS, N.J., MOSS, J. & WAGNER, D. (2003) Patterns of ant species richness along elevational gradients in an arid ecosystem. *Global Ecology and Biogeography*, 12 (2), 93-102. DOI:10.1046/j.1466-822X.2003.00324.x

SANTOS, J., DODONOV, P., OSHIMA, J., MARTELLO, F., JESUS, A., FERREIRA, M., SILVA-NETO, C., RIBEIRO, M., & COLLEVATTI, R. (2021). Landscape ecology in

the Anthropocene: an overview for integrating agroecosystems and biodiversity conservation. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19, 21-32. <https://doi.org/10.1016/J.PECON.2020.11.002>.

SANTOS, J., GLERIANI, J., VELLOSO, S., SOUZA, G., AMARAL, C., TORRES, F., MEDEIROS, N., & REIS, M. (2019). Wildfires as a major challenge for natural regeneration in Atlantic Forest.. *The Science of the total environment*, 650 Pt 1, 809-821 . <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.016>.

SANTOS, P., BAILEY, L., RIBEIRO, M., CHIARELLO, A., & PAGLIA, A. (2019). Living on the edge: Forest cover threshold effect on endangered maned sloth occurrence in Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 240, 108264. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108264>.

SANTOS, P. M., B BOCCHIGLIERI, A., CHIARELLO, A. G., PAGLIA, A. P., MOREIRA, A., SOUZA, A. C., ABBA, A. M., PAVIOLO, A., GATICA, A., MEDEIRO, A. Z., COSTA, A. N., GALLINA, A. G., YANOSKY, A. A., JESUS, A., BERTASSONI, A., ROCHA, A., BOVO, A. A. A., BAGER, A., MOL, A. C., ... GALETTI, M. (2019). NEOTROPICAL XENARTHTRANS: a data set of occurrence of xenarthran species in the Neotropics. *Ecology*, 100(7), 1–4. <https://doi.org/10.1002/ecy.2663>

SAWYER, C. et al. The zoogeomorphic characteristics of burrows and burrowing by nine-banded armadillos (*Dasypus novemcinctus*). *Geomorphology*, 157, 122-130, 2012. <https://doi.org/10.1016/J.GEOMORPH.2012.01.028>.

SHAH, A., DILLON, M., HOTALING, S., & WOODS, H. (2020). High elevation insect communities face shifting ecological and evolutionary landscapes.. *Current opinion in insect science*, 41, 1-6 . <https://doi.org/10.1016/j.cois.2020.04.002>.

SI, X., KAYS, R., & DING, P. (2014). How long is enough to detect terrestrial animals? Estimating the minimum trapping effort on camera traps. *PeerJ*, 2. <https://doi.org/10.7717/peerj.374>.

SIKES, Robert S.; Heidt, G. A.; ELROD, D. A. Seasonal Diets of the Nine-Banded Armadillo (*Dasypus Novemcinctus*) in a Northern Part of Its Range. *The American Midland Naturalist*, 123(2), 383–89, 1990. <https://doi.org/10.2307/2426566>.

SILVA, S. M., SANTOS, P. M., MOLINA, K. T., LOPES, A. M. C., BRAGA, F. G., OHANA, A., MIRANDA, F. R., & BERTASSONI, A. (2020). Wildfire against the survival of Xenarthra: anteaters, armadillos, and sloths. *Boletim Do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais*, 15(3), 523–532. <https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v15i3.214>

SILVEIRA, L. et al. Ecology of the Giant Armadillo (*Priodontes maximus*) in the Grasslands of Central Brazil. 2009, 25 - 34. <https://doi.org/10.1896/020.010.0112>.

STARIK, N., GÖTTERT, T., HEITLINGER, E., & ZELLER, U. (2019). Bat Community Responses to Structural Habitat Complexity Resulting from Management Practices Within Different Land Use Types — A Case Study from North-Eastern Germany. *Acta Chiropterologica*, 20, 387 - 405. <https://doi.org/10.3161/15081109ACC2018.20.2.010>.

STEVENS, T., HALE, A., & WILLIAMS, D. (2023). Environmental and anthropogenic variables influence the distribution of a habitat specialist (*Sylvilagus aquaticus*) in a large urban forest. *Conservation Science and Practice*, 5. <https://doi.org/10.1111/csp2.12882>.

STORRS, E. E. et al. Leprosy in the Armadillo: New Model for Biomedical Research. *Science*, 183, 851-852, 1974. DOI:10.1126/science.183.4127.851.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, 1(4), 1-3, 1 mar. 2017.

SUPERINA, M.; ABBA, A. M. Conservation perspectives for a highly disparate lineage of mammals: The xenarthra. *Mastozoología Neotropical*, 27, 48-67, 2020.

SZYMAŃSKI, C., ÁLVAREZ, J., CAMPOS, C., & TABENI, S. (2020). A first assessment of the land management effect on the ecological role of large trees as habitat refuges for desert small mammals. *Basic and Applied Ecology*, 48, 136-145. <https://doi.org/10.1016/J.BAAE.2020.09.005>.

TOMAS, W. M., BERLINCK, C. N., CHIARAVALLOTI, R. M., FAGGIONI, G. P., STRÜSSMANN, C., LIBONATI, R., ABRAHÃO, C. R., DO VALLE ALVARENGA, G., DE FARIA BACELLAR, A. E., DE QUEIROZ BATISTA, F. R., BORNATO, T. S., CAMILO, A. R., CASTEDO, J., FERNANDO, A. M. E., DE FREITAS, G. O., GARCIA, C. M., GONÇALVES, H. S., DE FREITAS GUILHERME, M. B., LAYME, V. M. G., ... MORATO, R. (2021). Distance sampling surveys reveal 17 million vertebrates directly killed by the 2020's wildfires in the Pantanal, Brazil. *Scientific Reports*, 11(1), 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-02844-5>

TONETTI, V., PENA, J. C., SCARPELLI, M. D. A., SUGAI, L. S. M., BARROS, F. M., ANUNCIAÇÃO, P. R., SANTOS, P. M., TAVARES, A. L. B., & RIBEIRO, M. C. (2023). Landscape heterogeneity: Concepts, quantification, challenges and future perspectives. *Environmental Conservation*, 127. <https://doi.org/10.1017/S0376892923000097>

TRUMAN, R. W. Leprosy in wild armadillos. *Leprosy Review*, 76(3), 198–208, 1 set. 2005.

TSCHARNTKE, T., TYLIANAKIS, J., RAND, T., DIDHAM, R., FAHRIG, L., BATÁRY, P., BENGTSSON, J., CLOUGH, Y., CRIST, T., DORMANN, C., EWERS, R., FRÜND, J., HOLT, R., HOLZSCHUH, A., KLEIN, A., KLEIJN, D., KREMEN, C., LANDIS, D., LAURANCE, W., LINDENMAYER, D., SCHERBER, C., SODHI, N., STEFFAN-DEWENTER, I., THIES, C., PUTTEN, W., & WESTPHAL, C. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>.

TUREK, D. & FLETCHER, D. Model-averaged Wald confidence intervals. *Computational Statistics & Data Analysis*, Elsevier, 56(9), 2809-2815, 2012.

URRUTIA, A., GONZÁLEZ-GÓNZALEZ, C., CAUWELAERT, E., ROSELL, J., BARRIOS, L., & BENÍTEZ, M. (2020). Landscape heterogeneity of peasant-managed agricultural matrices. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106797>.

VASCONCELOS, H.L., MARAVALHAS, J.B. & CORNELISSEN, T. Effects of fire disturbance on ant abundance and diversity: a global meta-analysis. *Biodiversity and Conservation*, 26, 177–188, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1234-3>.

VICKARYOUS, M., & HALL, B. (2006). Osteoderm morphology and development in the nine-banded armadillo, *Dasypus novemcinctus* (Mammalia, Xenarthra, Cingulata). *Journal of Morphology*, 267. <https://doi.org/10.1002/jmor.10475>.

VIZCAINO, S., & MILNE, N. (2002). Structure and function in armadillo limbs (Mammalia: Xenarthra: Dasypodidae). *Journal of Zoology*, 257, 117-127. <https://doi.org/10.1017/S0952836902000717>.

WEVERS, J., BEENAERTS, N., CASAER, J., ZIMMERMANN, F., ARTOIS, T., & FATTBERT, J. (2021). Modelling species distribution from camera trap by-catch using a scale-optimized occupancy approach. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 7. <https://doi.org/10.1002/rse2.207>.

ZIMMERMAN, John W. Burrow Characteristics of the Nine-Banded Armadillo, *Dasykus Novemcinctus*. *The Southwestern Naturalist*, 35(2), 226–27, 1990. <https://doi.org/10.2307/3671550>.

APÊNDICE

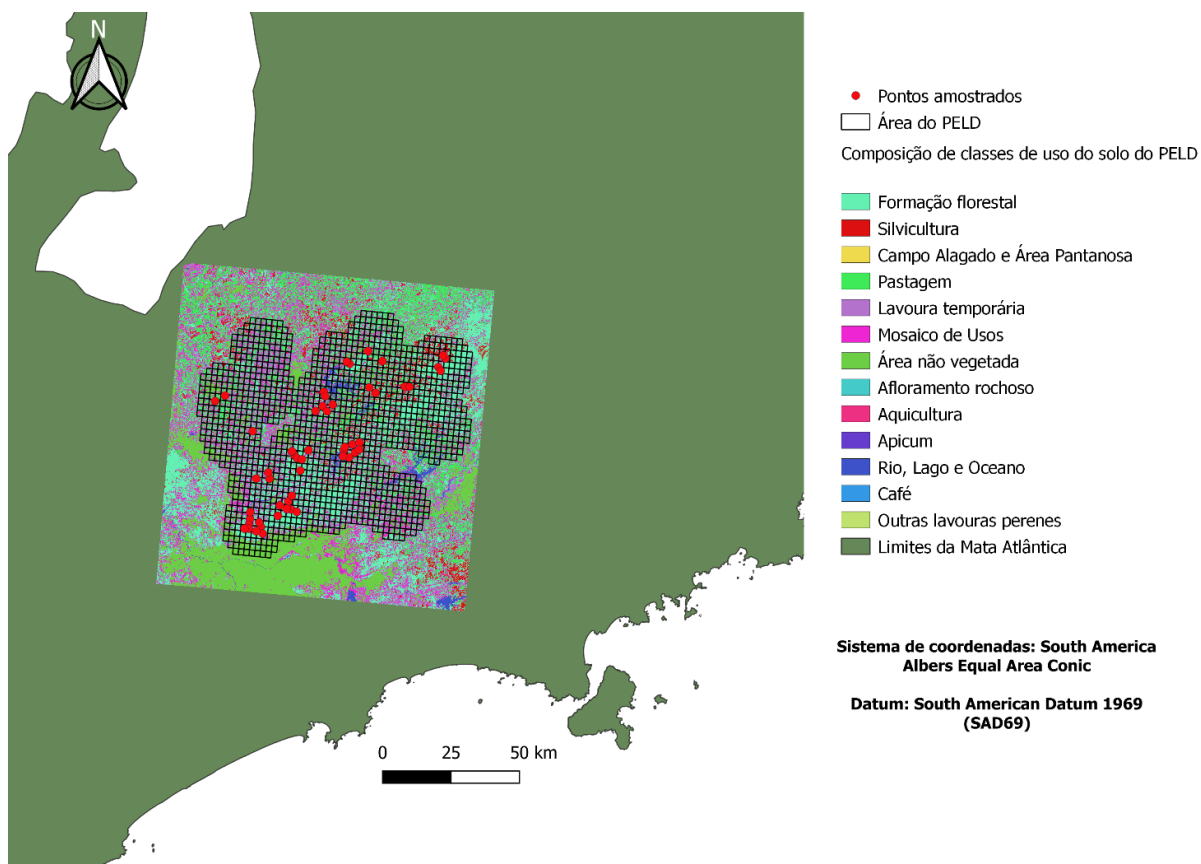


Figura A1. Gráfico representando todas as classes de uso e cobertura do solo (manchas) da área de estudo, consideradas para o cálculo de heterogeneidade da paisagem.

Tabela A1. Resultado da seleção de escalas das variáveis. Cobflor = cobertura florestal, fogo = histórico de queimadas e shdi = heterogeneidade da paisagem. Ψ refere-se ao parâmetro de ocupação, p refere-se ao parâmetro da detecção e AIC refere-se ao Critério de informação de Akaike.

Modelo	Escala	Valor de AIC
$p(.)\psi(\text{cobflor})$	400m	443,2039
$p(.)\psi(\text{cobflor})$	600m	444,3956
$p(.)\psi(\text{cobflor})$	800m	445,6688
$p(.)\psi(\text{cobflor})$	1000m	446,0361
$p(.)\psi(\text{cobflor})$	200m	446,8515
$p(.)\psi(\text{fogo})$	800m	454,4003
$p(.)\psi(\text{fogo})$	600m	454,4006
$p(.)\psi(\text{fogo})$	200m	454,4105
$p(.)\psi(\text{fogo})$	400m	454,4136
$p(.)\psi(\text{fogo})$	1000m	454,4204
$p(.)\psi(\text{shdi})$	600m	445,9862
$p(.)\psi(\text{shdi})$	400m	446,1718
$p(.)\psi(\text{shdi})$	800m	446,6942
$p(.)\psi(\text{shdi})$	1000m	447,2873
$p(.)\psi(\text{shdi})$	200m	447,3446

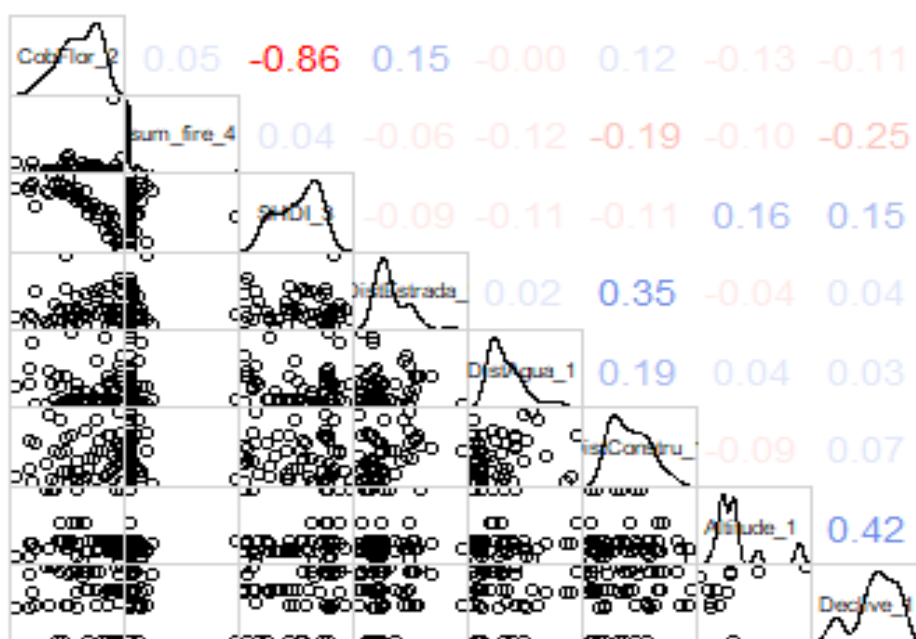


Figura A2. Gráfico de correlação com variáveis e suas respectivas escalas selecionadas, mostrando a correlação negativa entre as variáveis de cobertura florestal e heterogeneidade da paisagem, "CobFlor_2"= cobertura florestal na escala de 400m, "sum_fire_4"= histórico de queimadas na escala de 800m, "SHDI_3"= heterogeneidade da paisagem na escala de 600m, "DistEstrada_1" = distância da estrada mais próxima, "DistAgua_1"=distância do corpo d'água mais próximo, "DistConstru_1"= distância da construção mais próxima, "Altitude_1"= altitude e "Declive_1"= declive.

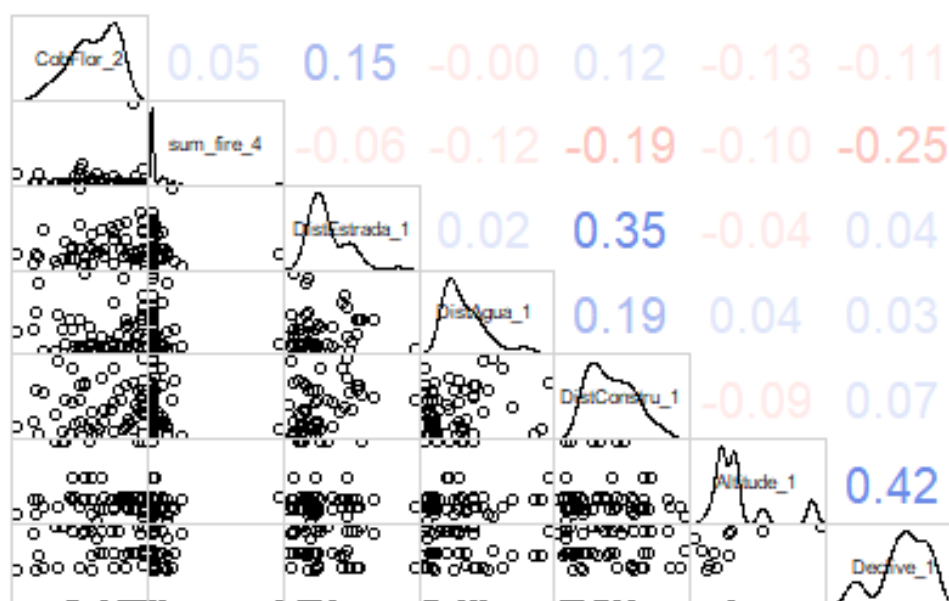


Figura A3. Gráfico de correlação com variáveis e suas respectivas escalas selecionadas, após a remoção da variável de heterogeneidade da paisagem, "CobFlor_2"= cobertura florestal na escala de 400m, "sum_fire_4"= histórico de queimadas na escala de 800m, "SHDI_3"= heterogeneidade da paisagem na escala de 600m, "DistEstrada_1" = distância da estrada mais próxima, "DistAgua_1" =distância do corpo d'água mais próximo, "DistConstru_1" = distância da construção mais próxima, "Altitude_1"= altitude e "Declive_1"= declive.

Tabela A2. Tabela contendo o ranqueamento completo, com todos os modelos utilizados e seus respectivos valores de QAICc, AICc refere-se ao critério de informação de Akaike corrigido, QAICc refere-se ao Quasi-AICc, QAICcWt é o peso de QAICc, ModelLike refere-se à verossimilhança do modelo e K representa o número de parâmetros A variável “fogo” é referente ao histórico de queimadas na escala de 800m, “cobflor” representa a variável de cobertura florestal na escala de 400m, “estrada” é referente a variável de distância da estrada mais próxima, “água” é referente a distância do corpo d’água mais próximo, “constru” refere-se a variável de distância da construção mais próxima, “alt” representa a variável de altitude e “decl” refere-se a variável de declive.

Modelo	QAICc	DeltaQAICc	QAICcWt	Modellike	K
p(fire)psi(cobfloreddecl)	249,48	0,00	0,20	0,20	6
p(fire)psi(cobflor)	249,53	0,05	0,20	0,40	5
p(fire)psi(cobflorealta)	249,88	0,40	0,16	0,56	6
p(fire)psi(cobfloreaagua)	251,21	1,73	0,08	0,64	6
p(fire)psi(cobfloreaestrada)	251,66	2,18	0,07	0,71	6
p(fire)psi(cobfloreaconstru)	251,76	2,28	0,06	0,78	6
p(fire)psi(cobflorefire)	251,94	2,46	0,06	0,83	6
p(fire)psi(.)	253,31	3,83	0,03	0,86	4
p(fire)psi(decl)	254,36	4,88	0,02	0,88	5
p(fire)psi(alt)	254,96	5,48	0,01	0,89	5
p(fire)psi(agua)	254,99	5,51	0,01	0,91	5
p(fire)psi(fire)	255,55	6,07	0,01	0,92	5
p(fire)psi(estrada)	255,71	6,23	0,01	0,93	5
p(fire)psi(constru)	255,72	6,24	0,01	0,93	5
p(fire)psi(aguaeddecl)	256,18	6,70	0,01	0,94	6
p(fire)psi(fireeddecl)	256,23	6,75	0,01	0,95	6
p(fire)psi(alteeddecl)	256,71	7,23	0,01	0,95	6
p(fire)psi(aguaealt)	256,77	7,29	0,01	0,96	6
p(fire)psi(estradaeddecl)	256,84	7,36	0,01	0,96	6
p(fire)psi(construeddecl)	256,85	7,37	0,01	0,97	6
p(fire)psi(fireealt)	257,21	7,73	0,00	0,97	6
p(fire)psi(fireeagua)	257,22	7,74	0,00	0,98	6
p(fire)psi(aguaeconstru)	257,42	7,94	0,00	0,98	6
p(fire)psi(estradaealt)	257,48	8,00	0,00	0,98	6
p(fire)psi(estradaeagua)	257,49	8,01	0,00	0,99	6
p(fire)psi(construealt)	257,49	8,01	0,00	0,99	6
p(fire)psi(fireeestrada)	258,06	8,58	0,00	0,99	6
p(fire)psi(fireeconstru)	258,09	8,61	0,00	1,00	6
p(fire)psi(estradaeconstru)	258,24	8,76	0,00	1,00	6
global	281,49	32,01	0,00	1,00	17