

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas - Campus de São José do
Rio Preto

RÔMULO THEODORO COSTA

DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE POPULAÇÕES DE TATUS-GALINHA
(*Dasypus novemcinctus*) EM PAISAGENS FRAGMENTADAS DO CERRADO E
MATA ATLÂNTICA

São José do Rio Preto

2024

RÔMULO THEODORO COSTA

**DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE POPULAÇÕES DE TATUS-GALINHA
(*Dasypus novemcinctus*) EM PAISAGENS FRAGMENTADAS DO CERRADO E
MATA ATLÂNTICA**

Tese apresentada à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto, para obtenção do título de Doutor em Biodiversidade.

Orientador(a): Prof.^a Dr.^a Rita de Cassia
Bianchi

São José do Rio Preto

2024

C837d Costa, Rômulo Theodoro
Distribuição espaço-temporal de populações de tatus-galinha
(*Dasypus novemcinctus*) em paisagens fragmentadas do Cerrado e
Mata Atlântica / Rômulo Theodoro Costa. -- São José do Rio Preto, 2025
90 f. : il., tabs., 3 v.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP),
Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto
Orientadora: Rita de Cassia Bianchi

1. Biologia. 2. Ecologia. 3. Habitat. 4. Predação. I. Título.

RÔMULO THEODORO COSTA

**DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE POPULAÇÕES DE TATUS-GALINHA
(*Dasypus novemcinctus*) EM PAISAGENS FRAGMENTADAS DO CERRADO E
MATA ATLÂNTICA**

Tese apresentada à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto, para obtenção do título de Doutor em Biodiversidade.

Data da defesa: 19/12/2024

Banca Examinadora:

Prof.^a Dr.^a Rita de Cassia Bianchi

UNESP – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - Campus Jaboticabal

Prof.^a Dr.^a Natalie Olifiers

UNESP – Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas - Campus São José do Rio Preto

Dr.^a Ana Maria de Oliveira Paschoal

Universidade Federal de Minas Gerais, UFMG

Dr. Felipe Martello Ribeiro

Universidade Federal do Acre, UFAC

Dr. Nielson Aparecido Pasqualotto Salvador

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros
(CENAP/ICMBio)

Aos meus filhos Heitor e Pedro, e à minha
esposa Francine, com infinito amor e
gratidão, dedico.

AGRADECIMENTOS

À minha esposa Francine, por ser meu porto seguro e exemplo de superação e resiliência. Agradeço por suportar minhas ausências com duas crianças pequenas, pelas palavras de encorajamento e pelos empurrões que precisava levar de vez em quando. Obrigado por estar ao meu lado nas horas difíceis e brindar as conquistas.

Aos meus filhos Heitor e Pedro, por ser minhas fontes de inspiração que me fez persistir até o fim, na esperança de contribuir um pouco para a geração futura. Agradeço ao Heitor por compreender, sempre que possível para uma criança, minhas infinitas horas dedicadas em frente ao computador que me fizeram perder tantas guerras de bolinha. Agradeço ao Pedro que, por ter nascido durante uma pandemia, me mostrar que mesmo nos momentos mais difíceis, é possível ser feliz e ter esperança de que dias melhores virão.

Aos meus pais Silvan e Cristina e meus irmãos por estarem presentes desde o início da minha jornada e apoiar minhas escolhas. Obrigado pelas oportunidades que não me deixaram perder apesar dos sacrifícios e por todo amor que demonstram a mim e à minha Família todos os dias.

À Rita de Cassia Bianchi, todo meu respeito e gratidão por me acolher novamente e encorajar meu trabalho. Agradeço a oportunidade de caminhar ao seu lado por tantos anos e por fortalecer minha experiência, autonomia, autoconfiança e meu otimismo.

Aos funcionários do Parque Estadual Furnas do Bom Jesus, em especial ao Arthur, Robertinho, e Ari por me atenderem sempre que necessário fornecendo estrutura, apoio e uma boa prosa com café.

A todos os residentes de Pedregulho que abriram suas portas ao projeto e nos receberam em suas propriedades para a instalação das câmeras.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pelo apoio na forma de financiamento do projeto, sob processo nº 88887.485988/2020-00

RESUMO

Esta tese aborda aspectos ecológicos do tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) em paisagens com diferentes níveis de antropização nos biomas do Cerrado e da Mata Atlântica em uma paisagem no nordeste do estado de São Paulo. Os tatus desempenham papéis fundamentais na modificação do solo, dispersão de sementes e criação de refúgios para outras espécies, no entanto, enfrentam ameaças, incluindo a expansão urbana e o aumento da presença de espécies exóticas. A primeira seção analisa como variáveis ambientais e características do solo influenciam a ocupação dos tatus em paisagens heterogêneas. Foram obtidas 48 detecções com maior probabilidade de ocupação em áreas próximas a cursos d'água e formações savânicas. Esses ambientes oferecem recursos essenciais para alimentação e escavação de tocas, enquanto a proximidade de estradas diminui a ocupação. A segunda seção investiga os padrões de atividade e a segregação temporal dos tatus na presença de cães domésticos (*Canis familiaris*) e predadores nativos, como jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) e jaguarundis (*Herpailurus yagouaroundi*). Os tatus e as jaguatiricas apresentaram atividade noturna, enquanto cães e jaguarundis foram diurnos. Apesar de manterem sua atividade noturna, os tatus evitaram temporariamente áreas frequentadas por cães domésticos e jaguatiricas, aumentando o intervalo entre detecções nessas condições. A terceira seção explora as interações entre tatus e cães domésticos utilizando modelos de ocupação multiespécies. A proporção de formações savânicas em uma escala de 850 metros foi a principal variável explicativa para a ocupação de ambas as espécies, mas com efeitos opostos: enquanto os tatus preferem esses habitats devido à facilidade de escavação e acesso a recursos, os cães domésticos tendem a ocupar áreas próximas a zonas urbanas. Os resultados destacam a importância de habitats savânicos com baixa perturbação antrópica. As interações negativas com cães domésticos reforçam a necessidade de controle populacional desses animais, restrições ao seu acesso a áreas naturais e conscientização ambiental. Esta pesquisa ressalta a relevância de estratégias de manejo que considerem atributos ambientais e o impacto de espécies exóticas para a conservação do tatu-galinha em paisagens fragmentadas.

Palavras-chave: padrão de atividades; ocupação; coocorrência; cães domésticos; áreas protegidas.

ABSTRACT

This thesis addresses ecological aspects of the nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*) in landscapes with varying levels of anthropogenic influence within the Cerrado and Atlantic Forest biomes in a northeastern region of São Paulo state, Brazil. Armadillos play essential roles in soil modification, seed dispersal, and creating refuges for other species; however, they face threats such as urban expansion and increasing presence of exotic species. The first section examines how environmental variables and soil characteristics influence armadillo occupancy in heterogeneous landscapes. A total of 48 detections were recorded, with higher occupancy probabilities in areas near watercourses and savanna formations. These environments provide essential resources for foraging and burrow excavation, whereas proximity to roads negatively impacts occupancy. The second section investigates activity patterns and temporal segregation of armadillos in the presence of domestic dogs (*Canis familiaris*) and native predators, such as ocelots (*Leopardus pardalis*) and jaguarundis (*Herpailurus yagouaroundi*). Armadillos and ocelots exhibited nocturnal activity, while domestic dogs and jaguarundis were diurnal. Although armadillos maintained their nocturnal activity, they temporarily avoided areas frequented by domestic dogs and ocelots, increasing the detection intervals under these conditions. The third section explores interactions between armadillos and domestic dogs using multi-species occupancy models. The proportion of savanna formations within an 850-meter scale was the main explanatory variable for the occupancy of both species but with opposite effects: while armadillos prefer these habitats due to ease of excavation and access to resources, domestic dogs tend to occupy near urban areas. The results highlight the importance of savanna habitats with low anthropogenic disturbance. Negative interactions with domestic dogs underscore the need for population control of these animals, restrictions on their access to natural areas, and environmental awareness. This research emphasizes the relevance of management strategies that consider environmental attributes and the impact of exotic species for the conservation of the nine-banded armadillo in fragmented landscapes.

Keywords: activity pattern; occupancy; co-occurrence; domestic dogs; protected áreas.

LISTA DE FIGURAS

SEÇÃO 1

Figure 1 – Survey locations within Furnas do Bom Jesus State Park and surrounding areas using camera traps between 2020 and 2022, northeastern São Paulo state. Circular lines indicate buffer radii used in the multi-scale analysis of nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*) occupancy. 27

Figure 2 – Predicted occupancy probability of nine-banded armadillos (*Dasypus novemcinctus*) based on best-ranked models for four environmental covariates. (a) percentage of savannah formations within 850 m radii; (b) soil sand content (g/Kg) within 850 m radii; (c) distance to watercourses (m); (d) distance to roads (m), and (e) percentage of forest cover within 850 m radii. 33

SEÇÃO 2

Figure 1 – Land cover classes and distribution of the 69 sampling sites surveyed with camera traps between December 2020 and August 2022 in the Furnas do Bom Jesus State Park (FBJSP) and surrounding landscapes, southeastern São Paulo state, Brazil. 47

Figure 2 – Overlap of the kernel activity density (including overlap coefficient [Δ] and 95% confidence intervals) of nine-banded armadillos (*Dasypus novemcinctus*) and potential predator species: (A) domestic dogs (*Canis familiaris*), (C) ocelots (*Leopardus pardalis*), and (F) jaguarundis (*Herpailurus yagouaroundi*); and the overlap of the kernel activity density of nine-banded armadillos in sites with and without: (B) domestic dogs, (D) ocelots, and (E) jaguarundis; (*) obtained from the Watson test (U^2) indicates the significant difference ($\alpha = 0.05$) in the activity period. 51

Figure 3 – Temporal avoidance of nine-banded armadillos (*Dasypus novemcinctus*) following the detection of domestic dogs (*Canis familiaris*) and ocelots (*Leopardus pardalis*) at sites. Avoidance-attraction ratios (AAR) greater than 1 indicate avoidance of nine-banded armadillos by native and non-native species; (*) indicates a significant difference ($\alpha = 0.05$) in detection time at sites with and without predators. 52

SEÇÃO 3

Figura 1 – Disposição das armadilhas fotográficas instaladas entre 2020 e 2022 nos municípios de Pedregulho e Rifaina, no nordeste do estado de São Paulo. O detalhe apresenta os raios dos buffers traçados a partir de cada sítio amostral para análise da escala de efeito nos modelos de ocupação. 68

Figura 2 – Espacialização das covariáveis ambientais e limite do Parque Estadual Furnas do Bom Jesus nos municípios de Pedregulho e Rifaina, nordeste do estado de São Paulo. A) classes de uso e cobertura do da terra; B) localização e densidade de residências rurais; C) rede hidrográfica; e D) malha rodoviária. 73

LISTA DE TABELAS

SEÇÃO 1

Table 1 – Summary of covariates used in detection and occupancy models, including their range values and applied scale. Positive (+) and negative (-) symbols indicate the direction of their effects on occupancy and detection probabilities, while 'N.T.' denotes covariates not evaluated for their impact. 29

Table 2 – Model selection results assessing the relative importance of detection covariates (ρ) and probability of occupancy (Ψ) for nine-banded armadillos (*Dasypus novemcinctus*). Reported metrics include: the number of parameters (k), Akaike's Information Criterion corrected for small sample sizes (AICc), relative difference in AICc (Δ AICc), cumulative model weight (Cum. w), and estimated parameters (β) with their respective standard errors (SE) and 95% confidence intervals (CI). 32

SEÇÃO 3

Tabela 1 – Covariáveis ambientais utilizadas para quantificar as probabilidades de ocupação ($p(\psi)$) e detecção ($p(\rho)$) em modelos multi-espécies, considerando múltiplas escalas espaciais de efeito na área de estudo. N.T. refere-se aos parâmetros não testados. 72

Tabela 2 – Valores estimados (β) e seus respectivos erros padrão (SE) para as covariáveis de detecção (ρ) do tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) e do cão doméstico (*Canis familiaris*) nos modelos selecionados (Δ AICc ≤ 2). Para cada modelo, são apresentados os valores do Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc), a diferença em relação ao melhor modelo ajustado (Δ AICc), o peso acumulado dos modelos (Cum.Wt), e o número de parâmetros (K). 74

Tabela 3 – Valores estimados dos coeficientes (β) e seus respectivos valores de erro padrão e intervalos de confiança (I.C.) de 85% para as covariáveis que influenciam a probabilidade de ocupação ($p(\psi)$) de tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) na presença e ausência de cães domésticos (*Canis familiaris*). As informações dos modelos incluem o número de parâmetros (K), o Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc), a diferença em relação ao melhor modelo ajustado (Δ AICc) e o peso acumulado dos modelos (Cum.Wt). 75

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 REFERÊNCIAS	18
3 INFLUENCE OF HABITAT CHARACTERISTICS ON NINE-BANDED ARMADILLOS (<i>Dasypus novemcinctus</i>) OCCUPANCY IN FRAGMENTED AREAS.....	23
4 NINE-BANDED ARMADILLOS TEMPORALLY AVOID SITES VISITED BY DOMESTIC DOGS AND NATIVE CARNIVORES	43
5 FATORES ECOLÓGICOS ASSOCIADOS À INTERAÇÃO ENTRE CÃES DOMÉSTICOS E TATU-GALINHA (<i>Dasypus novemcinctus</i>) EM PAISAGENS ALTERADAS POR ATIVIDADES ANTRÓPICAS	64
6 CONCLUSÃO.....	85
APÊNDICE A.....	86
APÊNDICE B.....	87

1 INTRODUÇÃO

1.1 Os tatus e suas funções ecológicas

A superordem Xenarthra, que inclui tatus, tamanduás e preguiças, é um grupo emblemático das Américas, conhecido por sua diversidade morfológica e especializações ecológicas. Dentre as famílias que compõem essa superordem, a Dasypodidae se destaca por abranger espécies semifossoriais altamente adaptadas, com hábitos alimentares variados e ampla distribuição geográfica. Atualmente, 20 espécies de tatus são reconhecidas no continente americano, das quais seis ocorrem no estado de São Paulo: *Cabassous tatouay*, *Cabassous unicinctus*, *Dasypus novemcinctus*, *Dasypus septemcinctus*, *Euphractus sexcinctus* e *Priodontes maximus* (BONATO *et al.*, 2008; VIVO *et al.*, 2011).

Os tatus possuem características fisiológicas únicas, como temperaturas corporais e taxas metabólicas mais baixas em comparação a outros mamíferos de tamanho semelhante (MCNAB, 1980a). Essas adaptações fisiológicas, aliadas a baixas taxas de fecundidade, crescimento e dispersão, tornam as populações de tatus particularmente vulneráveis a alterações ambientais (ICMBIO; MMA, 2018; RATTER; RIBEIRO; BRIDGEWATER, 1997). Contudo, a importância ecológica desses animais vai além de sua sensibilidade. Os tatus desempenham um papel crucial como espécies engenheiras, transformando os habitats por meio da escavação de túneis, que promovem mudanças bióticas e abióticas no solo. Essas alterações incluem maior aeração (INOUE *et al.*, 1987), redistribuição de nutrientes (JONES; LAWTON; SHACHAK, 1994) e influência no escoamento de água (LAUNDRE, 1993; VALENTINE, 2014). Além disso, seus túneis beneficiam outras espécies ao facilitar a dispersão de esporos de fungos micorrízicos e sementes (JAMES; ELDRIDGE; MOSEBY, 2010; JOHNSON, 1995), contribuindo para a resiliência e funcionalidade dos ecossistemas.

Apesar de sua relevância ecológica, os tatus permanecem como um grupo relativamente pouco conhecido devido a desafios metodológicos. Suas baixas densidades populacionais, hábitos noturnos e comportamento semifossorial dificultam a obtenção de informações sobre sua ecologia, comportamento e história de vida (LOUGHRY *et al.*, 2015). Esse déficit de conhecimento é particularmente problemático diante das crescentes ameaças às quais esses animais estão expostos, como a fragmentação de habitats e a caça, que comprometem a viabilidade de suas populações (SUPERINA; PAGNUTTI; ABBA, 2014; MACE *et al.*, 2008).

Nas últimas décadas, a conversão de paisagens naturais em áreas agrícolas e urbanas intensificou a degradação e fragmentação dos habitats dos tatus. Esses processos reduzem a disponibilidade de recursos, dificultam o fluxo migratório e levam ao isolamento populacional

(KLINK; MACHADO, 2005; VERDADE *et al.*, 2012). Além disso, áreas fragmentadas são mais suscetíveis à invasão por espécies exóticas, como os cães domésticos (*Canis familiaris*), que intensificam os riscos de predação e competição por recursos (PASCHOAL *et al.*, 2016; SANTOS *et al.*, 2017; ZANIN *et al.*, 2019).

Portanto, compreender as interações entre os tatus e os fatores ambientais que afetam sua persistência é essencial para embasar estratégias de conservação. Essas interações incluem não apenas as dinâmicas ecológicas dos próprios tatus, mas também os impactos de pressões externas, como a fragmentação, o desmatamento e a presença de espécies invasoras.

1.2 A perda e fragmentação de habitats no Cerrado e na Mata Atlântica

A fragmentação e perda de habitats são processos em crescente aceleração nos biomas tropicais, representando desafios significativos para a conservação da biodiversidade. Globalmente, florestas remanescentes foram reduzidas a fragmentos menores que 10 ha e situados a menos de 1 km das bordas florestais, o que aumenta a exposição a pressões humanas, à invasão de espécies exóticas e a mudanças ambientais adversas (HADDAD *et al.*, 2015). Esse fenômeno é evidenciado no Brasil, onde os biomas Cerrado e Mata Atlântica, ambos considerados *hotspots* de biodiversidade e de importância ecológica e socioeconômica, sofrem uma contínua transformação de seus ambientes naturais em áreas antropizadas (HADDAD *et al.*, 2015).

O Cerrado ocupa 21% do território nacional e é reconhecido ser a formação savânica com a maior biodiversidade do planeta (KLINK; MACHADO, 2005; SANO *et al.*, 2010). A transformação do bioma em áreas agrícolas tem gerado impactos sobre a estrutura dos ecossistemas e os serviços ecossistêmicos essenciais, como a regulação do clima, a conservação do solo e o armazenamento de carbono (CAMPEÃO; SANCHES; MACIEL, 2020). Entre 2001 e 2017, cerca de 28.000 km² de vegetação nativa foram perdidos no Cerrado, embora a partir de 2005 tenha havido uma desaceleração temporária das taxas de desmatamento (MAURANO, 2019). No entanto, o desmatamento voltou a aumentar nos últimos anos, evidenciado pelo crescimento das taxas de supressão entre 2019 e 2022, o que agrava a degradação dos habitats naturais e intensifica os impactos sobre a fauna local (MAURANO, 2019).

De forma análoga, a Mata Atlântica, com sua biodiversidade única e relevância para a economia nacional, enfrenta uma constante redução de seus fragmentos. O bioma, que sustenta mais de 60% da população brasileira e é essencial para diversas atividades econômicas, como agricultura, turismo e recursos hídricos, continua a sofrer com a ocupação humana e a conversão

de habitats naturais (ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2017; SAFAR; MAGNAGO; SCHAEFER, 2020).

A fragmentação e perda de habitat têm implicações profundas para a fauna desses biomas, com efeitos diretos sobre a ocupação, comportamento e ecologia das espécies. Para espécies como o tatu-galinha, a transformação das paisagens naturais pode interferir em suas rotinas de atividade e na disponibilidade de recursos essenciais. A fragmentação limita a conectividade entre habitats e reduz o acesso a locais adequados para alimentação, abrigo e reprodução (DELICIELLOS *et al.*, 2018; HADDAD *et al.*, 2015; KUIPERS *et al.*, 2021). Além disso, a perda de habitats pode induzir mudanças no comportamento dos tatus, forçando-os a se adaptarem a novos ambientes, frequentemente mais fragmentados e com maior presença de predadores, além de espécies invasoras como cães domésticos, que impõem pressões adicionais sobre sua sobrevivência (HENLE *et al.*, 2004; LIU *et al.*, 2018). Nesse contexto, investigar como fatores como a presença de predadores e a fragmentação de habitats influenciam a ocupação e os padrões de atividade do tatu-galinha é crucial para o desenvolvimento de estratégias de manejo e políticas públicas que minimizem os impactos negativos dessa transformação ambiental (HENLE *et al.*, 2004; LIU *et al.*, 2018).

1.3 Impactos da fragmentação na biodiversidade

A perda e fragmentação de habitats em resposta às mudanças no uso da terra têm impulsionado o aumento das taxas de extinção de espécies, sendo reconhecida como uma das principais causas do declínio da biodiversidade global (BETTS *et al.*, 2019; CHAUDHARY; MOOERS, 2018; NEWBOLD *et al.*, 2015). Essas alterações não apenas reduzem a diversidade de espécies, mas também resultam em modificações no microclima, perda de habitats, intensificação dos efeitos de borda e restrições nos movimentos e no fluxo gênico das espécies (COTE *et al.*, 2017; FAHRIG, 2003). Como consequência, os remanescentes florestais tornam-se mais vulneráveis a perturbações externas, como a invasão de espécies exóticas e suas interações com espécies nativas, além da propagação de doenças entre animais silvestres (RIBEIRO *et al.*, 2015; SOLAR *et al.*, 2016).

No Brasil, a conversão de áreas naturais para agricultura e pecuária é a principal causa da perda de biodiversidade, além de contribuir significativamente para as mudanças climáticas devido às emissões de carbono provenientes da supressão florestal (FIELD; BARROS, 2014). Esses impactos são particularmente graves no Cerrado e na Mata Atlântica devido à alta concentração de espécies endêmicas e à situação crítica de conservação de seus habitats (REZENDE *et al.*, 2018; SAWYER *et al.*, 2018).

No Cerrado, a expansão de cultivos agrícolas como soja, milho e eucalipto, associada à criação de pastagens, tem acelerado o desmatamento, enquanto apenas 8,36% do bioma encontra-se protegido por Unidades de Conservação, abaixo da meta de 17% estabelecida para 2020 (KLINK; MACHADO, 2005; SCARIOT; SOUZA-SILVA; FELFILI, 2005; BRASIL, 2000). Na Mata Atlântica, a proteção limitada a cerca de 10% do território, muitas vezes em pequenos fragmentos isolados, compromete a sobrevivência de espécies que dependem de grandes áreas para suas atividades (DI MININ *et al.*, 2016; VANCINE *et al.*, 2024). A fragmentação nesses biomas desregula processos ecológicos essenciais, como polinização, dispersão de sementes e ciclagem de nutrientes, além de interferir no equilíbrio das interações interespecíficas (DENER *et al.*, 2021; FONTÚRBEL *et al.*, 2015; MULLU, 2016; RIBEIRO-NETO *et al.*, 2016). Essa desregulação gera efeitos em cascata, impactando a resiliência e a estabilidade dos ecossistemas, com consequências para toda a rede ecológica (MITCHELL *et al.*, 2015).

Um dos impactos é a facilitação da invasão de espécies exóticas, como cães domésticos, em áreas protegidas. O comportamento predador desses animais, aliado à sua alta adaptabilidade, intensifica a pressão sobre espécies nativas, como o tatu-galinha (CARVALHO *et al.*, 2019; PASCHOAL *et al.*, 2018). A presença de cães domésticos pode reduzir a disponibilidade de recursos e aumentar o risco de predação para o tatu-galinha, comprometendo sua sobrevivência e modificando padrões de atividade (RITCHIE *et al.*, 2015; VANAK *et al.*, 2014).

Diante desse cenário, investigar como fatores ambientais influenciam a interação entre o tatu-galinha e espécies invasoras, como cães domésticos, é essencial para mitigar os impactos da fragmentação na biodiversidade. As informações sobre essas dinâmicas podem embasar estratégias de manejo voltadas à restauração de ecossistemas, promoção da conectividade entre fragmentos e controle de espécies invasoras, contribuindo para a preservação das funções ecológicas e da biodiversidade em biomas críticos como o Cerrado e a Mata Atlântica (REZENDE *et al.*, 2018; STRASSBURG; IRIBARREM; BEYER, 2020).

1.4 Impactos dos cães domésticos nas comunidades nativas

Os cães domésticos são atualmente a espécie da Ordem Carnívora mais abundante no mundo, com estimativas populacionais que variam entre 700 milhões e 1 bilhão de indivíduos distribuídos globalmente (HUGHES; MACDONALD, 2013; VANAK *et al.*, 2014). Essa proliferação reflete a alta adaptabilidade da espécie, que prospera tanto em áreas urbanas quanto em zonas rurais e ambientes naturais. No Brasil, os cães domésticos representam uma das

principais espécies invasoras, capazes de causar impactos significativos sobre populações nativas e processos ecológicos (DOHERTY *et al.*, 2017; HUGHES; MACDONALD, 2013; PERRI *et al.*, 2020).

Em habitats naturais, os cães podem desempenhar múltiplos papéis que afetam negativamente a biodiversidade local. Como predadores, introduzem uma pressão predatória exótica que pode levar à extinção local de espécies vulneráveis, particularmente aquelas com estratégias de defesa ineficazes contra predadores terrestres generalistas (SILVA-RODRÍGUEZ; SIEVING, 2011). Espécies de pequeno e médio porte, como o tatu-galinha, frequentemente se tornam alvos devido à sua vulnerabilidade comportamental e ao compartilhamento de habitats com esses invasores. Além disso, os cães competem diretamente com predadores nativos, disputando recursos alimentares e territórios, o que pode comprometer o sucesso reprodutivo e a sobrevivência de espécies endêmicas já ameaçadas (VANAK; GOMPPER, 2009).

No contexto brasileiro, apesar da crescente preocupação com os impactos dos cães domésticos na biodiversidade, ainda há lacunas de informações sobre sua distribuição em habitats naturais e seus efeitos sobre a fauna local (PERRI *et al.*, 2020). Esta lacuna é particularmente preocupante em biomas megadiversos, como o Cerrado e a Mata Atlântica, onde a presença de cães é frequentemente associada à fragmentação de habitats e à proximidade de assentamentos humanos (CARVALHO *et al.*, 2019b; PASCHOAL *et al.*, 2018).

Entender as interações entre os cães domésticos e as populações naturais, com foco em espécies vulneráveis como o tatu-galinha, é fundamental para mitigar os impactos dessa espécie invasora. Essas informações são essenciais para o desenvolvimento de estratégias eficazes de manejo, como o controle de populações de cães em áreas protegidas e a implementação de medidas para reduzir a sua expansão em ambientes naturais.

2 REFERÊNCIAS

- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MELO, F. P. L.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; CHAZDON, R. L.; MEAVE, J. A.; NORDEN, N.; SANTOS, B. A.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, n. 1, p. 326–340, 1 fev. 2017.
- BETTS, M. G.; WOLF, C.; PFEIFER, M.; BANKS-LEITE, C.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; BANDINI RIBEIRO, D.; BARLOW, J.; EIGENBROD, F.; FARIA, D.; FLETCHER JR, R. J.; HADLEY, A. S.; HAWES, J. E.; HOLT, R. D.; KLINGBEIL, B.; KORMANN, U.; LENS, L.; LEVI, T.; MEDINA-RANGEL, G. F.; MELLES, S. L.; MEZGER, D.; CARLOS MORANTE-FILHO, J.; DAVID ORME, C. L.; PERES, C. A.; PHALAN, B. T.; PIDGEON, A.; POSSINGHAM, H.; RIPPLE, W. J.; SLADE, E. M.; SOMARRIBA, E.; TOBIAS, J. A.; TYLIANAKIS, J. M.; NICOLÁS URBINA-CARDONA, J.; VALENTE, J. J.; WATLING, J. I.; WELLS, K.; WEARN, O. R.; WOOD, E.; YOUNG, R.; EWERS, R. M. Extinction filters mediate the global effects of habitat fragmentation on animals. **Science**, v. 336, n. 6470, p. 1236–1239, 2019. Disponível em: <https://www.science.org>.
- BONATO, V.; MARTINS, E. G.; MACHADO, G.; DA-SILVA, C. Q.; REIS, S. F. Ecology of the armadillos *Cabassous unicinctus* and *Euphractus sexcinctus* (cingulata: Dasypodidae) in a Brazilian Cerrado. **Journal of Mammalogy**, v. 89, n. 1, p. 168–174, 2008.
- CAMPEÃO, P.; SANCHES, A. C.; MACIEL, W. R. E. Mercado Internacional de Commodities: uma análise da participação do Brasil no mercado mundial de soja entre 2008 e 2019. **Desenvolvimento em Questão**, v. 18, n. 51, p. 76–92, 24 abr. 2020.
- CARVALHO, W. D.; ROSALINO, L. M.; GODOY, M. S. A. M.; GIORGETE, M. F.; ADANIA, C. H.; ESBÉRARD, C. E. L. Temporal activity of rural free-ranging dogs: Implications for the predator and prey species in the Brazilian Atlantic Forest. **NeoBiota**, v. 45, p. 55–74, 2019.
- CHAUDHARY, A.; MOOERS, A. O. Terrestrial vertebrate biodiversity loss under future global land use change scenarios. **Sustainability (Switzerland)**, v. 10, n. 8, 5 ago. 2018.
- COTE, J.; BESTION, E.; JACOB, S.; TRAVIS, J.; LEGRAND, D.; BAGUETTE, M. Evolution of dispersal strategies and dispersal syndromes in fragmented landscapes. **Ecography**, v. 40, n. 1, p. 56–73, 1 jan. 2017.
- DELICIELLOS, A. C.; BARROS, C. dos S. de; PREVEDELLO, J. A.; FERREIRA, M. S.; CERQUEIRA, R.; VIEIRA, M. V. Habitat fragmentation affects individual condition: evidence from small mammals of the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, v. 99, n. 4, p. 936–945, 13 ago. 2018.
- DENER, E.; OVADIA, O.; SHEMESH, H.; ALTMAN, A.; CHEN, S. C.; GILADI, I. Direct and indirect effects of fragmentation on seed dispersal traits in a fragmented agricultural landscape. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 309, 1 abr. 2021.
- DI MININ, E.; SLOTOW, R.; HUNTER, L. T. B.; MONTESINO POUZOLS, F.; TOIVONEN, T.; VERBURG, P. H.; LEADER-WILLIAMS, N.; PETRACCA, L.; MOILANEN, A. Global priorities for national carnivore conservation under land use change. **Scientific Reports**, v. 6, 1 abr. 2016.

DOHERTY, T. S.; DICKMAN, C. R.; GLEN, A. S.; NEWSOME, T. M.; NIMMO, D. G.; RITCHIE, E. G.; VANAK, A. T.; WIRSING, A. J. The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. **Biological Conservation**, v. 210, p. 56–59, 1 jun. 2017.

EDUARDO MAURANO, L. P.; APARECIDO DE ALMEIDA, C.; BRAGA MEIRA, M. Monitoramento do desmatamento do Cerrado brasileiro por satélite PRODES Cerrado. Em: Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2019, [...]. 2019. p. 191–194.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, nov. 2003.

FIELD, C. B.; BARROS, V. R. **Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability**. 1. ed. [s.l.: s.n.]v. 1

FONTÚRBEL, F. E.; CANDIA, A. B.; MALEBRÁN, J.; SALAZAR, D. A.; GONZÁLEZ-BROWNE, C.; MEDEL, R. Meta-analysis of anthropogenic habitat disturbance effects on animal-mediated seed dispersal. **Global Change Biology**, v. 21, n. 11, p. 3951–3960, 1 nov. 2015.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING, A. J.; LAURANCE, W. F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C. R.; MELBOURNE, B. A.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L.; SONG, D. X.; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 1 mar. 2015.

HENLE, K.; DAVIES, K. F.; KLEYER, M.; MARGULES, C.; SETTELE, J. Predictors of species sensitivity to fragmentation. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 1, p. 207–251, jan. 2004.

HUGHES, J.; MACDONALD, D. W. A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. **Biological Conservation**, v. 157, p. 341–351, jan. 2013.

ICMBIO; MMA. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. 1. ed. [s.l.: s.n.]v. 11–492 p.

JAMES, A. I.; ELDRIDGE, D. J.; MOSEBY, K. E. Foraging pits, litter and plant germination in an arid shrubland. **Journal of Arid Environments**, v. 74, n. 4, p. 516–520, abr. 2010.

JOHNSON, C. N. Interactions between fire, mycophagous mammals, and dispersal of ectomycorrhizal fungi in Eucalyptus forests. **Oecologia**, v. 104, p. 467–475, 1995.

JONES, C. G.; LAWTON, J. H.; SHACHAK, M. Organisms as Ecosystem Engineers. **Oikos**, v. 69, n. 3, p. 373–386, 1994.

KLINK, C.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 147–155, 2005.

KUIPERS, K. J. J.; HILBERS, J. P.; GARCIA-ULLOA, J.; GRAAE, B. J.; MAY, R.; VERONES, F.; HUIJBREGTS, M. A. J.; SCHIPPER, A. M. Habitat fragmentation amplifies threats from habitat loss to mammal diversity across the world's terrestrial ecoregions. **One Earth**, v. 4, n. 10, p. 1505–1513, out. 2021.

LAUNDRE, J. W. Effects of small mammal burrows on water infiltration in a cool desert environment. **Oecologia**, v. 94, p. 43–48, 1993.

- LIU, J.; WILSON, M.; HU, G.; LIU, J.; WU, J.; YU, M. How does habitat fragmentation affect the biodiversity and ecosystem functioning relationship? **Landscape Ecology**, v. 33, n. 3, p. 341–352, 1 mar. 2018.
- LOUGHRY, W. J.; SUPERINA, M.; MCDONOUGH, C. M.; ABBA, A. M. Research on armadillos: a review and prospectus. **Journal of Mammalogy**, v. 96, n. 4, p. 635–644, 1 ago. 2015.
- MACE, G. M.; COLLAR, N. J.; GASTON, K. J.; HILTON-TAYLOR, C.; AKÇAKAYA, H. R.; LEADER-WILLIAMS, N.; MILNER-GULLAND, E. J.; STUART, S. N. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. **Conservation Biology**, v. 22, n. 6, p. 1424–1442, dez. 2008.
- MCNAB, B. K. Energetics and the Limits to a Temperate Distribution in Armadillos. **Journal of Mammalogy**, v. 61, n. 4, p. 606–627, 19 dez. 1980.
- MITCHELL, M. G. E.; SUAREZ-CASTRO, A. F.; MARTINEZ-HARMS, M.; MARON, M.; MCALPINE, C.; GASTON, K. J.; JOHANSEN, K.; RHODES, J. R. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 30, n. 4, p. 190–198, 1 abr. 2015.
- MULLU, D. A Review on the effect of habitat fragmentation on ecosystem. **Journal of Natural Sciences Research**, v. 6, n. 15, 2016.
- NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; HILL, S. L. L.; CONTU, S.; LYSENKO, I.; SENIOR, R. A.; BÖRGER, L.; BENNETT, D. J.; CHOIMES, A.; COLLEN, B.; DAY, J.; DE PALMA, A.; DÍAZ, S.; ECHEVERRIA-LONDOÑO, S.; EDGAR, M. J.; FELDMAN, A.; GARON, M.; HARRISON, M. L. K.; ALHUSSEINI, T.; INGRAM, D. J.; ITESCU, Y.; KATTGE, J.; KEMP, V.; KIRKPATRICK, L.; KLEYER, M.; CORREIA, D. L. P.; MARTIN, C. D.; MEIRI, S.; NOVOSOLOV, M.; PAN, Y.; PHILLIPS, H. R. P.; PURVES, D. W.; ROBINSON, A.; SIMPSON, J.; TUCK, S. L.; WEIHER, E.; WHITE, H. J.; EWERS, R. M.; MACE, G. M.; SCHARLEMANN, J. P. W.; PURVIS, A. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, 2 abr. 2015.
- PASCHOAL, A. M. O.; MASSARA, R. L.; BAILEY, L. L.; DOHERTY, P. F.; SANTOS, P. M.; PAGLIA, A. P.; HIRSCH, A.; CHIARELLO, A. G. Anthropogenic disturbances drive domestic dog use of Atlantic Forest protected areas. **Tropical Conservation Science**, v. 11, 1 jan. 2018.
- PASCHOAL, A. M. O.; MASSARA, R. L.; BAILEY, L. L.; KENDALL, W. L.; DOHERTY, P. F.; HIRSCH, A.; CHIARELLO, A. G.; PAGLIA, A. P. Use of Atlantic Forest protected areas by free-ranging dogs: Estimating abundance and persistence of use. **Ecosphere**, v. 7, n. 10, 1 out. 2016.
- PERRI, A. R.; FEUERBORN, T. R.; FRANTZ, L. A.; LARSON, G.; MALHI, R. S.; MELTZER, D. J.; WITT, K. E. Dog domestication and the dual dispersal of people and dogs into the Americas. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 6, p. e2010083118, 2020.
- RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, v. 80, p. 223–230, 1997.
- REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 1 out. 2018.

- RIBEIRO, E. M. S.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; SANTOS, B. A.; TABARELLI, M.; LEAL, I. R. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 3, p. 611–620, jun. 2015.
- RIBEIRO-NETO, J. D.; ARNAN, X.; TABARELLI, M.; LEAL, I. R. Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 5, p. 943–956, 9 maio 2016.
- RITCHIE, E. G.; DICKMAN, C. R.; LETNIC, M.; VANAK, A. T. Dogs as predators and trophic regulators. *Em: Free-Ranging Dogs and Wildlife Conservation*. [s.l.] Oxford University Press, 2015.
- SAFAR, N. V. H.; MAGNAGO, L. F. S.; SCHAEFER, C. E. G. R. Resilience of lowland Atlantic forests in a highly fragmented landscape: Insights on the temporal scale of landscape restoration. **Forest Ecology and Management**, v. 470–471, 15 ago. 2020.
- SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 166, n. 1–4, p. 113–124, jul. 2010.
- SANTOS, C. L. A.; SILVA, A. P.; DOS SANTOS, S. B.; PARDINI, R.; CASSANO, C. R. Dog invasion in agroforests: The importance of households, roads and dog population size in the surroundings. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 221–226, 1 jul. 2017.
- SAWYER, D.; MESQUITA, B.; COUTINHO, B.; VAZ DE ALMEIDA, F.; FIGUEIREDO, I.; ELOY, L. **Perfil do ecossistema: Hotspot de biodiversidade do Cerrado**. [s.l.: s.n.]
- SCARIOT, A.; SOUZA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. **Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. 1. ed. [s.l.: s.n.]v. 11–439 p.
- SILVA-RODRÍGUEZ, E. A.; SIEVING, K. E. Influence of care of domestic carnivores on their predation on vertebrates. **Conservation Biology**, v. 25, n. 4, p. 808–815, ago. 2011.
- SOLAR, R. R. de C.; BARLOW, J.; ANDERSEN, A. N.; SCHOEREDER, J. H.; BERENGUER, E.; FERREIRA, J. N.; GARDNER, T. A. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multi-scale assessment using ant communities. **Biological Conservation**, v. 197, p. 98–107, 1 maio 2016.
- STRASSBURG, B. B. N.; IRIBARREM, A.; BEYER, H. L. Global priority areas for ecosystem restoration. **Nature**, n. August 2019, p. 1–24, 2020.
- VALENTINE, L. Ecosystem services of digging mammals. *Em: H LAMBERS. Plant Life on the Sandplains in Southwest Australia, a Global Biodiversity Hotspot*. 1. ed. Crawley: University of Western Australia Publishing, 2014. p. 255–262.
- VANAK, A. T.; DICKMAN, C. R.; SILVA-RODRIGUEZ, E. A.; BUTLER, J. R.; RITCHIE, E. G.; GOMPPER, M. E. **Free-ranging dogs and wildlife conservation**. 1. ed. [s.l.] Oxford University Press, Oxford, UK, 2014.
- VANAK, A. T.; GOMPPER, M. E. Dogs *Canis familiaris* as carnivores: Their role and function in intraguild competition. **Mammal Review**, v. 39, n. 4, p. 265–283, 2009.
- VANCINE, M. H.; MUYLAERT, R. L.; NIEBUHR, B. B.; OSHIMA, J. E. de F.; TONETTI, V.; BERNARDO, R.; DE ANGELO, C.; ROSA, M. R.; GROHMANN, C. H.; RIBEIRO, M. C. The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 291, 1 mar. 2024.

VERDADE, L. M.; GHELER-COSTA, C.; PENTEADO, M.; DOTTA, G. The Impacts of Sugarcane Expansion on Wildlife in the State of Sao Paulo, Brazil. **Journal of Sustainable Bioenergy Systems**, v. 02, n. 04, p. 138–144, 2012.

VIVO, B.; DE, M.; PAULA, A.; EVARISTO, G.; PERCEQUILLO, R.; JR, R.; MANOEL, M.; ANTONIO, V. Instituto Virtual da Biodiversidade. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 1–21, 2011.

ZANIN, M.; BERGAMASCHI, C. L.; FERREIRA, J. R.; MENDES, S. L.; OLIVEIRA MOREIRA, D. Dog days are just starting: the ecology invasion of free-ranging dogs (*Canis familiaris*) in a protected area of the Atlantic Forest. **European Journal of Wildlife Research**, v. 65, n. 5, 1 out. 2019.

3 INFLUENCE OF HABITAT CHARACTERISTICS ON NINE-BANDED ARMADILLOS (*Dasypus novemcinctus*) OCCUPANCY IN FRAGMENTED AREAS

ABSTRACT

Agricultural expansion, driven by the global demand for commodities, has led to significant habitat loss and landscape simplification, particularly in Brazil's Atlantic Forest and Cerrado biomes. The nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*), an important ecosystem engineer and crucial element in the food chain, faces increasing pressure due to habitat fragmentation and human activity. However, its long-term survival in altered landscapes remains uncertain. This study investigates how land use, soil composition, and topographic attributes influence the occupancy probability of nine-banded armadillos in a heterogeneous landscape in northeastern São Paulo State, Brazil. Between 2020 and 2022, we installed 55 camera traps across a 39,000-hectare area, resulting in a total sampling effort of 3,597 trap-nights and 48 independent detections of nine-banded armadillos. The species was detected at 11 of 55 sampling sites (naïve occupancy = 0.20), with a higher probability of occupancy associated with open areas, proximity to roads, and watercourses. Savannah formations provided abundant food resources and favorable burrowing conditions, while riparian zones offered stable thermal conditions and access to water. Conversely, proximity to roads negatively influenced occupancy, highlighting the importance of habitat stability and reduced disturbance for this semi-fossorial species. These findings underscore the adaptability of nine-banded armadillos to less forested environments and emphasize the need to preserve open habitats, riparian zones, and ecological connectivity in fragmented landscapes.

Keywords: altered habitats; protected areas; land use; cerrado; mata atlântica; camera trap.

RESUMO

A expansão agrícola, impulsionada pela demanda global por commodities, tem levado a uma perda significativa de habitat e à simplificação das paisagens naturais, especialmente nos biomas da Mata Atlântica e do Cerrado no Brasil. O tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*), considerado um importante engenheiro de ecossistemas e elemento fundamental na cadeia alimentar, enfrenta pressões crescentes devido à fragmentação do habitat e à atividade humana. No entanto, sua sobrevivência a longo prazo em paisagens alteradas permanece incerta. Este estudo investiga como o uso do solo, a composição do solo e os atributos topográficos influenciam a probabilidade de ocupação do tatu-galinha em uma paisagem heterogênea no

nordeste do estado de São Paulo, Brasil. Entre 2020 e 2022, instalamos 55 armadilhas fotográficas em uma área de 39.000 hectares, resultando em um esforço total de amostragem de 3.597 armadilhas-noite e 48 detecções independentes de tatus-galinha. A espécie foi detectada em 11 dos 55 locais de amostragem (naïve occupancy = 0,20), com maior probabilidade de ocupação associada a áreas abertas, proximidade de cursos d'água e estradas. Formações savânicas forneceram abundantes recursos alimentares e condições favoráveis para escavação de tocas, enquanto zonas ripárias ofereceram condições térmicas estáveis e acesso à água. Por outro lado, a proximidade de estradas influenciou negativamente a ocupação, destacando a importância da redução de perturbações para essa espécie semifossorial. Esses achados reforçam a adaptabilidade dos tatus-galinha a ambientes menos florestados e enfatizam a necessidade de preservar habitats abertos, zonas ripárias e conectividade ecológica em paisagens fragmentadas.

Palavras-chave: habitats alterados; áreas protegidas; uso da terra; cerrado; mata atlântica; armadilhas fotográficas.

1 INTRODUCTION

Global demand for agricultural commodities has driven the expansion of production, triggering profound changes in ecosystems worldwide (LAURANCE; SAYER; CASSMAN, 2014; NEWBOLD *et al.*, 2015). In the past three decades, approximately 178 million hectares of forest have been converted to agricultural land globally (FAO, 2020). This trend is prevalent in tropical regions, where deforestation has accelerated due to the growing global demand for livestock products, soybeans, and beef (GARRETT *et al.*, 2018; PARENTE *et al.*, 2019). Consequently, tropical forests have become global hotspot for agricultural expansion, leading to environmental degradation.

In Brazil, two of the most biodiverse biomes, the Atlantic Forest and Cerrado, have undergone extensive conversion to croplands (ROSA *et al.*, 2021). This transformation has been intensified by mechanization and extensive use of pesticides (CAMPOS, 2011; DURIGAN; SIQUEIRA; FRANCO, 2007; ROSA *et al.*, 2021). These changes have simplified landscapes, reducing habitat heterogeneity and native vegetation cover (MARTENSEN *et al.*, 2012). The consequences of such landscape alterations to wildlife include shifts in species composition and abundance (BECA *et al.*, 2017; BENCHIMOL; PERES, 2015). While tolerant species may prosper in these altered environments, more sensitive species face population declines and a heightened risk of local extinction (NEWBOLD *et al.*, 2020). Furthermore, the expansion of

agriculture alters the availability of resources, modifies habitat structure, and creates fragmented landscapes, thereby affecting animal movement patterns and habitat selection (DOHERTY; DRISCOLL, 2018; FAHRIG, 2007; TUCKER *et al.*, 2018). Understanding how this species responds to these altered environments is crucial for predicting its occupancy in regions undergoing rapid land use change.

In this context, nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*) has emerged as a species of particular interest. This adaptable mammal, native to the Americas, has a broad geographic range, from the southern United States to northern Argentina (SUPERINA; PAGNUTTI; ABBA, 2014). Despite its adaptability, the ecological requirements and habitat preferences of the nine-banded armadillo in human-altered landscapes remain poorly understood, particularly in Neotropical regions (LOUGHRY *et al.*, 2015; LOUGHRY; MCDONOUGH, 2013). Previous studies have shown that armadillos can occupy a wide range of habitats, from riparian forests and savannas to urban areas, frequently utilizing forest fragments for shelter and foraging. (FERREGUETTI; TOMAS; BERGALLO, 2016; RODRIGUES; CHIARELLO, 2018). This adaptability suggests this species may be resilient of habitat disturbance. However, their long-term survival in highly modified landscapes remains unclear.

As ecosystem engineers, armadillos play a crucial role in maintaining habitat structure and ecosystem function through burrowing activities (DESBIEZ; KLUYBER, 2013). Burrows create microhabitats that benefit other species by providing shelter and by enhancing soil nutrient cycling (CEBALLOS *et al.*, 1999; INOUE *et al.*, 1987). These burrowing activities also contribute to the heterogeneity of the landscape and influence the biotic and abiotic components of the ecosystem (FLEMING *et al.*, 2014; JOHNSON, 1995). However, the semi-fossorial lifestyle of the nine-banded armadillo, coupled with its lower body temperature and metabolic rate, renders it particularly vulnerable to environmental changes such as temperature fluctuations and habitat loss (CHIARELLO *et al.*, 2008; LOUGHRY *et al.*, 2013; MCNAB, 1980b; TORRES; ABBA; SUPERINA, 2015).

In addition to these physiological traits, the nine-banded armadillo also faces anthropogenic pressures, including habitat fragmentation, poaching, and predation by domestic dogs (GUEDES *et al.*, 2021; LACERDA; TOMAS; MARINHO-FILHO, 2009; RODRIGUES *et al.*, 2020; SILVA; H. VARZINCZAK; C. PASSOS, 2021). Poaching and predation further intensify these threats, particularly in regions where human-wildlife conflicts are prevalent (OROZCO *et al.*, 2022; SOUSA; SRBEK-ARAUJO, 2017). These pressures underscore the need for a comprehensive understanding of how the nine-banded armadillo responds to environmental changes and human activity in altered landscapes.

Given the dual role of nine-banded armadillo as a species of conservation concern and an ecosystem engineer, this study aimed to evaluate the effects of landscape components, such as forest cover, croplands, pastures, and urban areas, on its occupancy patterns in northeastern São Paulo state. Additionally, we will assess the impact of human disturbances, such as proximity to highways and terrain attributes, such as soil texture, slope, and elevation, on armadillo occupancy. By integrating camera trap data with environmental covariates, this study aims to offer valuable insights into the habitat preferences and conservation needs of the nine-banded armadillo in a rapidly changing environment. These findings will help to identify priority areas for conservation and inform the development of effective mitigation strategies to ensure the long-term survival of this species.

2 METHODS

2.1 Study site

This study was conducted in a fragmented landscape within the ecotone between the Atlantic Forest and Cerrado biomes, encompassing and surrounding the Furnas do Bom Jesus State Park (FBJSP), located in northeastern São Paulo state, Brazil (20°13'39.7" S, 47°26'19.7" W). The study area spans approximately 39,000 ha, characterized by a mosaic of land uses, including coffee plantations, pasturelands, sugarcane fields, and silviculture (*Pinus* spp. and *Eucalyptus* spp.), interspersed with watercourses and urban areas. The FBJSP, covering 2,069 ha within this fragmented landscape, represents a protected area with rugged mountainous terrain. It serves as a key habitat patch where semi-deciduous seasonal forests dominate valleys and cliffs, while Cerrado formations prevail at higher elevations (SASAKI; MELLO-SILVA, 2008). As part of this ecotone, the park contributes to the diversity and connectivity of the broader fragmented matrix.

The region has a Humid Subtropical Climate (Cwb) according to the Köppen classification. This climate is marked by regular rainfall and mild winters, with temperatures exceeding 22°C in warmer months and falling below 18°C in cooler months (ROLIM *et al.*, 2007). The rainy season lasts from October to March with a drier and cooler period from April to September (ROLIM *et al.*, 2007).

2.2 Data collection

We installed 55 camera traps (models: Bushnell® Trophy Cam 6.0 Mpxl, Scoutguard® SG 560, and Reconyx® Hyperfire 2 Covert) across the study landscape between December

2020 and December 2022. Single cameras without baits were installed on tree trunks at a height of 30–40 cm above the ground (ROVERO; TOBLER; SANDERSON, 2010; TOBLER *et al.*, 2008) and spaced at least 2 km apart to ensure independent sampling (Figure 1). The cameras operated continuously (24 h/day) and were programmed to take three consecutive photos at 10-second intervals upon triggering. We inspected the devices every 20–30 days for battery replacement and memory card retrieval and relocated them to new sites every 60 days. To ensure temporal independence in the data, we only considered records from the same camera site if they were separated by at least 60 minutes (MEEK *et al.*, 2014; TOBLER *et al.*, 2008).

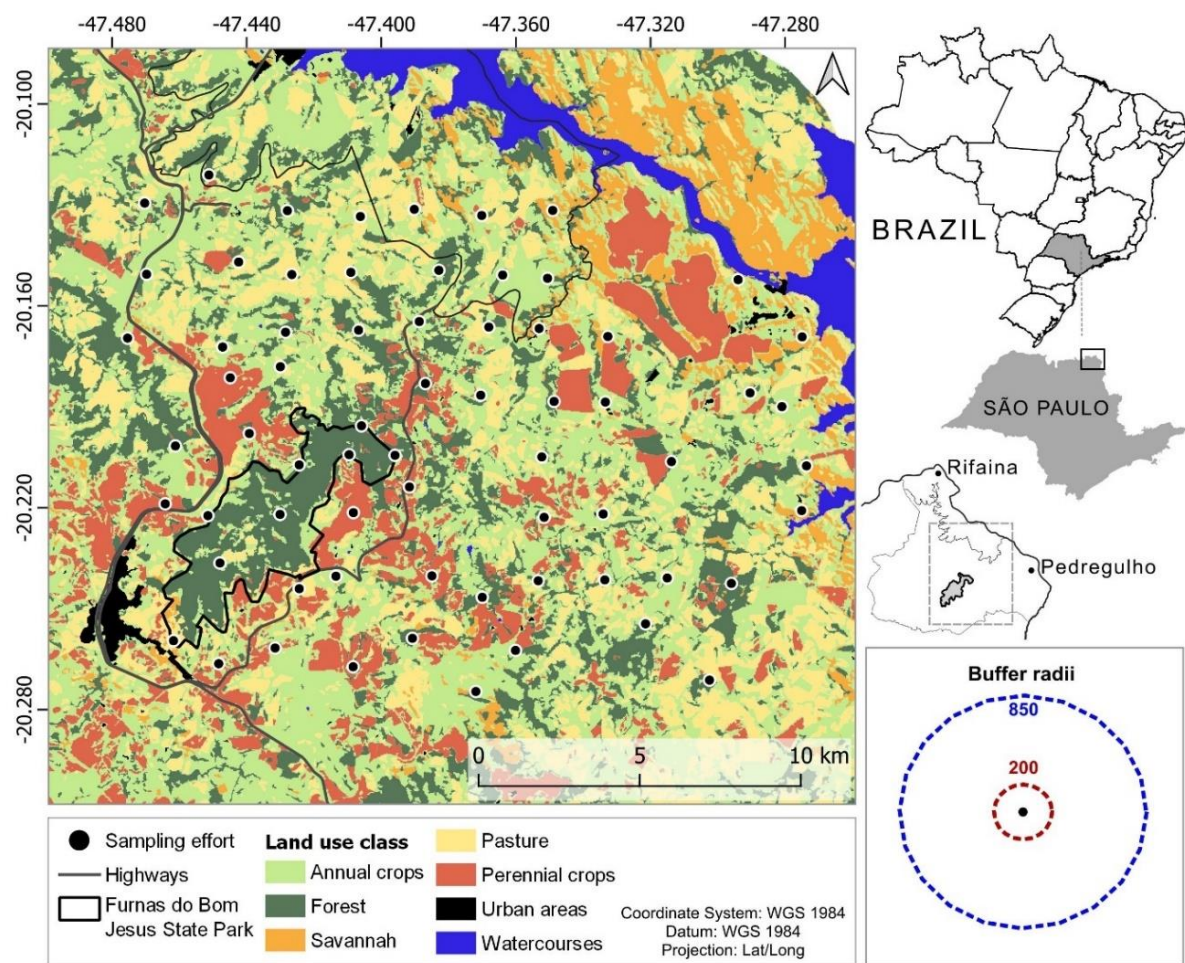


Figure 1. Survey locations within Furnas do Bom Jesus State Park and surrounding areas using camera traps between 2020 and 2022, northeastern São Paulo state. Circular lines indicate buffer radii used in the multi-scale analysis of nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*) occupancy.

2.3 Detection covariates

Environmental factors, such as habitat type, time of day, and weather conditions, can significantly impact the detection probability, potentially leading to biased habitat effect estimates (GU; SWIHART, 2004; MACKENZIE *et al.*, 2002; MACKENZIE; ROYLE, 2005; TYRE *et al.*, 2003). To mitigate these risks and enhance the accuracy of occupancy assessments, we incorporated environmental variables into detection models to reduce false absences (MACKENZIE, 2006).

We assessed daily mean temperature, precipitation, and sampling effort as detection variables (MACKENZIE *et al.*, 2009). The daily mean temperature and precipitation data were sourced from the CIIAGRO database (CIIAGRO, 2023). The sampling effort was quantified by calculating the number of days each camera trap was operational at each site.

Climate fluctuations, particularly precipitation and temperature, shape armadillo habitats and influence their distribution patterns (GREEN *et al.*, 2016; SEITZ *et al.*, 2017). Lower temperatures may decrease armadillo activity because of increased thermoregulation costs (GREEN *et al.*, 2016; LAYNE; GLOVER, 1977). Precipitation, particularly annual rainfall, is a key factor that influences the detection of armadillos (GALLO-REYNOSO *et al.*, 2018; SEITZ *et al.*, 2017; TAULMAN; ROBBINS, 2014).

2.4 Occupancy covariates

Land use and cover data with a spatial resolution of 30 m were obtained from the Mapbiomas dataset (mapbiomas.org – collection 7). To reduce redundancy, land use types were reclassified into eight categories (Table 1): “Annual” (soybean and sugarcane); “Dense” (native close-canopy vegetation such as semideciduous, deciduous, riparian forests, and “cerradão”); “Open areas” (native grasslands, savannah formation, and wetlands); “Pasture” (livestock grazing areas); “Permanent” (coffee, *Citrus* spp. and other perennial crops); “Silviculture” (*Pinus* spp. and *Eucalyptus* spp.), “Urban” (urbanized areas), and “Water” (rivers, stream, lakes, and dams). The proportional area (ha) of each land use and cover category within the buffer zones was calculated using QGIS v. 3.26 (QGIS Development Team, 2020).

Median values for slope and sand content were also assessed within the buffer zones (Table 1). Slope data, with a spatial resolution of 30 m, were sourced from the DataGEO database (SIMA, 2022). Sand content, expressed in grams per kilogram (g/Kg) at a soil depth of 30–60 cm, was obtained from the Geoinfo database with a spatial resolution of 90 m

(VASQUES *et al.*, 2021). All geospatial analyses were performed using QGIS v. 3.26(QGIS Development Team, 2020).

Distances between sampling sites and key features, including watercourses (“Dhidro”), highways (“Droad”), and residences (“Durb”), were calculated using the ‘point-to-line distance’ tool in SAGA (QGIS Development Team, 2020) (Table 1). For rural areas, infrastructure features were manually delineated using high-resolution imagery from Google Earth.

Table 1. Summary of covariates used in detection and occupancy models, including their range values and applied scale. Positive (+) and negative (-) symbols indicate the direction of their effects on occupancy and detection probabilities, while 'N.T.' denotes covariates not evaluated for their impact.

Covariates	Categories	Description	Mean and range values	Expected effect	
				p(.)	ψ(.)
Soybean and sugarcane	Annual	Proportion of areas covered by short- to medium-term plantations	0.03 (0.00-0.88)	N.T.	-
Forest	Dense	Proportion of native forest areas with continuous canopy cover	40.00 (3.52-150.13)	N.T.	+
Savanna, grassland, and wetlands	Open	Proportion of savannah areas with arboreal and shrub-herbaceous strata	1.29 (0.00-14.91)	N.T.	+
Pasture and agriculture with pasture	Pasture	Proportion of pasture areas linked to agricultural activity	93.04 (21.24-158.58)	N.T.	+
Perennial crops	Permanent	Proportion of areas covered by long-term plantations (greater than one year)	10.64 (0.00-71.54)	N.T.	-
Managed forests	Silviculture	Proportion of areas covered for timber exploitation	6.96 (0.00-76.37)	N.T.	-
Urban	Urban	Proportion of urbanized areas	0.25 (0.00-7.51)	N.T.	-
Rivers, lakes, and water bodies	Water	Proportion of areas containing watercourses and reservoirs	0.02 (0.00-0.94)	N.T.	+
Slope	Slop	Terrain surface slope relative to the horizontal plane	16.68 (6.58-40.04)	N.T.	-
Sand in the soil	Sand	Mean sand content (g/Kg) at a depth of 30–60 cm	389.12 (332.62-437.09)	N.T.	-

Distance to the nearest road (m)	Droad	Minimum linear distance from the sampling site to the nearest road	1576.57 (34.78-4791.28)	N.T.	+
Distance to the nearest residence (m)	Durb	Minimum linear distance from the sampling site to the nearest residence or rural infrastructure	489.26 (56.92-1200.44)	N.T.	+
Distance to the nearest watercourses (m)	Dhidro	Minimum linear distance from the sampling site to the nearest watercourse	566.57 (8.00-415.00)	-	-
Temperature (°C)	Temp	Daily mean temperature in the study area	23.88 (20.7-25.5)	+	N.T.
Precipitation (°C)	Prec	Mean daily precipitation in the study area	5.87 (0.00-19.10)	-	N.T.
Sampling effort	Effort	Number of days each camera remained active at the sampling site	-	+	N.T.

2.5 Scale effect

In this study, we evaluated covariates across different buffer distances to determine the most relevant spatial scale for predicting armadillo occupancy. Specifically, we analyzed site-level covariates within two hierarchical buffer zones with radii of 200 m and 850 m (12.5 – 227.2 ha; Figure 1). The selection of buffer sizes was selected based on documented armadillo movement patterns (GAMMONS; MENGAK; JONES, 2009; LAYNE; GLOVER, 1977; MCDONOUGH; LOUGHRY, 1997).

For each buffer zone, we quantified the proportional areas of different land cover categories and calculated the median values of slope and sand content in the soil. These spatial scales were then incorporated into occupancy models to assess the influence of buffer size on the armadillo's habitat selection.

2.6 Data Analysis

All covariates were standardized using z-scores to ensure comparability (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Spearman's rank correlation was employed to assess multicollinearity among covariates, and highly correlated variables ($|r| > 0.6$) were excluded. A significant positive correlation was observed between permanent land use and sand content (63%), leading to the exclusion of models containing both covariates (Supplementary Material A; Table S1).

We used a single-season occupancy model to estimate the detection probability (ρ) and occupancy probability (ψ) of the nine-banded armadillo across the study area (MACKENZIE *et al.*, 2002). We first grouped the sampling days into occasions of 10 days each to create a

sampling history for each site, with species detected as '1' and non-detected as '0' (MACKENZIE *et al.*, 2002). Continuous covariates, such as temperature and precipitation, measured daily were aggregated to calculate the mean values for each 10-day occasion.

A two-step approach was used to build the occupancy models for the nine-banded armadillos (MORIN *et al.*, 2020). In the first step, we modeled the detection probability ($p(.)$) using additive combinations of temperature ($p(\text{Temp})$), precipitation ($p(\text{Prec})$), and sampling effort ($p(\text{Effort})$). In the second step, the top-ranked detection model was used to build the occupancy probability model ($\psi(.)$). Both steps included a null model, which represented the scenario with no covariate influence on species occupancy.

For model selection, we first recombined the covariates from the highest-ranked models above the null model into new models, following a model recombination process until the global model was constructed. These models were ranked based on ΔAICc values ≤ 2 (BURNHAM; ANDERSON, 2002). We assessed covariate effects by checking that the 95% confidence intervals of the coefficient estimates did not overlap zero. (ARNOLD, 2010; BURNHAM; ANDERSON, 2002). Overdispersion was assessed using the 'C-hat' value, calculated for the most parameterized model (global model) using 10,000 resamples in the goodness-of-fit test (KÉRY; ROYLE, 2020). All analyses were conducted using the 'unmarked' package in RStudio (FISKE; CHANDLER, 2011; KELLNER *et al.*, 2023).

3 RESULTS

Out of 3,597 trap-nights, we recorded 48 independent detections of nine-banded armadillos across 11 of the 55 sampling sites, resulting in a naïve occupancy estimate of 0.20 (the proportion of sites where a species was photographed at least once). The null detection model was the top-ranked ($\text{AICc} = 166.46$; $w = 0.48$; Table 2), followed by the models that included sampling effort ($\text{AICc} = 168.37$; $w = 0.18$; Table 2) and temperature ($\text{AICc} = 168.39$; $w = 0.18$; Table 2).

We build 64 occupancy models based on the best detection model and identified three with similar support. The best model ($\psi \sim \text{Open areas (850 m)} + \text{Distance to roads} + \text{Distance to watercourses}$) ranked highest ($\text{AICc} = 148.86$; $w = 0.20$). The second-best model, which included sand content (850 m) alongside the same variables ($\text{AICc} = 149.66$; $w = 0.13$), and a third model that added forest areas (850 m) instead of sand content ($\text{AICc} = 150.85$; $w = 0.072$), also showed support. Collectively, these models highlight key factors influencing armadillo occupancy, with a cumulative weight of 0.40 for the top-ranked models. The goodness-of-fit

test for the most parameterized model (global model) indicated no overdispersion, with a C-hat value of 0.95.

In the top-ranked model, open areas ($\beta = 1.18$, 95% CI: 0.35–2.01) increased the likelihood of armadillo occupancy by 3.25 times per unit increase in coverage. Proximity to roads ($\beta = 1.38$, 95% CI: 0.29–2.48) raised the probability by 3.97 times per unit decrease in distance. Conversely, greater distances to watercourses ($\beta = -1.20$, 95% CI: -2.35 to -0.05) reduced occupancy by 3.32 times per unit increase in distance.

In other models, sand content ($\beta = -0.76$, 95% CI: -2.40 to 0.87) showed a potential negative effect, reducing the likelihood of occupancy by 2.14 times per unit increase, although its influence was minimal due to the overlapping confidence intervals.

Table 2. Model selection results assessing the relative importance of detection covariates (ρ) and probability of occupancy (Ψ) for nine-banded armadillos (*Dasypus novemcinctus*). Reported metrics include: the number of parameters (k), Akaike's Information Criterion corrected for small sample sizes (AICc), relative difference in AICc (Δ AICc), cumulative model weight (Cum. w), and estimated parameters (β) with their respective standard errors (SE) and 95% confidence intervals (CI).

Model	k	AICc	Δ AICc	Cum. w	Parameters	β	SE	CI
Detection								
$\Psi(.) \rho(.)$	2	166.46	0.00	0.48	Intercept (Ψ) Intercept (ρ)	-1.32 -0.72	0.34 0.25	-2.00, -0.64
$\Psi(.) \rho(\text{Effort})$	3	168.37	1.91	0.66	Intercept Effort	-0.71 -0.16	0.26 0.27	-1.98, -0.62
$\Psi(.) \rho(\text{Temp})$	3	168.39	1.93	0.84	Intercept Temperature	-0.72 -0.12	0.25 0.22	-0.12, -0.22
Occupancy								
$\rho(.) \Psi(\text{Open850})$	5	148.86	0.00	0.20	Intercept	-2.26	0.64	-3.51, -1.00
$\rho(.) \Psi(\text{D_road})$					Open 850 m	1.18	0.42	0.35, 2.00
$\rho(.) \Psi(\text{D_hidro})$					Dist. to road	1.38	0.56	0.28, 2.48
					Dist. to water	-1.20	0.59	-2.35, -0.05
$\rho(.) \Psi(\text{Open850})$	6	149.66	0.80	0.33	Intercept	-2.35	0.67	-3.67, -1.02
$\rho(.) \Psi(\text{Sand850})$					Open 850 m	1.02	0.48	0.07, 1.97
$\rho(.) \Psi(\text{D_road})$					Sand 850 m	-0.76	0.83	-2.40, 0.87
$\rho(.) \Psi(\text{D_hidro})$					Dist. to road	1.06	0.60	-0.11, 2.24
	6	150.85	1.99	0.40	Dist. to water	-1.04	0.61	-2.23, 0.14
$\rho(.) \Psi(\text{Open850})$					Intercept	-2.25	0.64	-3.51, -1.00
$\rho(.) \Psi(\text{Den850})$					Open 850 m	1.16	0.47	0.25, 2.08
$\rho(.) \Psi(\text{D_road})$					Dense 850 m	-0.05	0.61	-1.25, 1.15
$\rho(.) \Psi(\text{D_hidro})$					Dist. to road	1.37	0.57	0.27, 2.48
					Dist. to water	-1.19	0.59	-2.35, -0.04

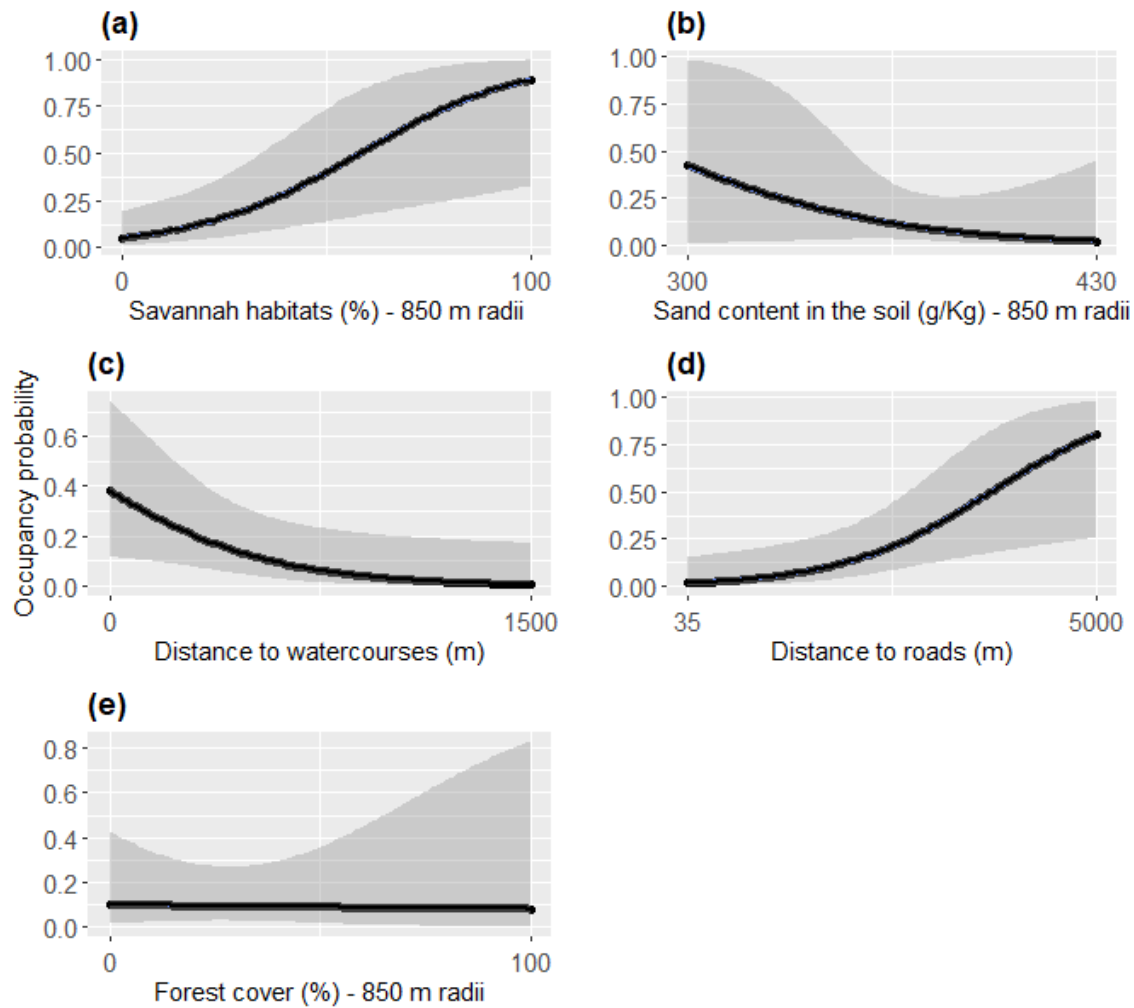


Figure 2. Predicted occupancy probability of nine-banded armadillos (*Dasypus novemcinctus*) based on best-ranked models for four environmental covariates. (a) percentage of savannah formations within 850 m radii; (b) soil sand content (g/Kg) within 850 m radii; (c) distance to watercourses (m); (d) distance to roads (m), and (e) percentage of forest cover within 850 m radii.

4 DISCUSSION

Our study highlighted the critical environmental variables that influence nine-banded armadillo occupancy in human-altered landscapes. The results emphasize the importance of open areas, proximity to roads and watercourses as key predictors of armadillo presence.

The strong positive association between open areas and armadillo occupancy aligns with studies highlighting the flexibility of nine-banded armadillos in adapting to less forested environments (RODRIGUES; CHIARELLO, 2018; TROVATI, 2015). Our study area, situated in the fragmented Cerrado biome, provides valuable context for these findings. Known for its

high biodiversity and complex landscape, the Cerrado has undergone severe fragmentation owing to agricultural expansion (KLINK; MACHADO, 2005). Despite these pressures, the biome retains areas of savannah-like formations that might act as ecological refuges.

Savannah formations, a dominant feature of the Cerrado biome, provide an abundance of food resources that align with the diet of nine-banded armadillos. This species has an omnivorous diet, with a strong preference for insects, such as termites and ants, which thrive in open habitats (CONSTANTINO; ACIOLI, 2006; SIKES; HEIDT; ELROD, 1990; SMITH; REDFORD, 1990; TESTA *et al.*, 2018). The termite fauna in savannahs is abundant and accessible due to the lower vegetation density and higher visibility (OLIVEIRA; CARRIJO; BRANDÃO, 2013). These insect populations offer a rich food source for armadillos, which are adapted to efficiently exploit these resources in open landscapes. Additionally, the availability of fruits and other small invertebrates in savannah formations further supports their foraging needs (LOUGHRY; MCDONOUGH, 2013). The physical structure of these areas, characterized by higher visibility and reduced vegetation density, enhances foraging efficiency, allowing armadillos to locate and exploit food resources effectively (DEGREGORIO; VEON; MASSEY, 2022).

Furthermore, the mosaic of vegetation types in the Cerrado, including grasslands interspersed with scattered trees, facilitates the movement and burrowing behavior of armadillos, which prefer areas with loose, well-drained soils for constructing burrows (TROVATI, 2015). These features make savannah formations particularly suitable for this fossorial species, reinforcing the importance of these habitats in the landscape. However, the role of these savannah formations as habitats remains complex. While they provide immediate foraging and shelter benefits, they may also expose armadillos to higher risks of human disturbance and environmental pressures. For instance, savannahs are often targeted for agricultural expansion, which can increase habitat fragmentation and reduce connectivity between suitable patches (CULLEN; BODMER; VALLADARES-PADUA, 2001; TROVATI, 2015).

In our study area, open areas often occur in proximity to watercourses, where they benefit from the combined advantages of resource availability and favorable conditions for thermoregulation. Thus, the mosaic of open habitats and riparian zones offers the ideal environment for armadillos, combining foraging opportunities, suitable burrowing conditions, and stable environmental conditions.

The observed positive effect of proximity to watercourses further supports these predictions. Nine-banded armadillos rely on access to fresh water for survival and may exploit

abundant food resources near water (FERREGUETTI; TOMAS; BERGALLO, 2016; LOUGHRY; MCDONOUGH, 2013; RODRIGUES; CHIARELLO, 2018). This highlights the importance of preserving riparian zones as crucial habitat features in agricultural landscapes, where they serve as vital refuges amid extensive land use changes. Moreover, as poor thermal regulators (ARTEAGA; VENTICINQUE, 2012; MCNAB, 1980b), armadillos benefit from the stable temperature and humidity near watercourses, which aids in maintaining their metabolic rates and reducing energetic costs, especially in the face of fluctuating environmental conditions (ARTEAGA; VENTICINQUE, 2012).

The negative trend observed between sand content and armadillo occupancy further supports the preference for these areas. Armadillos tend to avoid high sand content in soils, as it can compromise the stability of their burrows, increasing the energetic cost of excavation (ABBA; VIZCAÍNO; CASSINI, 2007; MCDONOUGH *et al.*, 2000; PLATT, 2014). Consequently, areas with lower sand content, commonly found near watercourses, provide more stable and suitable substrates for burrowing. This preference for loamy soils further underscores the importance of preserving areas with appropriate soil composition in riparian zones, where armadillos can find both favorable thermal conditions and adequate substrates for burrow construction.

Finally, the results of this study reveal that nine-banded armadillos exhibit a strong preference for areas away from roads, which is influenced by the significant risks associated with roads. The primary factor driving this avoidance is the high risk of road mortality. Due to their slow and deliberate movements, armadillos are particularly vulnerable to vehicle collisions, a well-documented phenomenon (CACERES, 2011; INBAR; MAYER, 1973; ORLANDIN *et al.*, 2015). As a result, they are likely to select habitats further from roads to minimize this risk (RYTWINSKI; FAHRIG, 2012) who highlight roads as a primary source of mortality, particularly for species with low mobility, such as armadillos.

In addition to the risk of mortality, roads impose other ecological pressures, such as noise, pollution, and habitat fragmentation, which may further discourage armadillos from occupying areas near roads. These factors can alter their movement and behavior, making road-adjacent habitats less attractive. The disturbance caused by roads can significantly reduce their suitability as habitat (FORMAN; ALEXANDER, 1998). These findings underscore the importance of considering the broader ecological impacts of roads when assessing armadillo habitat preferences.

6 REFERENCES

- ABBA, A. M.; VIZCAÍNO, S. F.; CASSINI, M. H. Effects of land use on the distribution of three species of armadillos in the Argentinean pampas. **Journal of Mammalogy**, v. 88, n. 2, p. 502–507, 2007.
- ARNOLD, T. W. Uninformative parameters and model selection using Akaike's Information Criterion. **Journal of Wildlife Management**, v. 74, n. 6, p. 1175–1178, ago. 2010.
- ARTEAGA, M. C.; VENTICINQUE, E. Effects of change in primary forest cover on armadillo (Cingulata, Mammalia) burrow use in the Central Amazon. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 83, n. 1, p. 177–183, 2012.
- BECA, G.; VANCINE, M. H.; CARVALHO, C. S.; PEDROSA, F.; ALVES, R. S. C.; BUSCARIOL, D.; PERES, C. A.; RIBEIRO, M. C.; GALETTI, M. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. **Biological Conservation**, v. 210, p. 352–359, 1 jun. 2017.
- BENCHIMOL, M.; PERES, C. A. Widespread forest vertebrate extinctions induced by a mega hydroelectric dam in lowland Amazonia. **PLoS ONE**, v. 10, n. 7, 1 jul. 2015.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model Selection and Multimodel Inference**. New York, NY: Springer New York, 2002. 1–488 p.
- CACERES, N. C. Biological characteristics influence mammal road kill in an Atlantic Forest-Cerrado interface in south-western Brazil. **Italian Journal of Zoology**, v. 78, n. 3, p. 379–389, set. 2011.
- CAMPOS, M. C. Modernização da agricultura, expansão da soja no Brasil e as transformações socioespaciais no Paraná. **Revista Geografar**, v. 6, n. 1, p. 161–191, 2011.
- CEBALLOS, G.; PACHECO, J.; RURIK, & LIST', L. Influence of prairie dogs *Cynomys ludovicianus* on habitat heterogeneity and mammalian diversity in Mexico. **Journal of Arid Environments**, v. 41, p. 161–172, 1999.
- CHIARELLO, A. G.; AGUIAR, L. M. de S.; CERQUEIRA, R.; MELO, F. R. de; RODRIGUES, F. H. G.; SILVA, V. M. F. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção - Mamíferos ameaçados de extinção no Brasil**. 1. ed. [s.l: s.n.]v. 11–203 p.
- CIIAGRO. **Portal Agrometeorológico e Hidrológico do Estado de São Paulo**. Disponível em: <http://www.ciiagro.org.br/>. Acesso em: 24 jul. 2023.
- CONSTANTINO, R.; ACIOLI, A. N. S. 5 Termite Diversity in Brazil (Insecta: Isoptera). *Em: F.M.S. MOREIRA. Soil Biodiversity in Amazonian and Other Brazilian Ecosystems*. 1. ed. [s.l: s.n.]p. 117–128.
- CULLEN, L.; BODMER, R. E.; VALLADARES-PADUA, C. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. **ORYX**, v. 35, n. 2, p. 137–144, 1 jan. 2001.
- DEGREGORIO, B. A.; VEON, J. T.; MASSEY, A. Wildlife associates of nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*) burrows in Arkansas. **Ecology and Evolution**, v. 12, n. 5, 1 maio 2022.

- DESBIEZ, A. L. J.; KLUYBER, D. The role of giant armadillos (*Priodontes maximus*) as physical ecosystem engineers. **Biotropica**, v. 45, n. 5, p. 537–540, set. 2013.
- DOHERTY, T. S.; DRISCOLL, D. A. Coupling movement and landscape ecology for animal conservation in production landscapes. **Proceedings Royal Society**, v. 285, n. 1870, 10 jan. 2018.
- DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F. de; FRANCO, G. A. D. C. Threats to the cerrado remnants of the State of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola**, n. 4, p. 355–363, 2007.
- FAHRIG, L. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. **Functional Ecology**, v. 21, n. 6, p. 1003–1015, nov. 2007.
- FAO. **Global Forest Resources Assessment 2020**. 1. ed. [s.l.] FAO, 2020. 1–16 p.
- 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**, v. 81, n. 2, p. 138–145, 1 mar. 2016.
- FISKE, I. J.; CHANDLER, R. B. unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. **JSS Journal of Statistical Software**, v. 43, n. 10, 2011.
- FLEMING, P. A.; ANDERSON, H.; PRENDERGAST, A. S.; BRETZ, M. R.; VALENTINE, L. E.; HARDY, G. E. S. Is the loss of Australian digging mammals contributing to a deterioration in ecosystem function? **Mammal Review**, v. 44, n. 2, p. 94–108, 2014.
- FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, n. 1, p. 207–231, nov. 1998.
- GALLO-REYNOSO, J.-P.; VAN DEVENDER, T. R.; CABRERA-SANTIAGO, H.; SUÁREZ-GRACIDA, G.; ÉGIDO-VILLARREAL, J.; ARMENTA-MÉNDEZ, L.; BARBA-ACUÑA, I.-D.; A. CASTILLO-GÁMEZ, R. Nine-Banded Armadillo (*Dasypus novemcinctus*) New Records, Distribution, and Habitat in Sonora, Mexico. **The Southwestern Naturalist**, v. 63, n. 1, p. 64–67, 2018.
- GAMMONS, D. J.; MENGAK, M.; JONES, J. W. Translocation of nine-banded armadillos. **Human–Wildlife Conflicts**, v. 1, n. 3, p. 14–23, 2009.
- GARRETT, R. D.; KOH, I.; LAMBIN, E. F.; LE POLAIN DE WAROUX, Y.; KASTENS, J. H.; BROWN, C. J. Intensification in agriculture-forest frontiers: Land use responses to development and conservation policies in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 53, p. 233–243, 2018.
- GREEN, E. N.; GREEN, D. M.; MAHER, S. P.; ROBBINS, L. W. Seasonal circadian rhythm shift and lunar chronobiology of the nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*). **Southwestern Naturalist**, v. 61, n. 3, p. 251–256, 1 set. 2016.
- GU, W.; SWIHART, R. K. Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. **Biological Conservation**, v. 116, n. 2, p. 195–203, 2004.
- GUEDES, J. J. M.; ASSIS, C. L. de; FEIO, R. N.; QUINTELA, F. M. The impacts of domestic dogs (*Canis familiaris*) on wildlife in two Brazilian hotspots and implications for conservation. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 44, n. 1, p. 45–58, 2021.

- INBAR, M.; MAYER, R. T. Spatio-temporal trends in armadillo diurnal activity and road-kills in central Florida. **Bulletin**, v. 27, n. 3, p. 865–872, 1973.
- INOUE, R. S.; HUNTLY, N. J.; TIIMAN, D.; TESTER, J. R. Pocket gophers (*Geomys bursarius*), vegetation, and soil nitrogen along a successional sere in east central Minnesota. **Oecologia**, v. 72, p. 178–184, 1987.
- JOHNSON, C. N. Interactions between fire, mycophagous mammals, and dispersal of ectomycorrhizal fungi in Eucalyptus forests. **Oecologia**, v. 104, p. 467–475, 1995.
- KELLNER, K. F.; SMITH, A. D.; ROYLE, J. A.; KÉRY, M.; BELANT, J. L.; CHANDLER, R. B. The unmarked R package: Twelve years of advances in occurrence and abundance modelling in ecology. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 14, n. 6, p. 1408–1415, 1 jun. 2023.
- KÉRY, M.; ROYLE, A. J. **Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of Distribution, Abundance and Species Richness in R and BUGS**. [s.l.] Elsevier, 2020. v. 2
- KLINK, C.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 147–155, 2005.
- LACERDA, A. C. R.; TOMAS, W. M.; MARINHO-FILHO, J. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília national park, Brazil: Interactions with native mammals. **Animal Conservation**, v. 12, n. 5, p. 477–487, out. 2009.
- LAURANCE, W. F.; SAYER, J.; CASSMAN, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 29, n. 2, p. 107–116, fev. 2014.
- LAYNE, J. N.; GLOVER, D. Home range of the armadillo in Florida. **Journal of Mammalogy**, v. 58, n. 3, p. 411–413, 1977.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3. ed. [s.l.] Elsevier, 2012.
- LOUGHRY, W. J.; MCDONOUGH, C. M. **The nine-banded armadillo: a natural history**. 1. ed. [s.l.] The University of Oklahoma Press, 2013. v. 11–344 p.
- LOUGHRY, W. J.; PEREZ-HEYDRICH, C.; MCDONOUGH, C. M.; OLI, M. K. Population dynamics and range expansion in nine-banded armadillos. **PLoS ONE**, v. 8, n. 7, 3 jul. 2013.
- LOUGHRY, W. J.; SUPERINA, M.; MCDONOUGH, C. M.; ABBA, A. M. Research on armadillos: a review and prospectus. **Journal of Mammalogy**, v. 96, n. 4, p. 635–644, 1 ago. 2015.
- MACKENZIE, D. I. Modeling the Probability of Resource Use: The Effect of, and Dealing with, Detecting a Species Imperfectly. **The Journal of Wildlife Management**, v. 70, n. 2, p. 367–374, 2006.
- MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; LACHMAN, G. B.; DROEGE, S.; ROYLE, A. A.; LANGTIMM, C. A. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, v. 83, n. 8, p. 2248–2255, 1 ago. 2002.
- MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; SEAMANS, M. E.; GUTIÉRREZ, R. J. Modeling species occurrence dynamics with multiple states and imperfect detection. **Ecology**, v. 90, n. 3, p. 823–835, mar. 2009.

- MACKENZIE, D. I.; ROYLE, J. A. Designing occupancy studies: General advice and allocating survey effort. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, n. 6, p. 1105–1114, dez. 2005.
- MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100–1111, dez. 2012.
- MCDONOUGH, C. M. ; DELANEY, M. J. ; QUOC LE, P. ; BLACKMORE, M. S. ; LOUGHRY, W. J. Burrow characteristics and habitat associations of armadillos in Brazil and the United States of America. **Revista de Biologia Tropical**, v. 48, n. 1, p. 109–120, 2000.
- MCDONOUGH, C. M.; LOUGHRY, W. J. Activity patterns in a population of nine-banded armadillos. **Journal of Mammalogy**, v. 78, n. 3, p. 931–941, 1997.
- MCNAB, B. K. Energetics and the Limits to a temperate distribution in armadillos. **Journal of Mammalogy**, v. 61, n. 4, p. 606–627, 19 dez. 1980.
- MEEK, P. D.; BALLARD, G.; CLARIDGE, A.; KAYS, R.; MOSEBY, K.; O'BRIEN, T.; O'CONNELL, A.; SANDERSON, J.; SWANN, D. E.; TOBLER, M.; TOWNSEND, S. Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, n. 9, p. 2321–2343, 2014.
- MORIN, D. J.; YACKULIC, C. B.; DIFFENDORFER, J. E.; LESMEISTER, D. B.; NIELSEN, C. K.; REID, J.; SCHAUER, E. M. Is your ad hoc model selection strategy affecting your multimodel inference? **Ecosphere**, v. 11, n. 1, 1 jan. 2020.
- NEWBOLD, T.; BENTLEY, L. F.; HILL, S. L. L.; EDGAR, M. J.; HORTON, M.; SU, G.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H.; COLLEN, B.; PURVIS, A. Global effects of land use on biodiversity differ among functional groups. **Functional Ecology**, v. 34, n. 3, p. 684–693, 1 mar. 2020.
- NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; HILL, S. L. L.; CONTU, S.; LYSENKO, I.; SENIOR, R. A.; BÖRGER, L.; BENNETT, D. J.; CHOIMES, A.; COLLEN, B.; DAY, J.; DE PALMA, A.; DÍAZ, S.; ECHEVERRIA-LONDOÑO, S.; EDGAR, M. J.; FELDMAN, A.; GARON, M.; HARRISON, M. L. K.; ALHUSSEINI, T.; INGRAM, D. J.; ITESCU, Y.; KATTGE, J.; KEMP, V.; KIRKPATRICK, L.; KLEYER, M.; CORREIA, D. L. P.; MARTIN, C. D.; MEIRI, S.; NOVOSOLOV, M.; PAN, Y.; PHILLIPS, H. R. P.; PURVES, D. W.; ROBINSON, A.; SIMPSON, J.; TUCK, S. L.; WEIHER, E.; WHITE, H. J.; EWERS, R. M.; MACE, G. M.; SCHARLEMANN, J. P. W.; PURVIS, A. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, 2 abr. 2015.
- OLIVEIRA, D. E.; CARRIJO, T. F.; BRANDÃO, D. Species Composition of Termites (Isoptera) in Different Cerrado Vegetation Physiognomies. **Sociobiology**, v. 60, n. 2, p. 190–197, 17 jun. 2013.
- ORLANDIN, E.; PIOVESAN, M.; FAVRETTO, M. A.; D'AGOSTINI, F. M. Mamíferos de Médio e Grande Porte Atropelados no Oeste de Santa Catarina, Brasil. **Biota Amazônia**, v. 5, n. 4, p. 125–130, 30 dez. 2015.
- OROZCO, L.; LÓPEZ-PÉREZ, A. M.; ZARZA, H.; SUZÁN, G.; LIST, R. Dog demography and husbandry practices facilitate dog-wildlife conflict in a suburban-forest interface. **Urban Ecosystems**, v. 25, n. 6, p. 1725–1734, 1 dez. 2022.

PARENTE, L.; MESQUITA, V.; MIZIARA, F.; BAUMANN, L.; FERREIRA, L. Assessing the pasturelands and livestock dynamics in Brazil, from 1985 to 2017: A novel approach based on high spatial resolution imagery and Google Earth Engine cloud computing. **Remote Sensing of Environment**, v. 232, 1 out. 2019.

PLATT, B. F. **The foraging pits of the nine-banded armadillo, *Dasypus novemcinctus* (Mammalia: Xenarthra: Dasypodidae), and implications for interpreting conical trace fossils.** [s.l: s.n.].

QGIS.ORG. **QGIS Geographic Information System** QGIS Association, 2020. Disponível em: <http://www.qgis.org>. Acesso em: 18 jan. 2025.

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 and Environment**, v. 266, p. 133–141, 1 nov. 2018.

RODRIGUES, T. F.; MANTELLATTO, A. M. B.; SUPERINA, M.; CHIARELLO, A. G. Ecosystem services provided by armadillos. **Biological Reviews**, v. 95, n. 1, p. 1–21, 25 fev. 2020.

ROLIM, G. de S.; BENTO PAES CAMARGO, M. de; GROSSELI LANIA, D.; FERNANDO LEITE MORAES, J. de. CLASSIFICAÇÃO CLIMÁTICA DE KÖPPEN E DE THORNTHWAITE E SUA APLICABILIDADE NA DETERMINAÇÃO DE ZONAS AGROCLIMÁTICAS PARA O ESTADO DE SÃO PAULO. v. 66, p. 711–720, 2007.

ROSA, M. R.; BRANCALION, P. H. S.; CROUZEILLES, R.; TAMBOSI, L. R.; PIFFER, P. R.; LENTI, F. E. B.; HIROTA, M.; SANTIAMI, E.; METZGER, J. P. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Science Advances**, v. 7, jan. 2021.

ROVERO, F.; TOBLER, M.; SANDERSON, J. Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. Em: **Manual on field recording techniques and protocols for All Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring.** [s.l: s.n.]p. 100–128.

RYTWINSKI, T.; FAHRIG, L. Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. **Biological Conservation**, v. 147, n. 1, p. 87–98, 1 mar. 2012. . Acesso em: 26 jun. 2022.

SASAKI, D.; MELLO-SILVA, R. de. Levantamento florístico no cerrado de Pedregulho, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 1, p. 187–202, 2008.

SEITZ, V. P.; CARRARA, R.; PUIG, S.; VIZCAÍNO, S. F. Environmental factors affecting the distribution of three armadillo species (*Xenarthra*, *Dasypodidae*) in Argentina. **Mammalia**, v. 81, n. 3, p. 245–256, 1 maio 2017.

SIKES, R. 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**, v. 123, n. 2, p. 383–389, 1990.

SILVA, A. L. F. da; H. VARZINCZAK, L.; C. PASSOS, F. Attacks of domestic dogs on Common Long-Nosed Armadillo *Dasypus novemcinctus* and Southern Brown Howler Monkey

Alouatta guariba in fragmented Atlantic Forest and implications in a region of high priority for biodiversity conservation. **Austral Ecology**, v. 46, n. 1, p. 155–158, 1 fev. 2021.

SMITH, Kathleen K.; REDFORD, K. H. The anatomy and function of the feeding apparatus in two armadillos (*Dasypoda*): anatomy is not destiny. **Journal of Zoology**, v. 222, n. 1, p. 27–47, 23 set. 1990.

SOUSA, J. A. C.; 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**, v. 189, n. 3, 1 mar. 2017.

SUPERINA, M.; PAGNUTTI, N.; ABBA, A. M. What do we know about armadillos? An analysis of four centuries of knowledge about a group of South American mammals, with emphasis on their conservation. **Mammal Review**, v. 44, n. 1, p. 69–80, 2014.

TAULMAN, J. F.; ROBBINS, L. W. Range expansion and distributional limits of the nine-banded armadillo in the United States: an update of Taulman & Robbins (1996). **Journal of Biogeography**, v. 41, n. 8, p. 1626–1630, ago. 2014.

TESTA, C. A. E. P.; ROSA, P. S.; DE CASTRO, T. F. N.; HIPÓLITO, A. G.; FERRO, B. S.; MELCHERT, A. Preferência alimentar de uma fêmea e um filhote de *Dasypus novemcinctus* (Linnaeus, 1758) em cativeiro. **Archives of Veterinary Science**, v. 23, n. 3Esp, 29 out. 2018.

TOBLER, M. W.; CARRILLO-PERCASTEGUI, S. E.; LEITE PITMAN, R.; MARES, R.; POWELL, G. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. **Animal Conservation**, v. 11, n. 3, p. 169–178, jun. 2008.

TORRES, R.; ABBA, A. M.; SUPERINA, M. Climate fluctuations as a cause of rarity in fairy armadillos. **Mammalian Biology**, v. 80, n. 6, p. 452–458, 1 dez. 2015.

TROVATI, R. G. Differentiation and characterization of burrows of two species of armadillos in the Brazilian Cerrado. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 88, 2015.

TUCKER, M. A.; BÖHNING-GAESE, K.; FAGAN, W. F.; FRYXELL, J. M.; VAN MOORTER, B.; ALBERTS, S. C.; ALI, A. H.; ALLEN, A. M.; ATTIAS, N.; AVGAR, T.; BARTLAM-BROOKS, H.; BAYARBAATAR, B.; BELANT, J. L.; BERTASSONI, A.; BEYER, D.; BIDNER, L.; VAN BEEST, F. M.; BLAKE, S.; BLAUM, N.; BRACIS, C.; BROWN, D.; DE BRUYN, P. J. N.; CAGNACCI, F.; CALABRESE, J. M.; CAMILO-ALVES, C.; CHAMAILLÉ-JAMMES, S.; CHIARADIA, A.; DAVIDSON, S. C.; DENNIS, T.; DESTEFANO, S.; DIEFENBACH, D.; DOUGLAS-HAMILTON, I.; FENNESSY, J.; FICHTEL, C.; FIEDLER, W.; FISCHER, C.; FISCHHOFF, I.; FLEMING, C. H.; FORD, A. T.; FRITZ, S. A.; GEHR, B.; GOHEEN, J. R.; GURARIE, E.; HEBBLEWHITE, M.; HEURICH, M.; HEWISON, A. J. M.; HOF, C.; HURME, E.; ISBELL, L. A.; JANSSEN, R.; JELTSCH, F.; KACZENSKY, P.; KANE, A.; KAPPELER, P. M.; KAUFFMAN, M.; KAYS, R.; KIMUYU, D.; KOCH, F.; KRANSTAUBER, B.; LAPOINT, S.; LEIMGRUBER, P.; LINNELL, J. D. C.; LÓPEZ-LÓPEZ, P.; MARKHAM, A. C.; MATTISSON, J.; MEDICI, E. P.; MELLONE, U.; MERRILL, E.; DE MIRANDA MOURÃO, G.; MORATO, R. G.; MORELLET, N.; MORRISON, T. A.; DÍAZ-MUÑOZ, S. L.; MYSTERUD, A.; NANDINTSETSEG, D.; NATHAN, R.; NIAMIR, A.; ODDEN, J.; O'HARA, R. B.; OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R.; OLSON, K. A.; PATTERSON, B. D.; CUNHA DE PAULA, R.; PEDROTTI, L.; REINEKING,

B.; RIMMLER, M.; ROGERS, T. L.; ROLANDSEN, C. M.; ROSENBERRY, C. S.; RUBENSTEIN, D. I.; SAFI, K.; SAÏD, S.; SAPIR, N.; SAWYER, H.; SCHMIDT, N. M.; SELVA, N.; SERGIEL, A.; SHIILEGDAMBA, E.; SILVA, J. P.; SINGH, N.; SOLBERG, E. J.; SPIEGEL, O.; STRAND, O.; SUNDARESAN, S.; ULLMANN, W.; VOIGT, U.; WALL, J.; WATTLES, D.; WIKELSKI, M.; WILMERS, C. C.; WILSON, J. W.; WITTEMYER, G.; ZIĘBA, F.; ZWIJACZ-KOZICA, T.; MUELLER, T. Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. **Science**, v. 359, n. 6374, p. 466–469, 26 jan. 2018.

TYRE, A. J.; TENHUMBERG, B.; FIELD, S. A.; NIEJALKE, D.; PARRIS, K.; POSSINGHAM, H. P. Improving precision and reducing bias in biological surveys: Estimating false-negative error rates. **Ecological Applications**, v. 13, n. 6, p. 1790–1801, 2003.

VASQUES, G. M.; COELHO, M. R.; DART, R. de O.; CINTRA, L. C.; MANSILLA BACA, J. F. **Mapas de teor de areia do solo do Brasil na resolução espacial de 90 m**. Disponível em: <https://geoportal.sgb.gov.br/portal/home>. Acesso em: 18 jan. 2025.

4 NINE-BANDED ARMADILLOS TEMPORALLY AVOID SITES VISITED BY DOMESTIC DOGS AND NATIVE CARNIVORES

ABSTRACT

Human-induced habitat loss and fragmentation facilitate the presence of domestic dogs (*Canis familiaris*) in natural habitats, posing risks to native wildlife through predation and competition. The nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*) is particularly vulnerable to dog attacks due to its susceptibility to being detected and captured as prey. We evaluate the effect of predator presence (exotic and native) on the activity pattern and temporal avoidance behavior of nine-banded armadillos in the Northeast region of São Paulo state, Brazil. We analyzed camera trap data (2020–2022) for co-occurrence activity between nine-banded armadillos and domestic dogs, and native predators. We also investigated temporal variations between armadillo detections in response to the presence of predators. Nine-banded armadillos and ocelots (*Leopardus pardalis*) exhibited nocturnal activity, whereas domestic dogs and jaguarundis (*Herpailurus yagouaroundi*) were diurnal. The activity pattern of nine-banded armadillos remained consistent in the presence of domestic dogs and native predators, although the time between detections increased at sites frequented by dogs and ocelots. Our findings suggest that armadillos may avoid areas frequented by domestic dogs and ocelots overtime, even without direct interactions. Our research may assist conservationists and policymakers in developing domestic dog control to mitigate the impact of domestic dogs on nine-banded armadillos. Controlling domestic dog populations and raising awareness among owners to confine their pets are crucial measures.

Keywords: activity pattern; camera trapping; carnivores; exotic species; protected areas; risk-disturbance; temporal avoidance; temporal overlap.

RESUMO

A perda e fragmentação de habitats causadas por atividades humanas facilitam a presença de cães domésticos (*Canis familiaris*) em habitats naturais, representando riscos para a fauna nativa por meio de predação e competição. O tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) é particularmente vulnerável aos ataques de cães, dada sua suscetibilidade a ser identificado e capturado como presa. Avaliamos o efeito da presença de predadores (exóticos e nativos) sobre o padrão de atividade e comportamento de evitação temporal do tatu-galinha na região Nordeste do estado de São Paulo, Brasil. Analisamos dados de armadilhas fotográficas (2020–2022) para verificar a coocorrência de atividades entre tatus-galinhas e cães domésticos, além de predadores nativos. Também investigamos variações temporais nas detecções de tatus em resposta à presença de predadores. Os tatus-galinhas e as jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) exibiram atividades predominantemente noturnas, enquanto os cães domésticos e os jaguarundis (*Herpailurus yagouaroundi*) foram diurnos. O padrão de atividade dos tatus-galinhas permaneceu consistente na presença de cães domésticos e predadores nativos, embora o intervalo entre as detecções tenha aumentado em locais frequentados por cães e jaguatiricas. Nossos resultados sugerem que os tatus-galinhas podem evitar áreas frequentadas por cães domésticos e jaguatiricas ao longo do tempo, mesmo sem interações diretas. Nossa pesquisa pode auxiliar conservacionistas e formuladores de políticas no desenvolvimento de estratégias de controle de cães domésticos para mitigar seus impactos sobre os tatus-galinhas. Controlar populações de cães domésticos e conscientizar os proprietários sobre a importância de manter seus animais confinados são medidas cruciais.

Palavras-chave: padrão de atividades; armadilhas fotográficas; carnívoros; espécies exóticas; áreas protegidas; risco de distúrbio; evitação temporal; sobreposição temporal.

1 INTRODUCTION

Habitat loss and fragmentation in response to human activities influence spatio-temporal patterns of native species and increases their interactions with non-native species, particularly domestic dogs (CROOKS *et al.*, 2011; DOHERTY; DRISCOLL, 2018; LESSA *et al.*, 2016; RIBEIRO *et al.*, 2019). The global population of dogs has reached an estimated one billion (GOMPPER, 2014; HUGHES; MACDONALD, 2013). Free-ranging and feral dogs are commonly observed in natural landscapes and have a significant impact on wildlife (PASCHOAL *et al.*, 2018; RITCHIE; JOHNSON, 2009). Unlike wild canid species, free-ranging dogs exhibit affinity to humans and usually do not establish self-sustaining populations (BUTLER; BROWN; DU TOIT, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2019; VANAK; GOMPPER, 2009). Free-ranging dogs frequently interact with native species while accompanying their owners in natural landscapes (WESTON *et al.*, 2014) or while freely roaming in search of food (CAMPOS *et al.*, 2007; VANAK; GOMPPER, 2009; VILLATORO *et al.*, 2019). These interactions can result in direct predation (RITCHIE; JOHNSON, 2009), competition for resources (MONTEIRO-ALVES *et al.*, 2021; VANAK; GOMPPER, 2009), disease transmission (COSTANZI *et al.*, 2021; CURI *et al.*, 2016; FURTADO *et al.*, 2016), and alterations in the behavior and activity patterns of native mammals (HUGHES; MACDONALD, 2013; ZAPATA-RÍOS; BRANCH, 2016). Even non-lethal interactions with dogs may lead to physiological and behavioral disturbances in native species (GAYNOR *et al.*, 2018; MENDES *et al.*, 2020). Domestic dogs currently pose a threat to 188 endangered species worldwide and have already contributed to the extinction of 11 species (DOHERTY *et al.*, 2017).

The ecological impact of dogs on wildlife, particularly in the Neotropical region, remains poorly understood despite their significant effects on native communities (DOHERTY *et al.*, 2017; RITCHIE; JOHNSON, 2009; WESTON *et al.*, 2014). Multiple studies have investigated how domestic dogs affect the temporal and spatial behavior of native predators; however, further research is needed to understand how these interactions affect prey species (BIANCHI *et al.*, 2020; CARVALHO *et al.*, 2019b; DAVISON *et al.*, 2019; FOSTER *et al.*, 2013; LACERDA; TOMAS; MARINHO-FILHO, 2009). Nevertheless, the impact of free ranging dogs on the behavior of nine-banded armadillos (*Dasypus novemcinctus*) is poorly studied, despite documented predation and attacks (ABBA; VIZCAÍNO; CASSINI, 2007; SILVA; H. VARZINCZAK; C. PASSOS, 2021).

The physiological traits of the nine-banded armadillo may render the species particularly vulnerable to predation by domestic dogs. Armadillos belong to the order Cingulata and exhibit

lower body temperatures and metabolic rates than other mammals (MCNAB, 1985; SUPERINA; LOUGHRY, 2012). Burrowing species, such as nine-banded armadillos, may allocate a limited portion of their active time foraging to meet their energy requirements (ANCONA; LOUGHRY, 2009; MCDONOUGH; LOUGHRY, 1997). This delicate balance between foraging and other essential activities, including social interactions, reproduction, and resting, can be disrupted by habitat disturbance or predation pressure (MCDONOUGH; LOUGHRY, 2005). These characteristics are associated with their semi-fossorial lifestyle, contributing to decreased fertility, growth, and dispersal rates (MCNAB, 1980b) potentially impacting their ability to evade predation, despite possessing defensive mechanisms to counteract predation risk.

The burrowing activities of armadillos provide shelter and food for other species (DESBIEZ; KLUYBER, 2013; DI BLANCO *et al.*, 2020). Burrowing significantly influences nutrient cycling and seed dispersal, underscoring their significance in functional ecosystem processes (DEGREGORIO *et al.*, 2021; DESBIEZ *et al.*, 2021; FLEMING *et al.*, 2014).

We investigated the effect of domestic dogs and native carnivores on the activity patterns and occurrence of nine-banded armadillos. We compared activity and occurrence patterns for both native and exotic carnivores. We explored differences in armadillo activity patterns in the presence of native carnivores.

2 METHODS

2.1 Study area

The study area covers ~39.000 hectares in the Northeast region of São Paulo state, Brazil, including the Furnas do Bom Jesus State Park (FBJSP) and the adjacent landscapes (Figure 1). The FBJSP, a protected area spanning 2.069 hectares, exhibits semi-deciduous seasonal forests in valleys and Cerrado formations at higher elevations (SASAKI; MELLO-SILVA, 2008). The physiognomies range from savanna grassland to semideciduous forest (SASAKI; MELLO-SILVA, 2008).

The broader landscapes consist of a diverse anthropogenic matrix dominated by pasture, coffee plantation, managed forest (*Pinus* spp. and *Eucalyptus* spp.), and sugarcane, in addition to rural settlements and urban areas (BRANCO *et al.*, 1991). The climate is humid subtropical, with periodic rainfall and a mild, dry winter (ROLIM *et al.*, 2007). Temperatures exceed 22°C during the warmer months and remain below 18°C during the colder months (ROLIM *et al.*,

2007). The rainy season lasts from October to March, followed by drier and cooler periods that extend from April to September (ROLIM *et al.*, 2007).

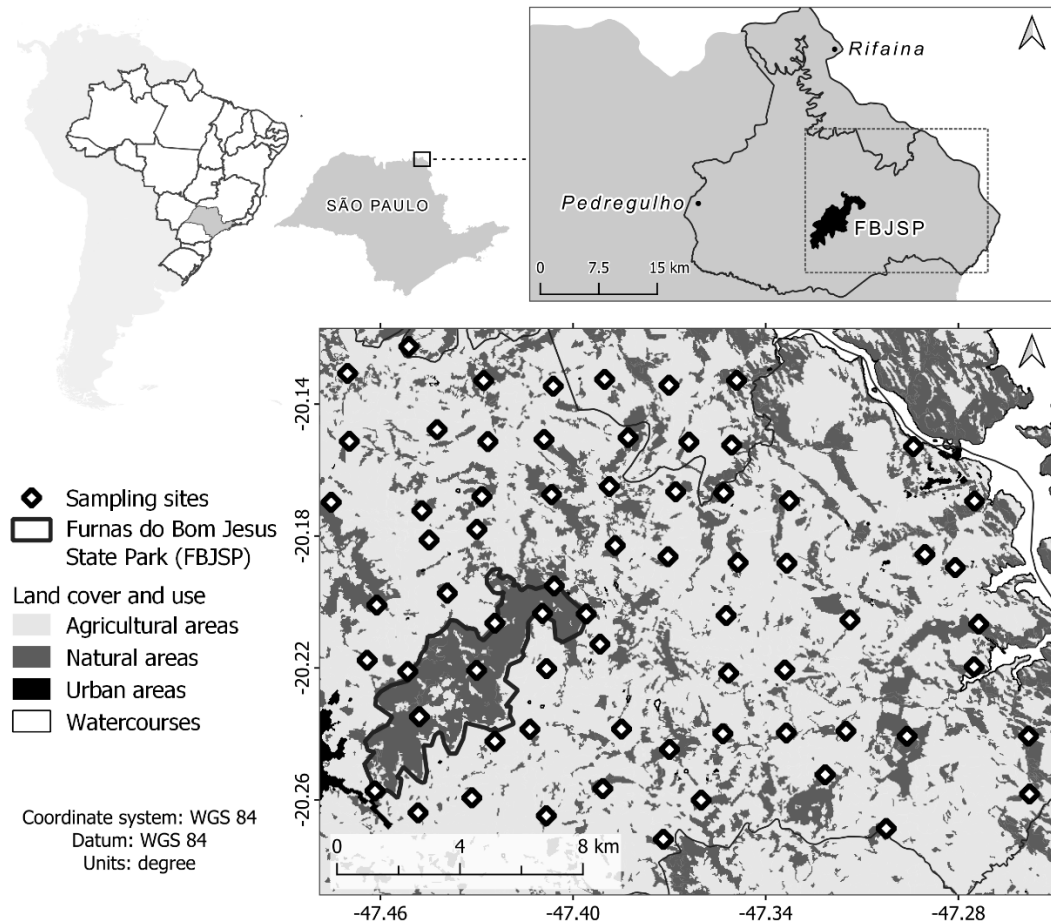


Figure 1. Land cover classes and distribution of the 69 sampling sites surveyed with camera traps between December 2020 and August 2022 in the Furnas do Bom Jesus State Park (FBJSP) and surrounding landscapes, southeastern São Paulo state, Brazil.

2.2 Data collection

The study area was divided into quadrants with centroids every 2 kilometers. Camera traps (models: Bushnell® Trophy Cam 6.0 Mpxl, Scoutguard® SG 560, and Reconyx® Hyperfire 2 Covert) without bait were placed at these centroids to capture images of both native and non-native mammals. Sampling occurred between December 2020 and August 2022. Individual devices were attached to tree trunks 30–40 cm above the ground, inside ($n = 4$) and outside ($n = 65$) the FBJSP (ROVERO; TOBLER; SANDERSON, 2010; TOBLER *et al.*, 2008).

Camera traps were programmed to operate continuously (24 hours/day), taking three photos at 10-second intervals upon activation. We checked the devices every 20–30 days by

replacing the batteries and memory cards. After 60 days, camera traps were moved to alternate sampling sites. A total of 69 cameras were deployed throughout the study area. To ensure temporal independence, we considered records of the same species taken by the same camera at intervals greater than 60 min to be unique individuals (MEEK, 1999; ROVERO; TOBLER; SANDERSON, 2010).

Previous camera trapping studies indicate the presence of domestic dogs near rural homes and within the FBJSP, where they interact with wild carnivores (BIANCHI *et al.*, 2020, 2021; FORNITANO *et al.*, 2022). Native carnivores documented in the study area include tayra (*Eira barbara*), ocelot (*Leopardus pardalis*), jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*), South American coati (*Nasua nasua*), crab-eating raccoon (*Procyon cancrivorus*), crab-eating fox (*Cerdocyon thous*), puma (*Puma concolor*), and maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) (BIANCHI *et al.*, 2020; FORNITANO *et al.*, 2022). We based our selection on the documented presence of armadillos in the diets of potential predators, particularly ocelots and jaguarundis (Table S1). Additionally, the substantial number of records obtained further supported the suitability of these species for analysis.

2.3 Data analysis

2.3.1 Daily activity patterns

We used a nonparametric circular kernel density method (LINKIE; RIDOUT, 2011) to estimate the activity pattern of nine-banded armadillos concerning domestic dogs, ocelots, and jaguarundis. In addition, we compared the activity patterns of armadillos at sampling sites with and without domestic dogs and native carnivores. First, time records were converted to radians, and 95% kernel density estimation curves were used to determine the likelihood density distribution for each species. We computed the overlap coefficient (Δ), scaled from 0 (no overlap) to 1 (full overlap), to measure the extended overlap under the curves formed by two density functions (Meredith and Ridout 2014). We used the $\Delta 1$ estimator for species with fewer than 50 records and the $\Delta 4$ estimator for those with over 75 records (RIDOUT; LINKIE, 2009). We then calculated 95% confidence intervals by performing bootstrap resampling ($n = 1000$) for each estimator (Ridout and Linkie 2009). Finally, we conducted Watson's two-sample test of homogeneity (FREY *et al.*, 2017; RAO; SENGUPTA AMBAR; SENGUPTA ASHIS, 2001) to evaluate activity periods for sites with and without predators. All analyses were performed in R v. 4.2.1 (TEAM, 2022) using the 'overlap' (MEREDITH; RIDOUT, 2017) and 'circular' (LUND *et al.*, 2022) packages.

2.3.2 Temporal avoidance

We used detection data with a sufficient sample size ($n > 4$) (HUBBARD *et al.*, 2022) to evaluate the avoidance behavior of armadillos following prior visitation by domestic dogs, ocelots, and jaguarundis. We used the Avoidance Attraction Ratios (AAR) method, which determines odds ratios considering the armadillo as species A, and compares the odds of detecting it in the absence of species B (T3) to the odds of detecting species A after species B was detected (T4). A higher ratio of T4/T3 (mean ratio >1) suggests non-random movement between the two species indicating that armadillos are avoiding the areas after the passages of predators. Conversely, a lower ratio of T4/T3 (mean ratio <1) suggests that armadillos may not exhibit avoidance behavior in response to predator presence (PARSONS *et al.*, 2016).

We conducted a Cox proportional hazards regression (FRANK; HARRELL, 2015) using T4/T3 ratios to assess whether armadillos exhibit avoidance or attraction responses to predators. The coefficient associated with the independent variable (predator presence) reflects the magnitude of its effect on the hazard or risk of armadillo presence (FRANK; HARRELL, 2015). A positive coefficient for a covariate indicates an increased risk of the event occurring (i.e. a decrease in the time to detect armadillos when the predator was present); and a negative coefficient indicates a decreased risk (i.e. an increase in the time to detect armadillos when the predator was present) (FRANK; HARRELL, 2015).

The exponential value of the coefficient provides insight into how risk changes in response to predators. The well-developed olfactory sense of armadillos may mean that, even in the absence of direct visual or auditory stimuli, armadillos may still alter their behavior in response to residual odor (FERRARI *et al.*, 1998; KUIJPER *et al.*, 2014; LYNCH *et al.*, 2015; OBER *et al.*, 2011). We account for this by including all time intervals between dog and armadillo detections when calculating AARs (APFELBACH *et al.*, 2005). We assess statistical significance using $\alpha = 0.05$ and calculate the 95% confidence interval.

Finally, we compared T4/T3 ratios for domestic and native predators using an Analysis of Variance (ANOVA). For events with a significant level, we perform a post hoc Tukey pairwise comparison to identify pairs with significant relationships and measure the degree of difference between them. All statistical analyses were conducted with the ‘survival’ package (THERNEAU, 2023) in R v. 4.2.1 (TEAM, 2022).

3 RESULTS

We obtained 98 independent records of domestic dogs (0.14/day) with 5.195 camera-nights of survey effort at 69 sampling sites (Supplementary Material B: Figure S1). Among native mammals, we obtained 89 records of nine-banded armadillos (0.12/day) at 15 sampling sites (site proportion: 22%), 29 of ocelots (0.04/day) at 18 sampling sites (26%), and 15 of jaguarundis (0.02/day) at 6 sampling sites (9%) (Supplementary Material B: Table S2). We assumed that any domestic dog within a 10-minute radius of a human was accompanied. As a result, we recorded 94 instances of unattended domestic dogs at 36 sampling sites (52%). Unattended dogs were detected more frequently (0.13/day) than ocelots (0.04/day) and jaguarundis (0.02/day) (Supplementary Material B: Table S2).

3.1 Activity periods overlapping

Nine-banded armadillos and ocelots exhibited distinct activity patterns compared to domestic dogs and jaguarundis. Most of the nine-banded armadillos ($n = 88$; 0.12/day) and ocelots ($n = 27$; 0.04/day) exhibited nocturnal activity (Figure 2). Conversely, domestic dogs ($n = 64$; 0.09/day) and jaguarundis ($n = 14$; 0.02/day) were diurnal (Figure 2).

The activity patterns of nine-banded armadillos showed low overlap with domestic dogs [$\Delta 4 = 0.36$ (0.25–0.46)] and jaguarundis [$\Delta 1 = 0.11$ (0.012–0.26)], but high overlap with ocelots ($\Delta 1 = 0.88$). The range of hours nine-banded armadillos were active was significantly different from domestic dogs ($U_2 = 1.89$, $P < 0.05$) and jaguarundis ($U_2 = 1.03$, $P < 0.05$), but not significantly different from ocelots ($U_2 = 0.05$, $P > 0.05$).

We found no significant differences in the activity patterns of armadillos between sites with and without the other species when evaluated with the Watson test. Nine-banded armadillos consistently exhibited nocturnal activity, with high overlap in activity patterns with domestic dogs [$\Delta 1 = 0.66$ (0.52–0.80)], ocelots [$\Delta 1 = 0.75$ (0.61–0.88)], and jaguarundis [$\Delta 1 = 0.61$ (0.47–0.77)]. However, despite this high overlap, significant differences were detected in armadillo activity patterns in the presence of domestic dogs and jaguarundis (U_2 values, both $P < 0.05$), whereas no significant differences were observed in their activity patterns in the presence or absence of ocelots.

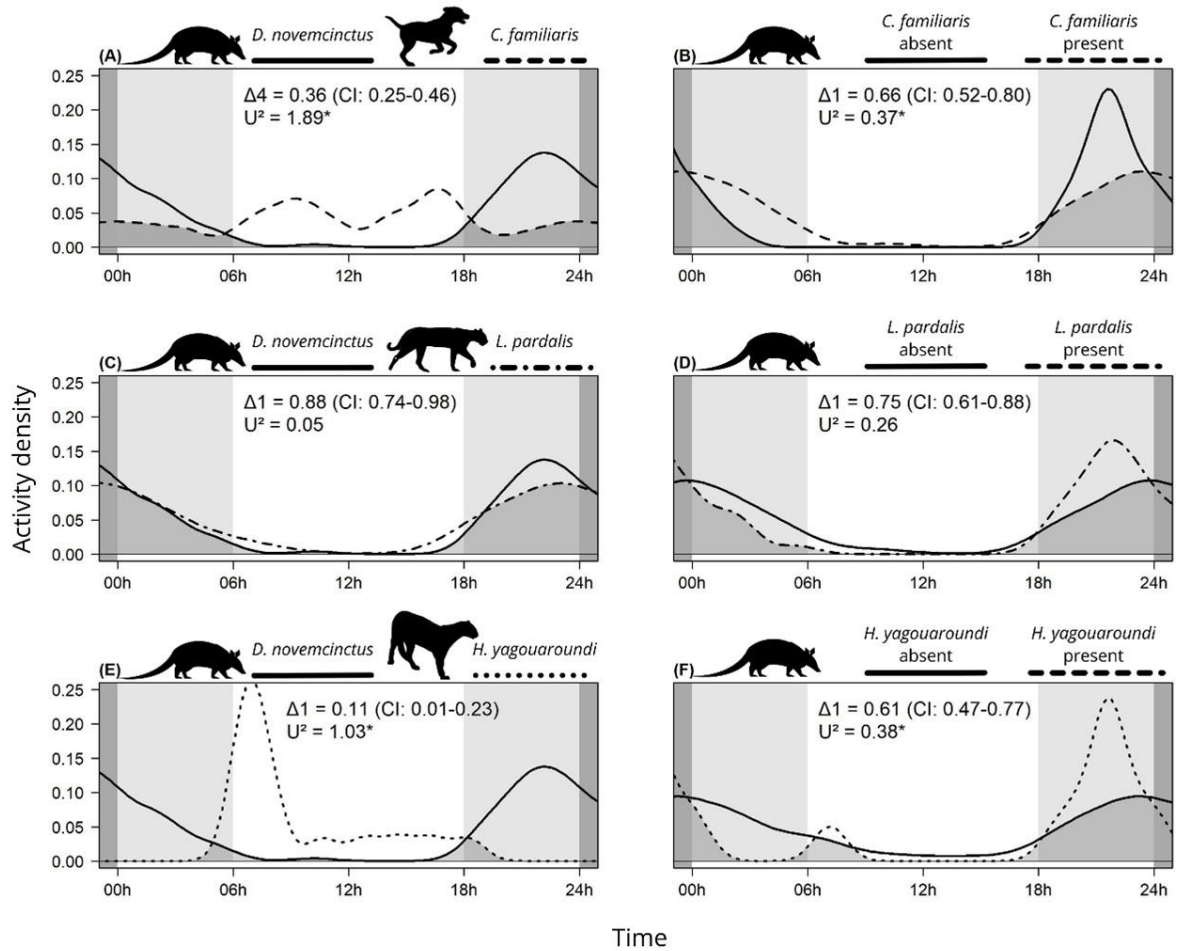


Figure 2. Overlap of the kernel activity density (including overlap coefficient [Δ] and 95% confidence intervals) of nine-banded armadillos (*Dasypus novemcinctus*) and potential predator species: (A) domestic dogs (*Canis familiaris*), (C) ocelots (*Leopardus pardalis*), and (F) jaguarundis (*Herpailurus yagouaroundi*); and the overlap of the kernel activity density of nine-banded armadillos in sites with and without: (B) domestic dogs, (D) ocelots, and (E) jaguarundis; (*) obtained from the Watson test (U^2) indicates the significant difference ($\alpha = 0.05$) in the activity period.

3.2 Temporal avoidance

Due to the lack of sufficient T4/T3 values for jaguarundis, we calculated AAR only for domestic dogs and ocelots to perform the Cox Proportional Hazard test. The mean T4/T3 values indicate a significant avoidance response by armadillos following the passage of domestic dogs (CoxPH: T4/T3 mean = 5.82, $P = 0.036$; Figure 3, Supplementary Material B: Table S3). Notably, the time gap between the detection of armadillos after ocelots showed marginal significance (CoxPH: T4/T3 mean = 5.07, $P = 0.051$; Figure 3, Supplementary Material B: Table S3).

There was no significant difference in the time gap between armadillos' activity and the presence of domestic dogs and ocelots (ANOVA, $F = 0.025$, d.f. = 3, $P = 0.884$).

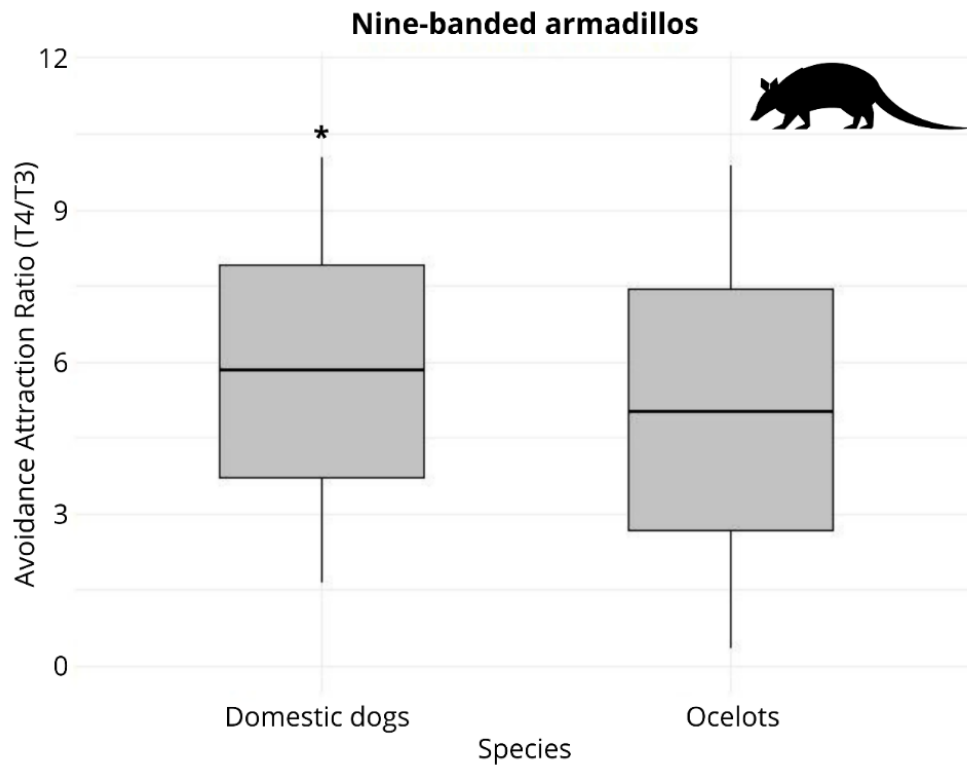


Figure 3. Temporal avoidance of nine-banded armadillos (*Dasypus novemcinctus*) following the detection of domestic dogs (*Canis familiaris*) and ocelots (*Leopardus pardalis*) at sites. Avoidance-attraction ratios (AAR) greater than 1 indicate avoidance of nine-banded armadillos by native and non-native species; (*) indicates a significant difference ($\alpha = 0.05$) in detection time at sites with and without predators.

4 DISCUSSION

4.1 Activity periods

Armadillos exhibited significant temporal avoidance following dog passages, even without direct encounters. Our results suggest that domestic dogs may negatively impact armadillo behavior relative to their native predators. The presence and distribution of domestic dogs in natural areas result from a complex interplay of ecological, cultural, social, and economic factors (BUTLER; DU TOIT; BINGHAM, 2004; MORTERS *et al.*, 2014; SILVA-RODRÍGUEZ; SIEVING, 2011). Habitat fragmentation significantly facilitates the incursion of dogs into natural environments (PASCHOAL *et al.*, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2019), while human activities such as urbanization and agriculture contribute to the proximity of dogs and their prevalence in these areas (ALLEMAND *et al.*, 2019; PASCHOAL *et al.*, 2018).

The use of natural habitats by domestic dogs is particularly influenced by the care and attention provided by their owners (MEEK, 1999). For example, insufficient food resources provided to domestic dogs have been associated with extended incursions into natural habitats, potentially leading to the predation of native species (MORTERS *et al.*, 2014; SILVA-RODRÍGUEZ; SIEVING, 2012). The frequent records of unattended dogs during daylight hours in the study may indicate that they are searching for food resources (CREMONESI *et al.*, 2021; DAVISON *et al.*, 2019; SEPÚLVEDA *et al.*, 2015). Given their opportunistic scavenging behavior, dogs may also scavenge when their primary food source is limited or unavailable (BUTLER; BROWN; DU TOIT, 2018; SARKAR; SAU; BHADRA, 2019; STEADMAN; WORNE, 2007; VANAK *et al.*, 2014).

Our findings highlight the distinct temporal niches adopted by these native felids as a strategy to minimize competition or encounters (ESTEVO; NAGY-REIS; NICHOLS, 2017; FOSTER *et al.*, 2013; HARMSSEN *et al.*, 2011; MARINHO *et al.*, 2018; NAGY-REIS *et al.*, 2019). Among the surveyed native carnivores, ocelots exhibited a preference for nocturnal activity, whereas jaguarundis were diurnal (FOSTER *et al.*, 2013; HARMSSEN *et al.*, 2011; MARINHO *et al.*, 2020; NAGY-REIS *et al.*, 2019). For example, ocelots typically hunt medium-sized animals such as armadillos and opossums (AZEVEDO *et al.*, 2019; DI BITETTI; PAVIOLO; DE ANGELO, 2006). In contrast, jaguarundis tend to prey on small mammals and birds with diurnal and terrestrial habits (GIORDANO, 2016; NAGY-REIS *et al.*, 2019). Nevertheless, there are cases in which both species share similar prey species (SILVA-PEREIRA *et al.*, 2011; WANG, 2002).

Our findings corroborate previous research, indicating that nine-banded armadillos are nocturnal (CEPEDA-DUQUE *et al.*, 2021; DEGREGORIO; VEON; MASSEY, 2022; MACCARINI *et al.*, 2015; MARGARIDO *et al.*, 2023). Although armadillos exhibit some flexibility in their peak wakefulness hours (ANCONA; LOUGHRY, 2009; MCDONOUGH; LOUGHRY, 1997), Their behavior adjusts peak activity to, or shifts to, nocturnal hours in areas of high human activity (DEGREGORIO *et al.*, 2021; DEGREGORIO; MCELROY; JOHANSSON, 2023) and near plantations (PARDO *et al.*, 2021). Regulation of peak wakefulness is a shared strategy among medium and large-sized native mammals (CARVALHO *et al.*, 2019b; HEURICH *et al.*, 2014), particularly in human-altered environments (GAYNOR *et al.*, 2018). Changing patterns of wakefulness reduces competition for resources between conspecifics and limits interaction with generalist predators, such as domestic dogs (FREY *et al.*, 2017). Collectively, flexibility in wakefulness contributes to the survival of nine-banded armadillos (NORRIS; MICHALSKI; PERES, 2010).

Understanding predator–prey interactions provide valuable insights into how felids coexist within an ecosystem. Factors such as prey availability and competition from other predators can influence the activity patterns of felids (CARO; STONER, 2002; DAYAN; SIMBERLOFF, 2005; MONROY-VILCHIS *et al.*, 2009). Coordination of activity rhythms between felids and their prey enhances the efficiency of predator-prey encounters (FOSTER *et al.*, 2013; HARMSSEN *et al.*, 2011; MARINHO *et al.*, 2018; PORFIRIO *et al.*, 2016), and increases the likelihood of encounters during activity peaks (AZEVEDO *et al.*, 2018; MATOS DIAS; CAMPOS; GUIMARÃES RODRIGUES, 2018).

4.2 Temporal avoidance

There are a few studies comprehensively examining the impact of domestic dogs on the temporal behavior of potential prey species, such as nine-banded armadillos. The nocturnal activity of armadillos remains consistent regardless of the presence of native or non-native predators, suggesting that predators alone may not be sufficient to alter their activity patterns. This observed consistency in armadillo behavior may be attributed to defensive strategies, including the presence of a dermal carapace and digging behavior, which reduce the risk of predation during predator encounters (CARTER; ENCARNÇÃO, 1983; MCDONOUGH *et al.*, 2000). However, our analyses do not assess whether other potential factors, such as proximity to human activities, agriculture, or habitat fragmentation, influence the nocturnal activity, as noted by DeGregorio *et al.* (2021) and Pardo *et al.* (2021).

Although temporal segregation suggests a strategy to avoid direct encounters with dogs, the AAR indicates that armadillos temporally avoid areas where dogs and ocelots are detected. Despite their distinct periods of activity, armadillos do not discriminate between domestic dogs and ocelots, avoiding both species for a similar amount of time. However, while direct interactions between dogs and armadillos are rare due to their different activity periods, the presence of dogs in forest fragments is sufficient to trigger avoidance behavior in armadillos, consistent with observations in other species (PARSONS *et al.*, 2016; WENG *et al.*, 2022). Scent markers and dog feces can induce fear and spatiotemporal avoidance in mammals (APFELBACH *et al.*, 2005). Given their limited visual acuity, armadillos rely heavily on their acute sense of smell, which influences their behavior (MCDONOUGH; LOUGHRY, 1997; VINCENT; VONK, 2022). The presence of dogs leaves scent markers and dog feces, which can induce fear and spatial avoidance in mammals (APFELBACH *et al.*, 2005). This response persists even when dogs are no longer present (APFELBACH *et al.*, 2005). Thus, even though dogs and armadillos have distinct activity periods, the olfactory cues left by dogs in habitats they share are enough to trigger avoidance responses in armadillos.

5 CONCLUSION

Our study provides insights into the effects of domestic dogs and native carnivores on the activity patterns and temporal avoidance behavior of nine-banded armadillos in human altered environments. Despite consistent nocturnal activity, armadillos exhibit comparable avoidance behavior to dogs and ocelots. This suggests that armadillos perceive dogs as a threat, leading to temporary avoidance even in the absence of direct encounters, highlighting their responses to different predators in human-altered landscapes. Acknowledging the impact of domestic dogs on ecological dynamics is crucial to improving conservation efforts, including control of free roaming dogs and campaigns to promote responsible pet ownership in rural areas. These measures are essential to mitigate the impact of domestic dogs on nine-banded armadillo populations.

6 REFERENCES

- ABBA, A. M.; VIZCAÍNO, S. F.; CASSINI, M. H. Effects of land use on the distribution of three species of armadillos in the Argentinean pampas. **Journal of Mammalogy**, v. 88, n. 2, p. 502–507, 2007.
- ALLEMAND, M. M.; FERREGUETTI, A. C.; PEREIRA-RIBEIRO, J.; DUARTE ROCHA, C. F.; BERGALLO, H. G. Invasion by *Canis lupus familiaris* (Carnivora) in a protected area in the Atlantic Forest biome, Brazil: Spatial distribution and abundance. **Mastozoologia Neotropical**, v. 26, n. 2, p. 233–240, 2019.
- ANCONA, K. A.; LOUGHRY, W. J. Time budgets of wild nine-banded armadillos. **Southeastern Naturalist**, v. 8, n. 4, p. 587–598, dez. 2009.
- APFELBACH, R.; BLANCHARD, C. D.; BLANCHARD, R. J.; HAYES, R. A.; MCGREGOR, I. S. The effects of predator odors in mammalian prey species: a review of field and laboratory studies. **Neuroscience and Biobehavioral Reviews**, v. 29, n. 8, p. 1123–1144, 2005.
- AZEVEDO, F. C. C.; MÄHLER, J. K. F.; INDRUSIAK, C. B.; SCOGNAMILLO, D.; CONFORTI, V. A.; MORATO, R. G.; CAVALCANTI, S. M. C.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; CRAWSHAW, P. G. Spatial organization and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in a protected subtropical forest of Brazil. **Mammal Research**, v. 64, n. 4, p. 503–510, 1 out. 2019.
- AZEVEDO, F. C.; LEMOS, F. G.; FREITAS-JUNIOR, M. C.; ROCHA, D. G.; AZEVEDO, F. C. C. Puma activity patterns and temporal overlap with prey in a human-modified landscape at Southeastern Brazil. **Journal of Zoology**, v. 305, n. 4, p. 246–255, 1 ago. 2018.
- BIANCHI, R. de C.; JENKINS, J. M. A.; LESMEISTER, D. B.; GOUVEA, J. A.; CESÁRIO, C. S.; FORNITANO, L.; DE OLIVEIRA, M. Y.; DE MORAIS, K. D. R.; RIBEIRO, R. L. A.; GOMPPER, M. E. Tayra (*Eira barbara*) landscape use as a function of cover types, forest protection, and the presence of puma and free-ranging dogs. **Biotropica**, v. 53, n. 6, p. 1569–1581, 1 nov. 2021.
- BIANCHI, R. de C.; OLIFIERS, N.; RISKI, L. L.; GOUVEA, J. A.; CESÁRIO, C. S.; FORNITANO, L.; ZANIRATO, G. L.; YAN DE OLIVEIRA, M.; DE MORAIS, K. D. R.; RIBEIRO, R. L. A.; D'ANDREA, P. S.; GOMPPER, M. E. Dog activity in protected areas: behavioral effects on mesocarnivores and the impacts of a top predator. **European Journal of Wildlife Research**, v. 66, n. 3, 1 jun. 2020.
- BRANCO, lida H. D. C.; DOMINGUES, E. N.; SÉRIO, F. C.; CALI, I. H. DEL; MATTOS, I. F. de A.; BERTONI, J. E. de A.; ROSSI, M.; ESTON, M. R. de; PFEIFER, R. M.; ANDRADE, W. J. de. Plano conceitual de manejo - Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus, município de Pedregulho, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v. 3, n. 2, p. 137–155, 1991.
- BUTLER, J. R. A.; BROWN, W. Y.; DU TOIT, J. T. Anthropogenic food subsidy to a commensal carnivore: the value and supply of human faeces in the diet of free-ranging dogs. **Animals**, v. 8, n. 5, 1 maio 2018.
- BUTLER, J. R. A.; DU TOIT, J. T.; BINGHAM, J. Free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) as predators and prey in rural Zimbabwe: threats of competition and disease to large wild carnivores. **Biological Conservation**, v. 115, n. 3, p. 369–378, 2004.

- CAMPOS, C. B.; ESTEVES, C. F.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; CRAWSHAW, P. G.; VERDADE, L. M. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. **Journal of Zoology**, v. 273, n. 1, p. 14–20, set. 2007.
- CARO, T. M.; STONER, C. J. The potential for interspecific competition among African carnivores. **Biological Conservation**, v. 110, p. 67–75, 2002.
- CARTER, T. S.; ENCARNACÃO, C. D. Characteristics and Use of Burrows by Four Species of Armadillos in Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 64, n. 1, p. 103–108, 28 fev. 1983.
- CARVALHO, W. D.; ROSALINO, L. M.; GODOY, M. S. A. M.; GIORGETE, M. F.; ADANIA, C. H.; ESBÉRARD, C. E. L. Temporal activity of rural free-ranging dogs: Implications for the predator and prey species in the Brazilian Atlantic Forest. **NeoBiota**, v. 45, p. 55–74, 2019.
- CEPEDA-DUQUE, J. C.; GÓMEZ-VALENCIA, B.; ALVAREZ, S.; GUTIÉRREZ-SANABRIA, D. R.; LIZCANO, D. J. Daily activity pattern of pumas (*Puma concolor*) and their potential prey in a tropical cloud forest of Colombia. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 44, n. 2, p. 267–278, 2021.
- COSTANZI, L.; BRAMBILLA, A.; DI BLASIO, A.; DONDO, A.; GORIA, M.; MASOERO, L.; GENNERO, M. S.; BASSANO, B. Beware of dogs! Domestic animals as a threat for wildlife conservation in Alpine protected areas. **European Journal of Wildlife Research**, v. 67, n. 4, 1 ago. 2021.
- CREMONESI, G.; BISI, F.; GAFFI, L.; ZAW, T.; NAING, H.; MOE, K.; AUNG, Z.; GAGLIARDI, A.; WAUTERS, L. A.; PREATONI, D. G.; MARTINOLI, A. Evaluation of human disturbance on the activity of medium–large mammals in Myanmar tropical forests. **Forests**, v. 12, n. 3, p. 1–15, 1 mar. 2021.
- CROOKS, K. R.; BURDETT, C. L.; THEOBALD, D. M.; RONDININI, C.; BOITANI, L. Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 366, n. 1578, p. 2642–2651, 27 set. 2011.
- CURI, N. H. de A.; MASSARA, R. L.; DE OLIVEIRA PASCHOAL, A. M.; SORIANO-ARAÚJO, A.; LOBATO, Z. I. P.; DEMÉTRIO, G. R.; CHIARELLO, A. G.; PASSAMANI, M. Prevalence and risk factors for viral exposure in rural dogs around protected areas of the Atlantic forest. **BMC Veterinary Research**, v. 12, n. 1, 28 jan. 2016.
- DAVISON, C. W.; CHAPMAN, P. M.; WEARN, O. R.; BERNARD, H.; EWERS, R. M. Shifts in the demographics and behavior of bearded pigs (*Sus barbatus*) across a land-use gradient. **Biotropica**, v. 51, n. 6, p. 938–948, 1 nov. 2019.
- DAYAN, T.; SIMBERLOFF, D. Ecological and community-wide character displacement: The next generation. **Ecology Letters**, v. 8, n. 8, p. 875–894, ago. 2005.
- DEGREGORIO, B. A.; GALE, C.; V. LASSITER, E.; MASSEY, A.; ROBERTS, C. P.; T. VEON, J. Nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*) activity patterns are influenced by human activity. **Ecology and Evolution**, v. 11, n. 22, p. 15874–15881, 1 nov. 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**, v. 15, n. 8, 1 ago. 2023.

- DEGREGORIO, B. A.; VEON, J. T.; MASSEY, A. Wildlife associates of nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*) burrows in Arkansas. **Ecology and Evolution**, v. 12, n. 5, 1 maio 2022.
- DESBIEZ, A. L. J.; KLUYBER, D. The role of giant armadillos (*Priodontes maximus*) as physical ecosystem engineers. **Biotropica**, v. 45, n. 5, p. 537–540, set. 2013.
- DESBIEZ, A. L. J.; KLUYBER, D.; MASSOCATO, G. F.; ATTIAS, N. Methods for the characterization of activity patterns in elusive species: the giant armadillo in the Brazilian Pantanal. **Journal of Zoology**, v. 315, n. 4, p. 301–312, 1 dez. 2021.
- DI BITETTI, M. S.; PAVIOLO, A.; DE ANGELO, C. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. **Journal of Zoology**, v. 270, n. 1, p. 153–163, set. 2006.
- DI BLANCO, Y. E.; DESBIEZ, A. L. J.; DI FRANCESCANTONIO, D.; DI BITETTI, M. S. Excavations of giant armadillos alter environmental conditions and provide new resources for a range of animals. **Journal of Zoology**, v. 311, n. 4, p. 227–238, 1 ago. 2020.
- DOHERTY, T. S.; DICKMAN, C. R.; GLEN, A. S.; NEWSOME, T. M.; NIMMO, D. G.; RITCHIE, E. G.; VANAK, A. T.; WIRSING, A. J. The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. **Biological Conservation**, v. 210, p. 56–59, 1 jun. 2017.
- DOHERTY, T. S.; DRISCOLL, D. A. Coupling movement and landscape ecology for animal conservation in production landscapes. **Proceedings Royal Society**, v. 285, n. 1870, 10 jan. 2018.
- ESTEVO, C. A.; NAGY-REIS, M. B.; NICHOLS, J. D. When habitat matters: Habitat preferences can modulate co-occurrence patterns of similar sympatric species. **PLoS ONE**, v. 12, n. 7, 1 jul. 2017.
- FERRARI, C. C.; MARCOS, H. J. A.; CARMANCIA, P. D.; BENÍEZ, I.; AEANN, J. M. The Brain of the Armadillo *Dasypus hybridus*. A General. **Biocell**, v. 22, n. 2, p. 123–140, 1998.
- FLEMING, P. A.; ANDERSON, H.; PRENDERGAST, A. S.; BRETZ, M. R.; VALENTINE, L. E.; HARDY, G. E. S. Is the loss of Australian digging mammals contributing to a deterioration in ecosystem function? **Mammal Review**, v. 44, n. 2, p. 94–108, 2014.
- FORNITANO, L.; GOUVEA, J. A.; COSTA, R. T.; BIANCHI, R. de C. Ocelot occupancy in fragmented areas of the Brazilian Cerrado and Atlantic Forest. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, p. 1–11, 25 jul. 2022.
- FOSTER, V. C.; SARMENTO, P.; SOLLMANN, R.; TÔRRES, N.; JÁCOMO, A. T. A.; NEGRÕES, N.; FONSECA, C.; SILVEIRA, L. Jaguar and Puma activity patterns and predator-prey interactions in four Brazilian biomes. **Biotropica**, v. 45, n. 3, p. 373–379, maio 2013.
- FRANK, E.; HARRELL, J. Cox proportional hazards regression model. *Em: Regression Modeling Strategies*. [s.l.] Springer, 2015. p. 475–519.
- FREY, S.; FISHER, J. T.; BURTON, A. C.; VOLPE, J. P. Investigating animal activity patterns and temporal niche partitioning using camera-trap data: challenges and opportunities. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, v. 3, n. 3, p. 123–132, 1 set. 2017.
- FURTADO, M. M.; HAYASHI, E. M. K.; ALLENDORF, S. D.; COELHO, C. J.; DE ALMEIDA JÁCOMO, A. T.; MEGID, J.; RAMOS FILHO, J. D.; SILVEIRA, L.; TÔRRES, N. M.; FERREIRA NETO, J. S. Exposure of free-ranging wild carnivores and domestic dogs to

canine distemper virus and parvovirus in the Cerrado of central Brazil. **EcoHealth**, v. 13, n. 3, p. 549–557, 1 set. 2016.

GAYNOR, K. M.; HOJNOWSKI, C. E.; CARTER, N. H.; BRASHARES, J. S. The influence of human disturbance on wildlife nocturnality Downloaded from. **Science**, v. 360, n. 6394, p. 1232–1235, 2018.

GIORDANO, A. J. Ecology and status of the jaguarundi *Puma yagouaroundi*: A synthesis of existing knowledge. **Mammal Review**, v. 46, n. 1, p. 30–43, 1 jan. 2016.

GOMPPER, M. E. The dog-human-wildlife interface: assessing the scope of the problem. **Free-ranging dogs and wildlife conservation**, p. 9–54, 2014.

HARMSSEN, B. J.; FOSTER, R. J.; SILVER, S. C.; OSTRO, L. E. T.; DONCASTER, C. P. Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. **Mammalian Biology**, v. 76, n. 3, p. 320–324, maio 2011.

HEURICH, M.; HILGER, A.; KÜCHENHOFF, H.; ANDRÉN, H.; BUFKA, L.; KROFEL, M.; MATTISSON, J.; ODDEN, J.; PERSSON, J.; RAUSET, G. R.; SCHMIDT, K.; LINNELL, J. D. C. Activity patterns of Eurasian lynx are modulated by light regime and individual traits over a wide latitudinal range. **PLoS ONE**, v. 9, n. 12, 17 dez. 2014.

HUBBARD, T.; COVE, M. V.; GREEN, A. M.; IANNARILLI, F.; ALLEN, M. L.; LAROSE, S. H.; NAGY, C.; COMPTON, J. A.; LAFFERTY, D. J. R. Human presence drives bobcat interactions among the U.S. carnivore guild. **Biodiversity and Conservation**, v. 31, n. 11, p. 2607–2624, 1 set. 2022.

HUGHES, J.; MACDONALD, D. W. A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. **Biological Conservation**, v. 157, p. 341–351, jan. 2013.

KUIJPER, D. P. J.; VERWIJMEREN, M.; CHURSKI, M.; ZBYRYT, A.; SCHMIDT, K.; JEDRZEJEWSKA, B.; SMIT, C. What cues do ungulates use to assess predation risk in dense temperate forests? **PLoS ONE**, v. 9, n. 1, 3 jan. 2014.

LACERDA, A. C. R.; TOMAS, W. M.; MARINHO-FILHO, J. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília national park, Brazil: Interactions with native mammals. **Animal Conservation**, v. 12, n. 5, p. 477–487, out. 2009.

LESSA, I.; CORRÊA SEABRA GUIMARÃES, T.; DE GODOY BERGALLO, H.; CUNHA, A.; M. VIEIRA, E. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? **Natureza e Conservação**, v. 14, n. 2, p. 46–56, 1 jul. 2016.

LINKIE, M.; RIDOUT, M. S. Assessing tiger-prey interactions in Sumatran rainforests. **Journal of Zoology**, v. 284, n. 3, p. 224–229, jul. 2011.

LUND, U.; AGOSTINELLI, C.; ARAI, H.; GAGLIARDI, A.; GARCÍA-PORTUGUÉS, E.; GIUNCHI, D.; IRISSON, J.-O.; POCERNICH, M.; ROTOLO, F. **Package “circular”**. [s.l.: s.n.].

LYNCH, E.; NORTHRUP, J. M.; MCKENNA, M. F.; ANDERSON, C. R.; ANGELONI, L.; WITTEMYER, G. Landscape and anthropogenic features influence the use of auditory vigilance by mule deer. **Behavioral Ecology**, v. 26, n. 1, p. 75–82, 1 jan. 2015.

MACCARINI, T. B.; ATTÍAS, N.; MEDRI, Í. M.; MARINHO-FILHO, J.; MOURÃO, G. Temperature influences the activity patterns of armadillo species in a large neotropical wetland. **Mammal Research**, v. 60, n. 4, p. 403–409, 1 out. 2015.

- MARGARIDO, M. P.; CARVALHO, E. A. R.; ENDO, W.; LOPES, A. M. C.; MIRANDA, F. R. Xenarthra richness and activity pattern in the Brazilian Amazon. **Mammalian Biology**, 2023.
- MARINHO, P. H.; BEZERRA, D.; ANTONGIOVANNI, M.; FONSECA, C. R.; VENTICINQUE, E. M. Activity patterns of the threatened northern tiger cat *Leopardus tigrinus* and its potential prey in a Brazilian dry tropical forest. **Mammalian Biology**, v. 89, p. 30–36, 1 mar. 2018.
- MARINHO, P. H.; FONSECA, C. R.; SARMENTO, P.; FONSECA, C.; VENTICINQUE, E. M. Temporal niche overlap among mesocarnivores in a Caatinga dry forest. **European Journal of Wildlife Research**, v. 66, n. 2, 1 abr. 2020.
- MATOS DIAS, D. de; CAMPOS, C. B. de; GUIMARÃES RODRIGUES, F. H. Behavioural ecology in a predator-prey system. **Mammalian Biology**, v. 92, p. 30–36, 1 set. 2018.
- MCDONOUGH, C. M. ; DELANEY, M. J. ; QUOC LE, P. ; BLACKMORE, M. S. ; LOUGHRY, W. J. Burrow characteristics and habitat associations of armadillos in Brazil and the United States of America. **Revista de Biologia Tropical**, v. 48, n. 1, p. 109–120, 2000.
- MCDONOUGH, C. M.; LOUGHRY, W. J. Activity patterns in a population of nine-banded armadillos. **Journal of Mammalogy**, v. 78, n. 3, p. 931–941, 1997.
- MCDONOUGH, C. M.; LOUGHRY, W. J. Impacts of land management practices on a population of nine-banded armadillos in northern Florida. **Wildlife Society Bulletin**, v. 33, n. 4, p. 1198–1209, dez. 2005.
- MCNAB, B. K. Energetics and the Limits to a temperate distribution in armadillos. **Journal of Mammalogy**, v. 61, n. 4, p. 606–627, 19 dez. 1980.
- MCNAB, B. K. Energetics, population biology, and distribution of xenarthrans, living and extinct. Em: MONTGOMERY GG. **The Evolution and Ecology of Armadillos, Sloths, and Vermilinguas**. Washington and London: Smithsonian Institution Press, 1985. p. 219–232.
- MEEK, P. D. The movement, roaming behavior and home range of free-roaming domestic dogs, *Canis lupus familiaris*, in coastal New South Wales. **Wildlife Research**, v. 26, n. 6, p. 847–855, 1999.
- MENDES, C. P.; CARREIRA, D.; PEDROSA, F.; BECA, G.; LAUTENSCHLAGER, L.; AKKAWI, P.; BERCÊ, W.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; GALETTI, M. Landscape of human fear in Neotropical rainforest mammals. **Biological Conservation**, v. 241, 1 jan. 2020.
- MEREDITH, M. S.; RIDOUT, M. **Package ‘overlap’. R package version 0.2**. 32017.
- MONROY-VILCHIS, O.; RODRÍGUEZ-SOTO, C.; ZARCO-GONZÁLEZ, M.; URIOS, V. Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in central Mexico. **Animal Biology**, v. 59, n. 2, p. 145–157, 2009.
- MONTEIRO-ALVES, P. S.; FERREGUETTI, A. C.; ALLEMAND, M. M.; PEREIRA-RIBEIRO, J.; KAJIN, M.; ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G. Domestic dogs and water-availability effects on non-volant mammals in a protected area, south-eastern Brazil. **Wildlife Research**, v. 48, n. 4, p. 323–333, 1 jun. 2021.
- MORTERS, M. K.; MCKINLEY, T. J.; RESTIF, O.; CONLAN, A. J. K.; CLEAVELAND, S.; HAMPSON, K.; WHAY, H. R.; DAMRIYASA, I. M.; WOOD, J. L. N. The demography of

free-roaming dog populations and applications to disease and population control. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 4, p. 1096–1106, 2014.

NAGY-REIS, M. B.; IWAKAMI, V. H. S.; ESTEVO, C. A.; SETZ, E. Z. F. Temporal and dietary segregation in a neotropical small-felid assemblage and its relation to prey activity. **Mammalian Biology**, v. 95, p. 1–8, 1 mar. 2019.

NORRIS, D.; MICHALSKI, F.; PERES, C. A. Habitat patch size modulates terrestrial mammal activity patterns in Amazonian forest fragments. **Journal of Mammalogy**, v. 91, n. 3, p. 551–560, 16 jun. 2010.

OBER, H. K.; DEGROOTE, L. W.; MCDONOUGH, C. M.; MIZELL, R. F.; MANKIN, R. W. Identification of an attractant for the nine-banded armadillo, *Dasypus novemcinctus*. **Wildlife Society Bulletin**, v. 35, n. 4, p. 421–429, dez. 2011.

PARDO, L. E.; EDWARDS, W.; CAMPBELL, M. J.; GÓMEZ-VALENCIA, B.; CLEMENTS, G. R.; LAURANCE, W. F. Effects of oil palm and human presence on activity patterns of terrestrial mammals in the Colombian Llanos. **Mammalian Biology**, v. 101, n. 6, p. 775–789, 1 dez. 2021.

PARSONS, A. W.; BLAND, C.; FORRESTER, T.; BAKER-WHATTON, M. C.; SCHUTTLER, S. G.; MCSHEA, W. J.; COSTELLO, R.; KAYS, R. The ecological impact of humans and dogs on wildlife in protected areas in eastern North America. **Biological Conservation**, v. 203, p. 75–88, 1 nov. 2016.

PASCHOAL, A. M. O.; MASSARA, R. L.; BAILEY, L. L.; DOHERTY, P. F.; SANTOS, P. M.; PAGLIA, A. P.; HIRSCH, A.; CHIARELLO, A. G. Anthropogenic disturbances drive domestic dog use of Atlantic Forest protected areas. **Tropical Conservation Science**, v. 11, 1 jan. 2018.

PORFIRIO, G.; FOSTER, V. C.; FONSECA, C.; SARMENTO, P. Activity patterns of ocelots and their potential prey in the Brazilian Pantanal. **Mammalian Biology**, v. 81, n. 5, p. 511–517, 1 set. 2016.

RAO, J. S.; SENGUPTA AMBAR; SENGUPTA ASHIS. **Topics in circular statistics**. [s.l.] World scientific , 2001. v. 5

RIBEIRO, F. S.; NICHOLS, E.; MORATO, R. G.; METZGER, J. P.; PARDINI, R. Disturbance or propagule pressure? Unravelling the drivers and mapping the intensity of invasion of free-ranging dogs across the Atlantic forest hotspot. **Diversity and Distributions**, v. 25, n. 2, p. 191–204, 1 fev. 2019.

RIDOUT, M. S.; LINKIE, M. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. **Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**, v. 14, n. 3, p. 322–337, 2009.

RITCHIE, E. G.; JOHNSON, C. N. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 12, n. 9, p. 982–998, set. 2009.

ROLIM, G. de S.; BENTO PAES CAMARGO, M. de; GROSSELI LANIA, D.; FERNANDO LEITE MORAES, J. de. CLASSIFICAÇÃO CLIMÁTICA DE KÖPPEN E DE THORNTHWAITE E SUA APLICABILIDADE NA DETERMINAÇÃO DE ZONAS AGROCLIMÁTICAS PARA O ESTADO DE SÃO PAULO. v. 66, p. 711–720, 2007.

ROVERO, F.; TOBLER, M.; SANDERSON, J. Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. Em: **Manual on field recording techniques and protocols for All Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring**. [s.l.: s.n.]p. 100–128.

- SARKAR, R.; SAU, S.; BHADRA, A. Scavengers can be choosers: A study on food preference in free-ranging dogs. **Applied Animal Behaviour Science**, v. 216, p. 38–44, 1 jul. 2019.
- SASAKI, D.; MELLO-SILVA, R. de. Levantamento florístico no cerrado de Pedregulho, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 1, p. 187–202, 2008.
- SEPÚLVEDA, M.; PELICAN, K.; CROSS, P.; EGUREN, A.; SINGER, R. Fine-scale movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile. **Mammalian Biology**, v. 80, n. 4, p. 290–297, 1 ago. 2015.
- SILVA, A. L. F. da; H. VARZINCZAK, L.; C. PASSOS, F. Attacks of domestic dogs on Common Long-Nosed Armadillo *Dasypus novemcinctus* and Southern Brown Howler Monkey *Alouatta guariba* in fragmented Atlantic Forest and implications in a region of high priority for biodiversity conservation. **Austral Ecology**, v. 46, n. 1, p. 155–158, 1 fev. 2021.
- SILVA-PEREIRA, J. E.; MORO-RIOS, R. F.; BILSKI, D. R.; PASSOS, F. C. Diets of three sympatric Neotropical small cats: Food niche overlap and interspecies differences in prey consumption. **Mammalian Biology**, v. 76, n. 3, p. 308–312, maio 2011.
- SILVA-RODRÍGUEZ, E. A.; SIEVING, K. E. Influence of care of domestic carnivores on their predation on vertebrates. **Conservation Biology**, v. 25, n. 4, p. 808–815, ago. 2011.
- SILVA-RODRÍGUEZ, E. A.; SIEVING, K. E. Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. **Biological Conservation**, v. 150, n. 1, p. 103–110, jun. 2012.
- STEADMAN, D. W.; WORNE, H. Canine scavenging of human remains in an indoor setting. **Forensic Science International**, v. 173, n. 1, p. 78–82, 15 nov. 2007.
- SUPERINA, M.; LOUGHRY, W. J. Life on the half-shell: Consequences of a carapace in the evolution of armadillos (Xenarthra: Cingulata). **Journal of Mammalian Evolution**, v. 19, n. 3, p. 217–224, set. 2012.
- TEAM, R. C. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing Vienna. 2022.
- THERNEAU, T. **A package for survival analysis in R**. [s.l.: s.n.].
- TOBLER, M. W.; CARRILLO-PERCASTEGUI, S. E.; LEITE PITMAN, R.; MARES, R.; POWELL, G. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. **Animal Conservation**, v. 11, n. 3, p. 169–178, jun. 2008.
- VANAK, A. T.; DICKMAN, C. R.; SILVA-RODRIGUEZ, E. A.; BUTLER, J. R.; RITCHIE, E. G.; GOMPPER, M. E. **Free-ranging dogs and wildlife conservation**. 1. ed. [s.l.] Oxford University Press, Oxford, UK, 2014.
- VANAK, A. T.; GOMPPER, M. E. Dogs *Canis familiaris* as carnivores: Their role and function in intraguild competition. **Mammal Review**, v. 39, n. 4, p. 265–283, 2009.
- VILLATORO, F. J.; NAUGHTON-TREVES, L.; SEPÚLVEDA, M. A.; STOWHAS, P.; MARDONES, F. O.; SILVA-RODRÍGUEZ, E. A. When free-ranging dogs threaten wildlife: Public attitudes toward management strategies in southern Chile. **Journal of Environmental Management**, v. 229, p. 67–75, 1 jan. 2019.
- VINCENT, J. L.; VONK, J. Aroma-dillo or Area-dillo? An examination of armadillos' sensory modality bias. **Behavioural Processes**, v. 202, 1 out. 2022.

WANG, E. Diets of ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*L. wiedii*), and oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic Rainforest in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 37, n. 3, p. 207–212, dez. 2002.

WENG, Y.; MCSHEA, W.; DIAO, Y.; YANG, H.; ZHANG, X.; GU, B.; BU, H.; WANG, F. The incursion of free-ranging dogs into protected areas: A spatio-temporal analysis in a network of giant panda reserves. **Biological Conservation**, v. 265, 1 jan. 2022.

WESTON, M. A.; FITZSIMONS, J. A.; WESCOTT, G.; MILLER, K. K.; EKANAYAKE, K. B.; SCHNEIDER, T. Bark in the park: a review of domestic dogs in parks. **Environmental Management**, v. 54, n. 3, p. 373–382, 2014.

ZAPATA-RÍOS, G.; BRANCH, L. C. Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. **Biological Conservation**, v. 193, p. 9–16, 1 jan. 2016.

5 FATORES ECOLÓGICOS ASSOCIADOS À INTERAÇÃO ENTRE CÃES DOMÉSTICOS E TATU-GALINHA (*Dasypus novemcinctus*) EM PAISAGENS ALTERADAS POR ATIVIDADES ANTRÓPICAS

RESUMO

Interações interespecíficas entre espécies nativas e exóticas são influenciadas por fatores ambientais e antrópicos em paisagens alteradas. Utilizando modelos de ocupação multiespécies, analisamos a relação entre tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) e cães domésticos (*Canis familiaris*) em uma área de 39.000 ha no nordeste do estado de São Paulo, entre 2020 e 2022. A partir de 3.597 armadilhas-noite, registramos 48 detecções independentes de tatus e 58 de cães. A proporção de formações savânicas em uma escala de 850 metros foi a principal variável explicativa para a ocupação de ambas as espécies, mas com efeitos opostos: enquanto os tatus preferem áreas savânicas, os cães tendem a evitar esses locais, concentrando-se em áreas próximas a zonas urbanas. Esses padrões refletem as adaptações ecológicas dos tatus a ambientes com menor densidade de vegetação, que facilitam a escavação de tocas e o acesso a recursos alimentares, e a dependência dos cães domésticos de recursos associados à presença humana. Apesar de as formações savânicas oferecerem refúgio para os tatus, a presença de cães domésticos em paisagens periurbanas representa uma ameaça às espécies nativas, intensificando riscos de predação, transmissão de doenças e competição por recursos. Esses impactos são especialmente preocupantes em biomas ameaçados, como o Cerrado, que já enfrenta altas taxas de perda de habitat. Recomendamos estratégias de manejo, como controle populacional de cães, restrições ao acesso a áreas protegidas e educação ambiental, para mitigar os efeitos negativos e promover a conservação da biodiversidade local.

Palavras-chave: coocorrência; espécies invasoras; risco de distúrbio; áreas protegidas; armadilhas fotográficas.

ABSTRACT

Interspecific interactions between native and exotic species are influenced by environmental and anthropogenic factors in altered landscapes. Using multi-species occupancy models, we analyzed the relationship between nine-banded armadillos (*Dasypus novemcinctus*) and domestic dogs (*Canis familiaris*) within a 39,000-ha area in northeastern São Paulo State, Brazil, from 2020 to 2022. Based on 3,597 trap-nights, we recorded 48 independent detections of armadillos and 58 dogs. The proportion of savanna formations at an 850-meter scale emerged as the primary variable explaining the occupancy of both species, but with opposing effects: armadillos preferred savanna habitats, while dogs tended to avoid these areas, concentrating near urban zones. These patterns reflect armadillos' ecological adaptations to environments with lower vegetation density, which facilitate burrow excavation and access to food resources, and domestic dogs' dependence on resources associated with human presence. Although savanna formations provide refuge for armadillos, the presence of domestic dogs in periurban landscapes poses a significant threat to native species by increasing risks of predation, disease transmission, and resource competition. These impacts are particularly concerning in threatened biomes like the Cerrado, which already experiences high rates of habitat loss. We recommend management strategies, such as dog population control, restricted access to protected areas, and environmental education, to mitigate these negative effects and support local biodiversity conservation.

Keywords: co-occurrence; alien species; risk disturbance; protected areas; camera traps.

1 INTRODUÇÃO

As interações entre diferentes espécies desempenham um papel fundamental na regulação das populações e comunidades ecológicas (MOUGI; KONDOH, 2012; WALLACE; ERIC BENBOW, 2019). Essas interações podem ocorrer por meio de mecanismos diretos, como predação ou competição por recursos, onde uma espécie impacta diretamente a sobrevivência ou o acesso a recursos de outra (CARO; STONER, 2002; CONNELL, 1961; RITCHIE; JOHNSON, 2009; SÉVÊQUE *et al.*, 2020). Além disso, interações indiretas, resultantes de mudanças comportamentais induzidas por outras espécies, também influenciam a dinâmica populacional e o uso do habitat (BAILEY; WHITHAM, 2007; RODEWALD; ARCESE, 2016; WERNER; PEACOR, 2003). Essas interações são moduladas tanto por fatores

bióticos quanto por condições ambientais (BERGER-TAL; SALTZ, 2019; MAGRACH *et al.*, 2014).

Paisagens alteradas por atividades humanas, como rodovias e trilhas influenciam a distribuição de recursos e os padrões de movimentação das espécies, impactando suas interações (SOULTAN; ATTUM; LAHUE, 2021). Tais fatores ampliam o escopo das interações interespecíficas, gerando variações nos padrões de coexistência em diferentes ambientes (TURRINI; SANDERS; KNOP, 2016). A presença crescente e a permanência de cães domésticos em habitats naturais tem despertado preocupações sobre seus impactos na dinâmica das interações com a fauna nativa (GOMPPER, 2014; LESSA *et al.*, 2016; SOULTAN; ATTUM; LAHUE, 2021; VANAK; GOMPPER, 2009).

Os cães domésticos é um carnívoro como as demais espécies desta ordem e mantêm comportamentos que podem afetar as populações nativas, seja por competição por recursos, predação ou ocupação de territórios (LAZZARONI *et al.*, 2020; PERRI *et al.*, 2020; VANAK; GOMPPER, 2010). Embora amplamente estudadas em relação a outros predadores (BIANCHI *et al.*, 2020; BUTLER; DU TOIT; BINGHAM, 2004; FARRIS *et al.*, 2020), as interações entre cães e espécies semifossoriais, como o tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*), são menos exploradas (DOHERTY *et al.*, 2017).

O tatu-galinha, um mamífero semifossorial amplamente distribuído nas Américas, apresenta características ecológicas e fisiológicas que o tornam potencialmente vulnerável à presença de cães (DEGREGORIO *et al.*, 2021; LOUGHRY; MCDONOUGH, 2013; RODRIGUES *et al.*, 2020). Devido à sua baixa taxa metabólica e à dependência de uma regulação eficiente da temperatura corporal (MCNAB, 1980b), o tatu-galinha pode alterar seu comportamento em resposta à presença de predadores, como cães. Essas mudanças comportamentais podem impactar diretamente sua capacidade de buscar alimento, reproduzir-se e sobreviver (GUEDES *et al.*, 2021; LESSA *et al.*, 2016; SEPÚLVEDA *et al.*, 2015; SILVA-RODRÍGUEZ; SIEVING, 2012). Além disso, a agressão por cães domésticos aumenta significativamente a mortalidade de tatus (DEGREGORIO *et al.*, 2021; SILVA; H. VARZINCZAK; C. PASSOS, 2021).

A presença de cães domésticos em habitats naturais é frequentemente associada à fragmentação das paisagens devido à expansão urbana e agrícola. No Brasil, os biomas Cerrado e Mata Atlântica estão entre os mais afetados pela perda de habitat, com menos de 50% do Cerrado e apenas 11,6% da Mata Atlântica ainda cobertos por vegetação nativa, a maior parte em pequenos fragmentos (BEUCHLE *et al.*, 2015; CATOJO; JESUS, 2022; REZENDE *et al.*, 2018; ROSA *et al.*, 2021; VANCINE *et al.*, 2024). A fragmentação facilita o acesso de cães

domésticos e aumenta suas interações com a fauna silvestre, intensificando a competição por recursos (CARRETE *et al.*, 2010; DANIELSON, 1992).

O tatu-galinha, embora tolerante a ambientes alterados, desempenha um papel ecológico importante como um componente da cadeia alimentar regional, além de contribuir para a ciclagem de nutrientes, a aeração do solo e a dispersão de sementes, o que afeta diretamente a estrutura das comunidades vegetais (DEGREGORIO; VEON; MASSEY, 2022; RODRIGUES *et al.*, 2020). Compreender os efeitos dos cães domésticos sobre as populações de tatus é, portanto, uma das condições essenciais para avaliar o estado de conservação dessas espécies e a integridade dos ecossistemas em que vivem.

Neste estudo, investigamos os efeitos da presença de cães sobre as populações de tatu-galinha em uma paisagem com diferentes usos, incluindo fragmentos de vegetação nativa, áreas protegidas e regiões de alta atividade humana em dois municípios no nordeste do estado de São Paulo. Especificamente, testamos as seguintes hipóteses: (1) a presença de cães afeta negativamente a ocorrência de tatus, que neste trabalho será interpretado como uso do habitat.; (2) a fragmentação do habitat aumenta a probabilidade de encontros entre cães e tatus; e (3) a proximidade de infraestruturas, como rodovias e residências, eleva o risco de interação entre essas espécies.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em uma área de aproximadamente 39.000 ha, abrangendo os municípios de Pedregulho e Rifaina, no nordeste do estado de São Paulo (Figura 1). A área inclui o Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus, uma Unidade de Conservação de Proteção Integral com 2.069 ha. A região é caracterizada por uma topografia montanhosa, com remanescentes de Mata Atlântica e Cerrado (RODRIGUES; HOTT, 2010). No Parque, as áreas de encostas e ripárias apresentam florestas estacionais semidecíduas primárias, enquanto as áreas mais elevadas contêm fragmentos de vegetação savânica, gramíneas naturais e Cerrado *stricto sensu* (SASAKI; MELLO-SILVA, 2008).

A leste dos municípios, o Rio Grande delimita a divisa entre os estados de São Paulo e Minas Gerais. As margens do Rio Grande e seus tributários são caracterizadas por vegetação preservada, com fitofisionomias que variam entre campo sujo, campo cerrado, cerrado *stricto sensu* e floresta semidecídua (SASAKI; MELLO-SILVA, 2008).

Esses municípios são considerados áreas prioritárias para conservação no estado de São Paulo devido às suas características geomorfológicas e à presença de espécies raras com distribuição restrita aos habitats savânicos (DURIGAN *et al.*, 2003b, 2003a). As principais atividades agrícolas incluem pastagens extensivas, plantações de café, produção de cana-de-açúcar, silvicultura (*Pinus* spp. e *Eucalyptus*), além de áreas urbanas e cursos d'água (BRANCO *et al.*, 1991).

A região possui um clima tropical de altitude, com precipitação média anual de 145 mm entre outubro e março e invernos secos entre abril e setembro. As temperaturas variam entre 13,7°C nos meses mais frios e ultrapassam 26,5°C nos meses mais quentes (CEPAGRI, 2023).

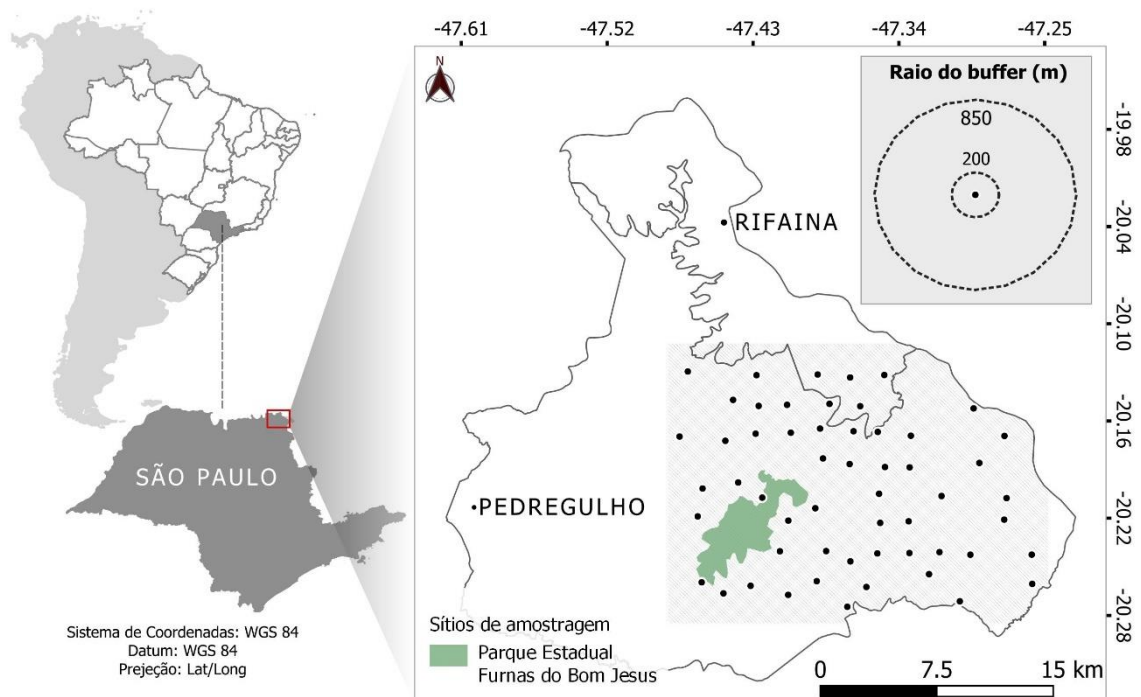


Figura 1. Disposição das armadilhas fotográficas instaladas entre 2020 e 2022 nos municípios de Pedregulho e Rifaina, no nordeste do estado de São Paulo. O detalhe apresenta os raios dos buffers traçados a partir de cada sítio amostral para análise da escala de efeito nos modelos de ocupação.

2.2 Coleta de dados

Para amostrar áreas com diferentes níveis de interferência antrópica e categorias de proteção, utilizamos armadilhas fotográficas (modelos Bushnell® Trophy Cam 6.0 Mpxl, Scoutguard® SG 560 e Reconyx® Hypfire 2 Covert). A fim de garantir a independência

espacial, os equipamentos foram instalados a uma distância mínima de 2.000 metros entre os sítios de amostragem. Um total de 55 câmeras foram instaladas, sem o uso de iscas (Figura 1).

As câmeras foram posicionadas a uma altura de 30-40 cm do solo, fixadas em troncos de árvores, preferencialmente em trilhas, e orientadas para o Norte ou Sul, a fim de minimizar a incidência direta de luz solar no sensor (ROVERO; TOBLER; SANDERSON, 2010). Todas as câmeras operaram 24 horas por dia e foram programadas para capturar três registros em intervalos de 10 segundos quando acionadas (ROVERO *et al.*, 2014; ROVERO; TOBLER; SANDERSON, 2010).

Os equipamentos permaneceram, em média, 60 dias em cada sítio de amostragem e foram revisados mensalmente para troca de pilhas, cartões de memória e verificação das configurações. O período de amostragem se estendeu de dezembro de 2020 a agosto de 2022, totalizando um esforço de 3.597 armadilhas-noite. Para garantir a independência temporal nas análises, consideramos apenas os registros com intervalo igual ou superior a 60 minutos entre detecções (MEEK *et al.*, 2014; TOBLER *et al.*, 2008).

2.3 Parâmetros de detecção e ocupação

Foram utilizados sete covariáveis ambientais para compor os modelos de ocupação múltipla (Tabela 1), com base em estudos anteriores sobre a seleção de habitats por cães domésticos e tatus (DEGREGORIO; VEON; MASSEY, 2022; HAYWOOD; NIELSEN; JIMÉNEZ, 2021; LESSA *et al.*, 2016; LOUGHRY; MCDONOUGH, 1988, 2013; MALHOTRA; JIMÉNEZ; HARRIS, 2021; PASCHOAL *et al.*, 2018; RODRIGUES; CHIARELLO, 2018; SOULTAN; ATTUM; LAHUE, 2021; TORRES; PRADO, 2010).

Para minimizar a redundância entre as covariáveis ambientais, as classes de uso da terra foram agrupadas em duas categorias: "Dense", que engloba formações florestais com predominância de espécies arbóreas com dossel fechado, como Floresta Estacional Semidecidual, Decidual, Mata Ciliar, Mata de Galeria e Cerradão; e "Open", composta por estratos arbóreos e arbustivo-herbáceos, como as formações savânicas de Cerrado e áreas alagáveis (RIBEIRO; WALTER, 1998). A cena matricial dos usos e cobertura da terra possui resolução espacial de 30 metros e acurácia geral de 88,1% (MAPBIOMAS, 2021).

As distâncias dos sítios de amostragem até os cursos d'água ("Dhidro"), rodovias ("Droad") e residências ("Durb") mais próximas foram calculadas utilizando a função "point to line distance" do pacote SAGA no QGIS 3.26 (QGIS Development Team, 2020). Os dados da rede hidrográfica do Estado de São Paulo na escala 1:50.000 foram obtidos no banco de dados

DataGEO (SIMA, 2022). A malha rodoviária foi obtida através do plugin “Open Street Maps Downloader”, versão 1.0.3, no QGIS 3.26 QGIS Development Team, 2020). As localizações das infraestruturas rurais e residências foram determinadas manualmente a partir de imagens do Google Satellite, usando a ferramenta “QuickMapServices” no QGIS 3.26 (QGIS Development Team, 2020).

Os dados climáticos de médias diárias de temperatura e precipitação foram obtidos da base de dados CIIAGRO (CIIAGRO, 2023). Adicionalmente, incluímos o esforço amostral das câmeras como parâmetro de detecção.

2.4 Escala de efeito

A escala de efeito refere-se à área espacial onde as variáveis ambientais exercem maior influência sobre a presença ou o comportamento de uma espécie (JACKSON; FAHRIG, 2015). Neste estudo, investigamos as proporções das classes de uso e ocupação da terra em diferentes escalas da paisagem, com o objetivo de identificar a escala mais adequada para prever a ocupação das espécies em questão. Utilizamos duas escalas hierárquicas com raios de 200 e 850 metros (12,5 – 227,2 ha; Figura 1), baseadas em dados sobre os padrões de movimentação do tatu-galinha presentes na literatura (GAMMONS; MENGAK; JONES, 2009; LAYNE; GLOVER, 1977; MCDONOUGH; LOUGHRY, 1997).

2.5 Análise dos dados

Neste estudo, adotamos uma abordagem em três etapas para investigar como variáveis ambientais influenciam a interação entre tatus-galinha e cães domésticos. Primeiramente, estimamos a probabilidade de detecção individual das espécies ($p(\rho)$), seguida pela estimativa da probabilidade de ocupação individual ($p(\psi)$) e, por fim, avaliamos a probabilidade de coocorrência entre as espécies, com base nos parâmetros obtidos nos modelos de espécie única.

Para construir o histórico de ocupação, agrupamos os períodos de amostragem contínua em ocasiões de 10 dias (MACKENZIE *et al.*, 2002; SOLLMANN, 2018). Registramos a presença das espécies como "1" (detecção) quando ao menos uma observação foi registrada durante o intervalo de 10 dias, e como "0" (não detecção) quando nenhuma detecção foi registrada. As variáveis ambientais de temperatura e precipitação foram calculadas como médias diárias para cada intervalo de 10 dias, totalizando 14 ocasiões de amostragem.

Os modelos foram ajustados utilizando a função *occuMulti* do pacote *unmarked* no RStudio (RSTUDIO TEAM, 2022), com a seleção dos melhores modelos baseada no Critério

de Informação de Akaike corrigido (AICc) (MACKENZIE *et al.*, 2018). Consideramos fortemente suportadas apenas as covariáveis cujos intervalos de confiança de 85% não incluíram o valor zero. Todas as covariáveis foram padronizadas em z-scores ($(x - \text{média}) / \text{desvio padrão}$) (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012), e covariáveis com correlação de Spearman ($|r| \geq 0,60$) foram excluídas do mesmo modelo para evitar multicolinearidade.

Na primeira etapa da análise, modelamos a probabilidade de detecção ($p(\rho)$) de ambas as espécies, assumindo ocupação constante ($\psi(.)$), para investigar a influência da temperatura média diária ($\rho(\text{Temp})$), da precipitação média diária ($\rho(\text{Prec})$), e do esforço amostral ($\rho(\text{Effort})$), (Tabela 1). Na segunda etapa, modelamos a probabilidade de ocupação ($p(\psi)$) para cada espécie, mantendo fixada a covariável de detecção mais bem classificada na etapa anterior. Utilizamos modelos hierárquicos de primeira ordem para estimar a ocupação sem considerar interações entre as espécies. Na terceira etapa, exploramos a interação entre tatus-galinha e cães domésticos por meio de um modelo multi-espécies de única estação (MACKENZIE *et al.*, 2018), que incorpora um estado latente de ocupação (Z_i) representando a detecção (1) ou não detecção (0) de cada espécie em um local (i). O modelo utiliza uma distribuição Bernoulli Multivariada (MVB), $Z_i \sim \text{MVB}(\psi_i)$, onde ψ_i contém as probabilidades de coocorrência, e estima três parâmetros principais na escala logit: as *log odds* de ocupação individual para cada espécie ($f_{1,i}$, $f_{2,i}$) e as *log odds* de coocorrência ($f_{12,i}$) (ROTA *et al.*, 2016).

As covariáveis mais relevantes identificadas nas etapas anteriores, como proporção de áreas savânicas ("Open") e florestais ("Dense"), distância até rodovias, residências e cursos d'água, foram incorporadas aos modelos multi-espécies. Os resultados foram interpretados conforme Rota et al. (2016), considerando que a coocorrência entre as espécies pode ser influenciada positiva ou negativamente por variáveis ambientais. Quando modelos com interações entre as espécies apresentaram melhor ajuste em relação aos modelos sem interações, concluímos que a presença da espécie dominante exerce maior influência na ocupação dos tatus-galinha do que as variáveis ambientais.

Tabela 1. Covariáveis ambientais utilizadas para quantificar as probabilidades de ocupação ($p(\psi)$) e detecção ($p(\rho)$) em modelos *multi-espécies*, considerando múltiplas escalas espaciais de efeito na área de estudo. N.T. refere-se aos parâmetros não testados.

Covariável	Identificação nos modelos	Descrição da covariável	Escala de efeito (m)	Parâmetro	
Formações florestais	Dense	Proporção de áreas com predominância de espécies arbóreas e formação de dossel	200 e 850	ψ	N.T.
Cerrado sentido restrito, áreas alagáveis e gramíneas nativas	Open	Proporção de áreas com predominância de estratos arbóreo e arbustivo-herbáceo	200 e 850	Ψ	N.T.
Distância de rodovias (m)	Droad	Distância linear entre o sítio de amostragem e a rodovia mais próxima	-	Ψ	ρ
Distância de residências (m)	Durb	Distância linear entre o sítio de amostragem e a construção mais próxima	-	Ψ	ρ
Distância de cursos de água (m)	Dhidro	Distância linear entre o sítio de amostragem e o curso d'água mais próximo	-	Ψ	ρ
Temperatura (°C)	Temp	Temperatura média mensal	-	N.T.	ρ
Precipitação (mm)	Prec	Precipitação média mensal	-	N.T.	ρ
Esforço de amostragem	Effort	Número de dias em que a câmera permaneceu ativa no sítio de amostragem	-	N.T.	ρ

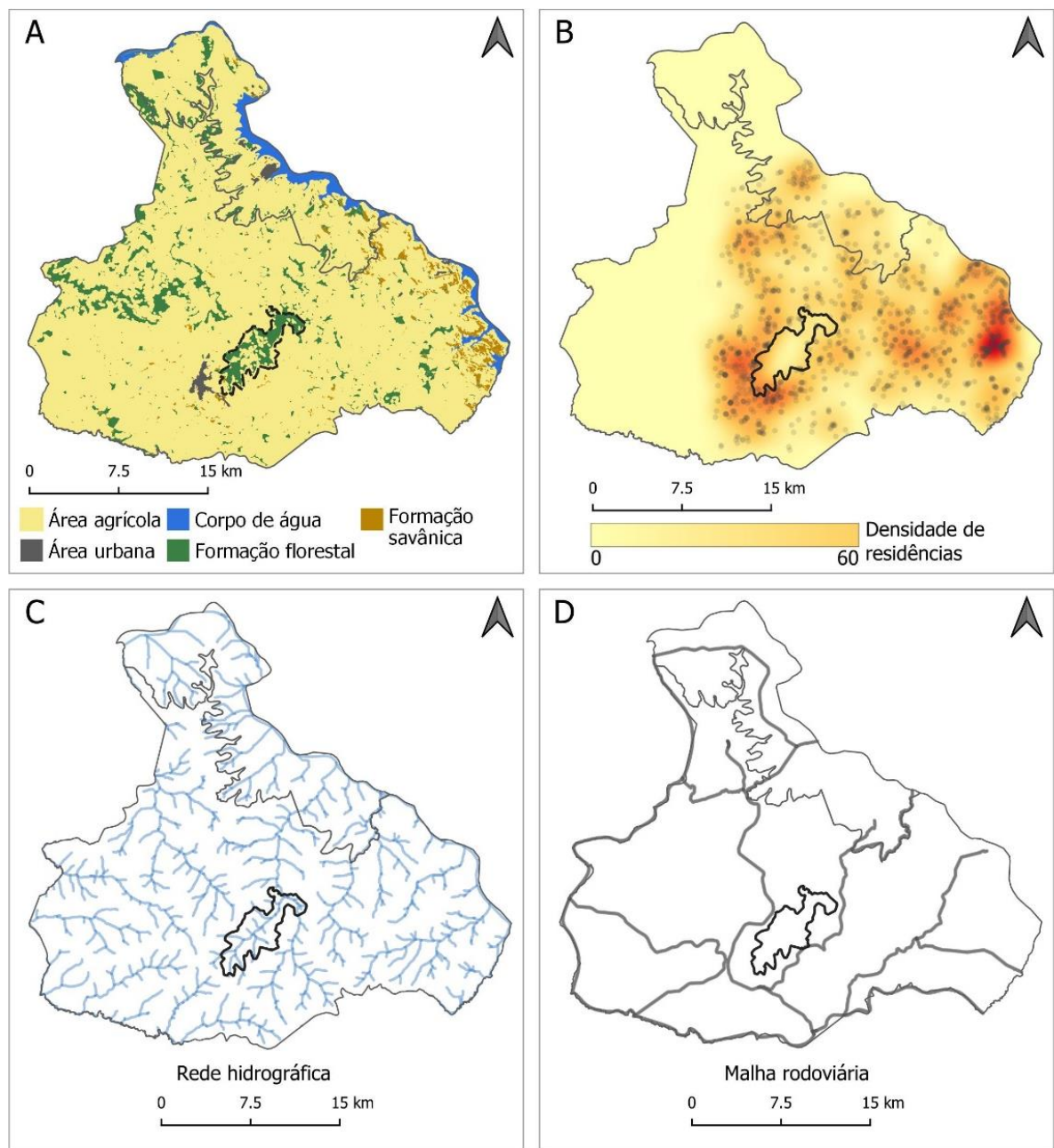


Figura 2. Espacialização das covariáveis ambientais e limite do Parque Estadual Furnas do Bom Jesus nos municípios de Pedregulho e Rifaina, nordeste do estado de São Paulo. A) classes de uso e cobertura do da terra; B) localização e densidade de residências rurais; C) rede hidrográfica; e D) malha rodoviária.

3 RESULTADOS

A partir de um esforço amostral de 3.597 armadilhas-noite, registramos 48 detecções independentes de tatus-galinha e 58 de cães domésticos. Na primeira etapa, o parâmetro de

detecção que apresentou o esforço amostral ($\rho(\text{Effort})$) como ajuste para a detecção e cães domésticos (Tabela 2).

Tabela 2. Valores estimados (β) e seus respectivos erros padrão (SE) para as covariáveis de detecção (p) do tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) e do cão doméstico (*Canis familiaris*) nos modelos selecionados ($\Delta\text{AICc} \leq 2$). Para cada modelo, são apresentados os valores do Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc), a diferença em relação ao melhor modelo ajustado (ΔAICc), o peso acumulado dos modelos (Cum.Wt), e o número de parâmetros (K).

Covariável	β estimado	SE	K	AICc	ΔAICc	Cum.Wt
$\rho(\text{dasypus})$ Intercept	-0.72	0.25	5	434.45	0.00	0.33
$\rho(\text{canis})$ Intercept	-1.32	0.22				
$\rho(\text{canis})$ Effort	-0.48	0.20				
$\rho(\text{dasypus})$ Intercept	-0.74	0.26	6	436.64	2.19	0.44
$\rho(\text{dasypus})$ Effort	0.16	0.27				
$\rho(\text{canis})$ Intercept	-1.32	0.22				
$\rho(\text{canis})$ Effort	-0.48	0.20				

Na segunda etapa da análise, construímos 92 modelos sem considerar interações entre as espécies, utilizando diferentes escalas de paisagem. Dentre esses, quatro modelos foram considerados plausíveis para explicar a ocupação individual de cada espécie (Tabela 3). A proporção de formação savânica na escala de 850 metros apresentou o melhor ajuste para a ocupação de ambas as espécies, embora com efeitos opostos. O efeito positivo dessa variável sugere que os tatus-galinha preferem áreas com maior proporção de vegetação savânica, enquanto os cães domésticos tendem a ocupar áreas com menor proporção dessa vegetação.

A distância de áreas urbanas foi identificada como uma variável determinante para a ocupação de cães domésticos. O efeito negativo dessa covariável indica que os cães preferem áreas próximas às residências humanas. Adicionalmente, a proporção de formação florestal na escala de 850 metros e a distância de rodovias também foram incluídas como fatores relevantes nos modelos selecionados para os cães domésticos, embora os intervalos de confiança dessas variáveis tenham incluído o valor zero, indicando baixa robustez desses efeitos.

As covariáveis selecionadas nos modelos de primeira ordem foram usadas para estimar a probabilidade de ocupação dos tatus-galinha em função da presença ou ausência de cães domésticos nos modelos de segunda ordem. Apenas um modelo apresentou um valor de $\Delta\text{AICc} \leq 2$, incluindo a proporção de formação savânica na escala de 850 metros. Contudo, o parâmetro de interação apresentou um intervalo de confiança que incluiu o valor zero, indicando que o efeito dessa covariável sobre a interação entre as espécies não foi fortemente suportado.

Tabela 3. Valores estimados dos coeficientes (β) e seus respectivos valores de erro padrão e intervalos de confiança (I.C.) de 85% para as covariáveis que influenciam a probabilidade de ocupação ($p(\psi)$) de tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) na presença e ausência de cães domésticos (*Canis familiaris*). As informações dos modelos incluem o número de parâmetros (K), o Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc), a diferença em relação ao melhor modelo ajustado (Δ AICc) e o peso acumulado dos modelos (Cum.Wt).

Modelos	β estimado	Erro Padrão	I.C. (min-máx)	k	AICc	Δ AICc	Cum.w
Primeira ordem							
(intercept)	-1.51	0.40	-2.09, -0.93	8	420.93	0.00	0.20
$\psi_{(dasypus)}$ Ope850	1.05	0.39	0.49, 1.60				
(intercept)	-0.20	0.46	-0.85, 0.46				
$\psi_{(canis)}$ Ope850	-1.40	0.75	-2.48, -0.33				
$\psi_{(canis)}$ D_urb	-0.66	0.41	-1.24, -0.07	7	421.02	0.09	0.38
(intercept)	-1.51	0.40	-2.09, -0.93				
$\psi_{(dasypus)}$ Ope850	1.05	0.39	0.49, 1.60				
(intercept)	-0.09	0.45	-0.74, 0.55				
$\psi_{(canis)}$ Ope850	-1.35	0.69	-2.34, -0.36	8	422.46	1.53	0.47
(intercept)	-1.51	0.40	-2.09, -0.93				
$\psi_{(dasypus)}$ Ope850	1.05	0.39	0.49, 1.60				
(intercept)	-0.03	0.50	-0.75, 0.69				
$\psi_{(canis)}$ Ope850	-1.70	0.87	-2.95, -0.44	8	422.83	1.90	0.55
$\psi_{(canis)}$ D_road	0.53	0.54	-0.24, 1.30				
(intercept)	-1.51	0.40	-2.09, -0.93				
$\psi_{(dasypus)}$ Ope850	1.05	0.39	0.49, 1.60				
(intercept)	-0.10	0.46	-0.76, 0.56	8	422.83	1.90	0.55
$\psi_{(canis)}$ Ope850	-1.24	0.69	-2.23, -0.25				
$\psi_{(canis)}$ Den850	0.42	0.50	-0.31, 1.14				
Segunda ordem							
(intercept)	-3.76	2.35	-7.13, -0.38	9	423.89	0.00	0.67
$\psi_{(dasypus)}$ Ope850	2.29	1.39	0.29, 4.30				
(intercept)	-0.17	0.51	-0.9, 0.57				
$\psi_{(canis)}$ Ope850	-1.22	0.92	-2.55, 0.11				
(intercept)	2.53	2.56	-1.15, 6.22				
(dasypus:canis) Ope850	-2.03	2.03	-4.95, 0.90				

4 DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo indicam que a proporção de formações savânicas em uma escala de 850 metros e a distância de áreas urbanas são fatores determinantes para a ocupação de tatus-galinha e cães domésticos, respectivamente, em paisagens antropizadas. Esses achados oferecem novos insights sobre os fatores extrínsecos que influenciam as interações ecológicas entre essas espécies em ambientes alterados por atividades humanas.

A relação positiva entre a proporção de formações savânicas e a ocupação de tatus-galinha reflete as condições favoráveis desses ambientes. Vegetações savânicas apresentam solos mais expostos e menor densidade de cobertura vegetal, proporcionando maior facilidade para escavação de tocas e acesso a recursos alimentares, como insetos e outros invertebrados

(ANACLETO, 2007; FERREIRA *et al.*, 2017; JOSÉ LIO PIRES COELHO *et al.*, 2013; PINHEIRO *et al.*, 2002). Essas características reduzem o custo energético associado à escavação e à locomoção, aspectos cruciais para espécies semi-fossoriais, como os tatus (LAYNE; GLOVER, 1977; MCNAB, 1980b). Além disso, a maior visibilidade nesses ambientes pode diminuir a vulnerabilidade a predadores naturais, enquanto a plasticidade comportamental dos tatus possibilita a exploração de habitats menos densos (OLIVEIRA; LUZA; TIRELLI, 2023; TROVATI, 2015). Dessa forma, essas adaptações são particularmente relevantes em paisagens alteradas, onde a heterogeneidade ambiental pode favorecer a persistência de espécies generalistas (MAGALHÃES *et al.*, 2023).

Por outro lado, os cães domésticos foram a espécie de carnívoro mais prevalente registrada no estudo, corroborando pesquisas anteriores que destacam sua ampla distribuição no Brasil (CURI *et al.*, 2016; LACERDA; TOMAS; MARINHO-FILHO, 2009; PASCHOAL *et al.*, 2016). A preferência dos cães por áreas próximas a zonas urbanas está diretamente relacionada à dependência de recursos associados à presença humana, incluindo alimento, abrigo e interações sociais (HUGHES; MACDONALD, 2013; SEPÚLVEDA *et al.*, 2014). Na área de estudo, as formações savânicas, predominantemente localizadas em regiões com baixa densidade de residências, apresentaram menor ocupação por cães. Esses padrões reforçam estudos que indicam que cães são frequentemente encontrados em fragmentos de vegetação periurbanos (LESSA *et al.*, 2016; PASCHOAL *et al.*, 2016).

Embora a preferência dos cães domésticos por áreas periurbanas seja bem documentada, nossos dados sugerem que suas atividades podem se estender a áreas mais remotas. Esse deslocamento pode ocorrer tanto pela supervisão de seus cuidadores durante atividades agrícolas quanto pela ação de cães ferais, que buscam recursos alimentares em habitats naturais (SEPÚLVEDA *et al.*, 2014; SILVA-RODRÍGUEZ; SIEVING, 2012). A capacidade de cães domésticos de acessar áreas naturais adjacentes a zonas urbanas pode intensificar os impactos negativos sobre as espécies nativas, como o aumento da pressão predatória, a transmissão de doenças e a competição por recursos. Esses efeitos podem alterar profundamente os padrões de uso do habitat, comprometendo a sustentabilidade das populações de espécies nativas (CAMPOS *et al.*, 2007; GUEDES *et al.*, 2021; VANAK; GOMPPER, 2010).

Esses impactos são ainda mais preocupantes em biomas como o Cerrado e a Mata Atlântica, que já enfrentam múltiplos desafios, incluindo perda de habitat, fragmentação, caça e atropelamentos (CÁCERES *et al.*, 2010; CULLEN; BODMER; VALLADARES-PADUA, 2001; SOUSA; SRBEK-ARAUJO, 2017). A presença de cães domésticos nessas áreas pode aumentar significativamente o risco de extinções locais de espécies nativas, como os tatus-

galinha. Portanto, é essencial implementar medidas de manejo para mitigar esses impactos. Estratégias como o controle populacional de cães, restrições ao acesso a áreas protegidas e políticas de manejo da fauna são fundamentais para minimizar a pressão sobre espécies nativas (HUGHES; MACDONALD, 2013; ZAPATA-RÍOS; BRANCH, 2016). Além disso, a educação ambiental desempenha um papel determinante ao aumentar a conscientização da população sobre os efeitos negativos de cães em habitats naturais e a necessidade de preservação da biodiversidade.

5 REFERÊNCIAS

- ANACLETO, T. C. da S. Food Habits of Four Armadillo Species in the Cerrado Area, Mato Grosso, Brazil. **Zoological Studies**, v. 46, n. 4, p. 529–537, 2007.
- BAILEY, J. K.; WHITHAM, T. G. Biodiversity is related to indirect interactions among species of large effect. *Em: Ecological Communities: Plant Mediation in Indirect Interaction Webs*. [s.l.] Cambridge University Press, 2007. p. 306–328.
- BERGER-TAL, O.; SALTZ, D. Invisible barriers: anthropogenic impacts on inter- and intra-specific interactions as drivers of landscape-independent fragmentation. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 374, n. 1781, 16 set. 2019.
- BEUCHLE, R.; GRECCHI, R. C.; SHIMABUKURO, Y. E.; SELIGER, R.; EVA, H. D.; SANO, E.; ACHARD, F. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, v. 58, p. 116–127, 1 mar. 2015.
- BIANCHI, R. de C.; CAMPOS, R. C.; XAVIER-FILHO, N. L.; OLIFIERS, N.; GOMPPER, M. E.; MOURÃO, G. Intraspecific, interspecific, and seasonal differences in the diet of three mid-sized carnivores in a large neotropical wetland. **Acta Theriologica**, v. 59, n. 1, p. 13–23, jan. 2014.
- BIANCHI, R. de C.; OLIFIERS, N.; RISKI, L. L.; GOUVEA, J. A.; CESÁRIO, C. S.; FORNITANO, L.; ZANIRATO, G. L.; YAN DE OLIVEIRA, M.; DE MORAIS, K. D. R.; RIBEIRO, R. L. A.; D'ANDREA, P. S.; GOMPPER, M. E. Dog activity in protected areas: behavioral effects on mesocarnivores and the impacts of a top predator. **European Journal of Wildlife Research**, v. 66, n. 3, 1 jun. 2020.
- BIANCHI, R. de C.; ROSA, A. F.; GATTI, A.; MENDES, S. L. Diet of margay, *Leopardus wiedii*, and jaguarundi, *Puma yagouaroundi*, (Carnivora: Felidae) in Atlantic Rainforest, Brazil. **Zoologia**, v. 28, n. 1, p. 127–132, 2011.
- BRANCO, Ilda H. D. C.; DOMINGUES, E. N.; SÉRIO, F. C.; CALI, I. H. DEL; MATTOS, I. F. de A.; BERTONI, J. E. de A.; ROSSI, M.; ESTON, M. R. de; PFEIFER, R. M.; ANDRADE, W. J. de. Plano conceitual de manejo - Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus, município de Pedregulho, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v. 3, n. 2, p. 137–155, 1991.
- BUTLER, J. R. A.; DU TOIT, J. T.; BINGHAM, J. Free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) as predators and prey in rural Zimbabwe: threats of competition and disease to large wild carnivores. **Biological Conservation**, v. 115, n. 3, p. 369–378, 2004.

CÁCERES, N. C.; HANNIBAL, W.; FREITAS, D. R.; SILVA, E. L.; ROMAN, C.; CASELLA, J. Mammal occurrence and roadkill in two adjacent ecoregions (Atlantic Forest and Cerrado) in South-Western Brazil. **Zoologia**, v. 27, n. 5, p. 709–717, out. 2010.

CAMPOS, C. B. **Dieta de carnívoros e uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte em áreas de silvicultura do Estado de São Paulo, Brasil**. 2009. Piracicaba, 2009.

CAMPOS, C. B.; ESTEVES, C. F.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; CRAWSHAW, P. G.; VERDADE, L. M. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. **Journal of Zoology**, v. 273, n. 1, p. 14–20, set. 2007.

CARO, T. M.; STONER, C. J. The potential for interspecific competition among African carnivores. **Biological Conservation**, v. 110, p. 67–75, 2002.

CARRETE, M.; LAMBERTUCCI, S. A.; SPEZIALE, K.; CEBALLOS, O.; TRAVAINI, A.; DELIBES, M.; HIRALDO, F.; DONÁZAR, J. A. Winners and losers in human-made habitats: Interspecific competition outcomes in two Neotropical vultures. **Animal Conservation**, v. 13, n. 4, p. 390–398, ago. 2010.

CATOJO, A. M. Z.; JESUS, S. C. de. As Unidades de Conservação do Estado de São Paulo – Planos de Manejo e Representatividade. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 6, p. 2921–2943, 2022.

CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À AGRICULTURA. **CEPAGRI**.

CIIAGRO. **Portal Agrometeorológico e Hidrológico do Estado de São Paulo**. Disponível em: <http://www.ciiagro.org.br/>. Acesso em: 24 jul. 2023.

CONNELL, J. H. The influence of interspecific competition and other factors on the distribution of the Barnacle *Chthamalus Stellatus*. **Ecology**, v. 42, n. 4, p. 710–723, out. 1961.

CULLEN, L.; BODMER, R. E.; VALLADARES-PADUA, C. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. **ORYX**, v. 35, n. 2, p. 137–144, 1 jan. 2001.

CURI, N. H. de A.; MASSARA, R. L.; DE OLIVEIRA PASCHOAL, A. M.; SORIANO-ARAÚJO, A.; LOBATO, Z. I. P.; DEMÉTRIO, G. R.; CHIARELLO, A. G.; PASSAMANI, M. Prevalence and risk factors for viral exposure in rural dogs around protected areas of the Atlantic forest. **BMC Veterinary Research**, v. 12, n. 1, 28 jan. 2016.

DANIELSON, B. J. Habitat selection, interspecific interactions and landscape composition. **Evolutionary Ecology**, v. 6, p. 399–411, 1992.

DEGREGORIO, B. A.; GALE, C.; V. LASSITER, E.; MASSEY, A.; ROBERTS, C. P.; T. VEON, J. Nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*) activity patterns are influenced by human activity. **Ecology and Evolution**, v. 11, n. 22, p. 15874–15881, 1 nov. 2021.

DEGREGORIO, B. A.; VEON, J. T.; MASSEY, A. Wildlife associates of nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*) burrows in Arkansas. **Ecology and Evolution**, v. 12, n. 5, 1 maio 2022.

DOHERTY, T. S.; DICKMAN, C. R.; GLEN, A. S.; NEWSOME, T. M.; NIMMO, D. G.; RITCHIE, E. G.; VANAK, A. T.; WIRSING, A. J. The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. **Biological Conservation**, v. 210, p. 56–59, 1 jun. 2017.

- DURIGAN, G.; DE SIQUEIRA, M. F.; FRANCO, G. A. D. C.; BRIDGEWATER, S.; RATTER, J. A. The vegetation of priority areas for cerrado conservation in São Paulo State, Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 60, n. 2, p. 217–241, 2003a.
- DURIGAN, G.; RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; SIQUEIRA, M. F. de; FRANCO, G. A. D. C. Padrões fitogeográficos do Cerrado paulista sob uma perspectiva regional. **Hoehnea**, v. 30, n. 1, p. 39–51, 2003b.
- FARRIS, Z. J.; GERBER, B. D.; KARPANTY, S.; MURPHY, A.; WAMPOLE, E.; RATELOLAHY, F.; KELLY, M. J. Exploring and interpreting spatiotemporal interactions between native and invasive carnivores across a gradient of rainforest degradation. **Biological Invasions**, v. 22, n. 6, p. 2033–2047, 1 jun. 2020.
- FERREIRA, F. G.; MACHADO, E. L. M.; DE MELO E SILVA-NETO, C.; JÚNIOR, M. C. S.; MEDEIROS, M. M.; GONZAGA, A. P. D.; SOLÓRZANO, A.; VENTUROLI, F.; FAGG, J. M. F. Diversity and indicator species in the Cerrado biome, Brazil. **Australian Journal of Crop Science**, v. 11, n. 8, p. 1042–1050, 2017.
- GALETTI, M.; SAZIMA, I. Impact of feral dogs in an urban Atlantic forest fragment in southeastern Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 1, p. 146–151, 2006.
- GAMMONS, D. J.; MENGAK, M.; JONES, J. W. Translocation of nine-banded armadillos. **Human–Wildlife Conflicts**, v. 1, n. 3, p. 14–23, 2009.
- GIARETTA, K. G. F. **Ecologia alimentar de duas espécies de felinos do genero Leopardus em uma floresta secundária no sudeste do Brasil**. 2002. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2002.
- GÓMEZ-ORTIZ, Y.; MONROY-VILCHIS, O.; MENDOZA-MARTÍNEZ, G. D. Feeding interactions in an assemblage of terrestrial carnivores in central Mexico. **Zoological Studies**, v. 54, n. 16, 1 jan. 2015.
- GOMPPER, M. E. The dog-human-wildlife interface: assessing the scope of the problem. **Free-ranging dogs and wildlife conservation**, p. 9–54, 2014.
- GRIFFITHS, B. M.; GILMORE, M. P.; BOWLER, M. Predation of a Brazilian porcupine (*Coendou prehensilis*) by an ocelot (*Leopardus pardalis*) at a mineral lick in the Peruvian Amazon. **Food Webs**, v. 24, 1 set. 2020.
- GUEDES, J. J. M.; ASSIS, C. L. de; FEIO, R. N.; QUINTELA, F. M. The impacts of domestic dogs (*Canis familiaris*) on wildlife in two Brazilian hotspots and implications for conservation. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 44, n. 1, p. 45–58, 2021.
- HAYWOOD, C. J.; NIELSEN, C. K.; JIMÉNEZ, F. A. Potential distribution of colonizing nine-banded armadillos at their northern range edge. **Diversity**, v. 13, n. 6, 1 jun. 2021.
- HUGHES, J.; MACDONALD, D. W. A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. **Biological Conservation**, v. 157, p. 341–351, jan. 2013.
- JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. Are ecologists conducting research at the optimal scale? **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 1, p. 52–63, 1 jan. 2015.
- COELHO, A. J. L. P.; MAGNAGO, L. F. S.; MATOS, F. A. R.; MOTA, N. M.; DINIZ, É. S.; MEIRA-NETO, J. A. A. Effects of anthropogenic disturbances on biodiversity and biomass stock of Cerrado, the Brazilian savanna. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, 2013.

- LACERDA, A. C. R.; TOMAS, W. M.; MARINHO-FILHO, J. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília national park, Brazil: Interactions with native mammals. **Animal Conservation**, v. 12, n. 5, p. 477–487, out. 2009.
- LAYNE, J. N.; GLOVER, D. Home range of the armadillo in Florida. **Journal of Mammalogy**, v. 58, n. 3, p. 411–413, 1977.
- LAZZARONI, M.; RANGE, F.; BACKES, J.; PORTELE, K.; SCHECK, K.; MARSHALL-PESCINI, S. The effect of domestication and experience on the social interaction of dogs and wolves with a human companion. **Frontiers in Psychology**, v. 11, 23 abr. 2020.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3. ed. [s.l.] Elsevier, 2012.
- LESSA, I.; CORRÊA SEABRA GUIMARÃES, T.; DE GODOY BERGALLO, H.; CUNHA, A.; M. VIEIRA, E. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? **Natureza e Conservação**, v. 14, n. 2, p. 46–56, 1 jul. 2016.
- LOUGHRY, W. J.; MCDONOUGH, C. M. Spatial patterns in a population of nine-banded armadillos (*Dasypus novemcinctus*). **Source: The American Midland Naturalist**, v. 140, n. 1, p. 161–169, 1988.
- LOUGHRY, W. J.; MCDONOUGH, C. M. **The nine-banded armadillo: a natural history**. 1. ed. [s.l.] The University of Oklahoma Press, 2013. v. 11–344 p.
- MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; LACHMAN, G. B.; DROEGE, S.; ROYLE, A. A.; LANGTIMM, C. A. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, v. 83, n. 8, p. 2248–2255, 1 ago. 2002.
- MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; ROYLE, J. A.; POLLOCK, K. H.; BAILEY, L. L.; HINES, J. E. Occupancy in community-level studies. *Em: Occupancy Estimation and Modeling*. [s.l.] Elsevier, 2018. p. 557–583.
- MAGALHÃES, R. A.; MASSARA, R. L.; DE OLIVEIRA, F. S.; RODRIGUES, F. H. G. The Brazilian three-banded armadillo is widely distributed in a human-modified landscape in northeastern Brazil. **Mammal Research**, v. 68, n. 1, p. 53–62, 1 jan. 2023.
- MAGRACH, A.; LAURANCE, W. F.; LARRINAGA, A. R.; SANTAMARIA, L. Meta-analysis of the effects of forest fragmentation on interspecific interactions. **Conservation Biology**, v. 28, n. 5, p. 1342–1348, 1 out. 2014.
- MALHOTRA, R.; JIMÉNEZ, J. E.; HARRIS, N. C. Patch characteristics and domestic dogs differentially affect carnivore space use in fragmented landscapes in southern Chile. **Diversity and Distributions**, v. 27, n. 11, p. 2190–2203, 1 nov. 2021.
- MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomass – Coleção 7.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil**.
- MCDONOUGH, C. M.; LOUGHRY, W. J. Activity patterns in a population of nine-banded armadillos. **Journal of Mammalogy**, v. 78, n. 3, p. 931–941, 1997.
- MCNAB, B. K. Energetics and the Limits to a temperate distribution in armadillos. **Journal of Mammalogy**, v. 61, n. 4, p. 606–627, 19 dez. 1980.
- MEEK, P. D.; BALLARD, G.; CLARIDGE, A.; KAYS, R.; MOSEBY, K.; O'BRIEN, T.; O'CONNELL, A.; SANDERSON, J.; SWANN, D. E.; TOBLER, M.; TOWNSEND, S. Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, n. 9, p. 2321–2343, 2014.

- MITCHELL, B. D.; BANKS, P. B. Do wild dogs exclude foxes? Evidence for competition from dietary and spatial overlaps. **Austral Ecology**, v. 30, n. 5, p. 581–591, ago. 2005.
- MORENO, R. S.; KAYS, R. W.; SAMUDIO, R. Competitive release in diets of ocelot (*Leopardus pardalis*) and Puma (*Puma concolor*) after Jaguar (*Panthera onca*) decline. **Journal of Mammalogy**, v. 87, n. 4, p. 808–816, 2006.
- MOUGI, A.; KONDOH, M. Diversity of Interaction Types and Ecological Community Stability. **Science**, v. 337, n. 6092, p. 349–351, 20 jul. 2012.
- OLIVEIRA, M. G. de; 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**, 2023.
- PASCHOAL, A. M. O.; MASSARA, R. L.; BAILEY, L. L.; DOHERTY, P. F.; SANTOS, P. M.; PAGLIA, A. P.; HIRSCH, A.; CHIARELLO, A. G. Anthropogenic disturbances drive domestic dog use of Atlantic Forest protected areas. **Tropical Conservation Science**, v. 11, 1 jan. 2018.
- PASCHOAL, A. M. O.; MASSARA, R. L.; BAILEY, L. L.; KENDALL, W. L.; DOHERTY, P. F.; HIRSCH, A.; CHIARELLO, A. G.; PAGLIA, A. P. Use of Atlantic Forest protected areas by free-ranging dogs: Estimating abundance and persistence of use. **Ecosphere**, v. 7, n. 10, 1 out. 2016.
- PERRI, A. R.; FEUERBORN, T. R.; FRANTZ, L. A.; LARSON, G.; MALHI, R. S.; MELTZER, D. J.; WITT, K. E. Dog domestication and the dual dispersal of people and dogs into the Americas. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 6, p. e2010083118, 2020.
- PINHEIRO, F.; DINIZ, I. R.; COELHO, D.; BANDEIRA, M. P. S. Seasonal pattern of insect abundance in the Brazilian Cerrado. **Austral Ecology**, v. 27, n. 2, p. 132–136, abr. 2002.
- QGIS.ORG. **QGIS Geographic Information System** 2020. Disponível em: <http://www.qgis.org>. Acesso em: 18 jan. 2025.
- REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 1 out. 2018.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. Em: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. **Cerrado: Ambiente e Flora**. [s.l.: s.n.]p. 89–166.
- RITCHIE, E. G.; JOHNSON, C. N. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 12, n. 9, p. 982–998, set. 2009.
- ROCHA-MENDES, B.; MIKICH, F. B.; QUADROS, S. B.; PEDRO, J. Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic Forest remnants. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 21–30, 2010.
- RODEWALD, A. D.; ARCESE, P. Direct and Indirect Interactions between Landscape Structure and Invasive or Overabundant Species. **Current Landscape Ecology Reports**, v. 1, n. 1, p. 30–39, mar. 2016.
- RODRIGUES, C. A. G.; HOTT, M. C. Dinâmica da vegetação natural no nordeste do Estado de São Paulo, entre 1988 e 2003. **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, p. 881–887, 2010.

- 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 and Environment**, v. 266, p. 133–141, 1 nov. 2018.
- RODRIGUES, T. F.; MANTELLATTO, A. M. B.; SUPERINA, M.; CHIARELLO, A. G. Ecosystem services provided by armadillos. **Biological Reviews**, v. 95, n. 1, p. 1–21, 25 fev. 2020.
- ROSA, M. R.; BRANCALION, P. H. S.; CROUZEILLES, R.; TAMBOSI, L. R.; PIFFER, P. R.; LENTI, F. E. B.; HIROTA, M.; SANTIAMI, E.; METZGER, J. P. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Science Advances**, v. 7, jan. 2021.
- ROTA, C. T.; FERREIRA, M. A. R.; KAYS, R. W.; FORRESTER, T. D.; KALIES, E. L.; MCSHEA, W. J.; PARSONS, A. W.; MILLSPAUGH, J. J. A multispecies occupancy model for two or more interacting species. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 10, p. 1164–1173, 1 out. 2016.
- ROVERO, F.; MARTIN, E.; ROSA, M.; AHUMADA, J. A.; SPITALE, D. Estimating species richness and modelling habitat preferences of tropical forest mammals from camera trap data. **PLoS ONE**, v. 9, n. 7, 23 jul. 2014.
- ROVERO, F.; TOBLER, M.; SANDERSON, J. Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. *Em: Manual on field recording techniques and protocols for All Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring*. [s.l: s.n.]p. 100–128.
- RSTUDIO TEAM. **RStudio: Integrated Development for R2022**. Disponível em: <http://www.rstudio.com>. Acesso em: 10 ago. 2023.
- SASAKI, D.; MELLO-SILVA, R. de. Levantamento florístico no cerrado de Pedregulho, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 1, p. 187–202, 2008.
- SEPÚLVEDA, M. A.; SINGER, R. S.; SILVA-RODRÍGUEZ, E.; STOWHAS, P.; PELICAN, K. Domestic dogs in rural communities around protected areas: Conservation problem or conflict solution? **PLoS ONE**, v. 9, n. 1, 20 jan. 2014.
- SEPÚLVEDA, M.; PELICAN, K.; CROSS, P.; EGUREN, A.; SINGER, R. Fine-scale movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile. **Mammalian Biology**, v. 80, n. 4, p. 290–297, 1 ago. 2015.
- SÉVÊQUE, A.; GENTLE, L. K.; LÓPEZ-BAO, J. V.; YARNELL, R. W.; UZAL, A. Human disturbance has contrasting effects on niche partitioning within carnivore communities. **Biological Reviews**, v. 95, n. 6, p. 1689–1705, 1 dez. 2020.
- SILVA, A. L. F. da; H. VARZINCZAK, L.; C. PASSOS, F. Attacks of domestic dogs on Common Long-Nosed Armadillo *Dasypus novemcinctus* and Southern Brown Howler Monkey *Alouatta guariba* in fragmented Atlantic Forest and implications in a region of high priority for biodiversity conservation. **Austral Ecology**, v. 46, n. 1, p. 155–158, 1 fev. 2021.
- SILVA-PEREIRA, J. E.; MORO-RIOS, R. F.; BILSKI, D. R.; PASSOS, F. C. Diets of three sympatric Neotropical small cats: Food niche overlap and interspecies differences in prey consumption. **Mammalian Biology**, v. 76, n. 3, p. 308–312, maio 2011.
- SILVA-RODRÍGUEZ, E. A.; SIEVING, K. E. Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. **Biological Conservation**, v. 150, n. 1, p. 103–110, jun. 2012.

- SOLLMANN, R. A gentle introduction to camera-trap data analysis. **African Journal of Ecology**, v. 56, n. 4, p. 740–749, 1 dez. 2018.
- SOULTAN, A.; ATTUM, O.; LAHUE, W. The relationship between landscape features and domestic species on the occupancy of native mammals in urban forests. **Urban Ecosystems**, v. 24, p. 1117–1128, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01100-y>.
- SOUSA, J. A. C.; 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**, v. 189, n. 3, 1 mar. 2017.
- TOBLER, M. W.; CARRILLO-PERCASTEGUI, S. E.; LEITE PITMAN, R.; MARES, R.; POWELL, G. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. **Animal Conservation**, v. 11, n. 3, p. 169–178, jun. 2008.
- TORRES, P. C.; PRADO, P. I. Domestic dogs in a fragmented landscape in Brazilian Atlantic Forest: abundance, habitat use and caring by owners. **Brazilian Journal Biology**, v. 70, n. 4, p. 987–994, 2010.
- TROVATI, R. G. Differentiation and characterization of burrows of two species of armadillos in the Brazilian Cerrado. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 88, n. 19, p. 1–8, 2015.
- TROVATI, R. G.; BUENO DE CAMPOS, C.; ALVES DE BRITO, B. Nota sobre convergência e divergência alimentar de canídeos e felídeos (Mamalia: Carnivora) simpátricos no Cerrado brasileiro Notes on convergence and divergence feed of canids and felids (Mammalia: Carnivora) sympatric in the Brazilian Cerrado. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 3, n. 2, p. 95–100, 2008.
- TURRINI, T.; SANDERS, D.; KNOP, E. Effects of urbanization on direct and indirect interactions in a tri-trophic system. **Ecological Applications**, v. 26, n. 3, p. 664–675, abr. 2016.
- VANAK, A. T.; GOMPPER, M. E. Dogs *Canis familiaris* as carnivores: Their role and function in intraguild competition. **Mammal Review**, v. 39, n. 4, p. 265–283, 2009.
- VANAK, A. T.; GOMPPER, M. E. Interference competition at the landscape level: The effect of free-ranging dogs on a native mesocarnivore. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 6, p. 1225–1232, dez. 2010.
- VANCINE, M. H.; MUYLAERT, R. L.; NIEBUHR, B. B.; OSHIMA, J. E. de F.; TONETTI, V.; BERNARDO, R.; DE ANGELO, C.; ROSA, M. R.; GROHMANN, C. H.; RIBEIRO, M. C. The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 291, 1 mar. 2024.
- VILLA MEZA, A. de; MARTINEZ MEYER, E.; LÓPEZ GONZÁLEZ, C. A. Ocelot (*Leopardus pardalis*) food habits in a tropical deciduous forest of Jalisco, Mexico. **American Midland Naturalist**, v. 148, n. 1, p. 146–154, 2002.
- WALLACE, J. R.; ERIC BENBOW, M. Competition. *Em: Encyclopedia of Ecology*. [s.l.] Elsevier, 2019. p. 170–184.
- WANG, E. Diets of ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*L. wiedii*), and oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic Rainforest in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 37, n. 3, p. 207–212, dez. 2002.

WERNER, E. E.; PEACOR, S. D. A review of trait-mediated indirect interactions in ecological communities. **Ecology**, v. 84, n. 5, p. 1083–1100, 2003.

ZAPATA-RÍOS, G.; BRANCH, L. C. Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. **Biological Conservation**, v. 193, p. 9–16, 1 jan. 2016.

6 CONCLUSÃO

Este estudo contribui para a compreensão dos fatores que influenciam a ocupação de tatus-galinha em paisagens antropizadas, com ênfase nas interações entre variáveis ambientais, uso do habitat e impactos causados por espécies invasoras, como cães domésticos. Os resultados revelaram que características ambientais, como proporção de vegetação savânica e a proximidade de cursos d'água, desempenham um papel determinante na ocupação de tatus, refletindo sua dependência de condições específicas para escavação de tocas, acesso a recursos e proteção contra predadores. Por outro lado, os cães domésticos, altamente associados a áreas urbanizadas, destacaram-se como potenciais agentes de distúrbio ecológico, afetando diretamente a disponibilidade de habitats dos tatus-galinha. Embora a interação direta entre cães e tatus não tenha sido robustamente confirmada, a sobreposição de áreas ocupadas e os efeitos indiretos, como pressão predatória e evitação temporal, apontam para um cenário de conflito ecológico em ambientes modificados por humanos.

De forma integrada, este estudo reforça a importância de paisagens heterogêneas para a conservação de espécies generalistas e semi-fossoriais, como os tatus-galinha, especialmente em biomas altamente ameaçados, como o Cerrado e a Mata Atlântica. No entanto, também evidencia os desafios impostos pela presença de espécies introduzidas, que podem agravar os efeitos da perda e fragmentação de habitats.

Para garantir a coexistência entre espécies nativas e os processos humanos, medidas de manejo, como o controle de populações de cães domésticos, a proteção de formações savânicas e a conscientização sobre os impactos da urbanização, são essenciais. Esses esforços devem ser alinhados a estratégias de conservação que considerem as necessidades ecológicas das espécies e as dinâmicas das paisagens antropizadas, promovendo, assim, a sustentabilidade das comunidades biológicas.

APÊNDICE B

SUPPLEMENTARY MATERIAL B

Table S1. List of mammals potentially preyed by domestic dogs (*Canis familiaris*), ocelot (*Leopardus pardalis*), and jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*).

Predator	Species of prey mammals	References
<i>Canis familiaris</i>	<i>Cabassous tatouay</i>	(CAMPOS <i>et al.</i> , 2007; GALETTI; SAZIMA, 2006; MITCHELL; BANKS, 2005; VANAK; GOMPPER, 2009)
	<i>Caluromys lanatus</i>	
	<i>Coendou prehensilis</i>	
	<i>Conepatus semistriatus</i>	
	<i>Cuniculus paca</i>	
	<i>Dasyprocta azarae</i>	
	<i>Dasybus novemcinctus</i>	
	<i>Didelphis albiventris</i>	
	<i>Euphractus sexcinctus</i>	
	<i>Leopardus guttulus</i>	
	<i>Marmosa paraguayana</i>	
	<i>Mazama sp.</i>	
	<i>Nasua nasua</i>	
	<i>Procyon cancrivorus</i>	
<i>Leopardus pardalis</i>	<i>Sapajus nigrinus</i>	(BIANCHI <i>et al.</i> , 2011, 2014; GIARETTA, 2002; GRIFFITHS; GILMORE; BOWLER, 2020; MORENO; KAYS; SAMUDIO, 2006; VILLA MEZA; MARTINEZ MEYER; LÓPEZ GONZÁLEZ, 2002; WANG, 2002)
	<i>Sciurus sp.</i>	
	<i>Sylvilagus minensis</i>	
	<i>Cabassous tatouay</i>	
	<i>Callithrix sp.</i>	
	<i>Caluromys lanatus</i>	
	<i>Cerdocyon thous</i>	
	<i>Coendou prehensilis</i>	
	<i>Conepatus semistriatus</i>	
	<i>Cuniculus paca</i>	
	<i>Dasyprocta azarae</i>	
	<i>Dasybus novemcinctus</i>	
	<i>Didelphis albiventris</i>	
	<i>Eira barbara</i>	
	<i>Euphractus sexcinctus</i>	
	<i>Marmosa paraguayana</i>	
	<i>Mazama sp.</i>	
	<i>Nasua nasua</i>	
	<i>Pecari tajacu</i>	
	<i>Procyon cancrivorus</i>	
	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	
	<i>Sapajus nigrinus</i>	
	<i>Sciurus sp.</i>	
	<i>Sus scrofa</i>	
	<i>Sylvilagus minensis</i>	
	<i>Tamandua tetradactyla</i>	

<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	<i>Cabassous tatouay</i>	
	<i>Callithrix</i> sp.	
	<i>Caluromys lanatus</i>	(BIANCHI <i>et al.</i> , 2011; CAMPOS, 2009;
	<i>Coendou prehensilis</i>	GÓMEZ-ORTIZ; MONROY-VILCHIS;
	<i>Dasyprocta azarae</i>	MENDOZA-MARTÍNEZ, 2015;
	<i>Dasyus novemcinctus</i>	ROCHA-MENDES <i>et al.</i> , 2010; SILVA-
	<i>Didelphis albiventris</i>	PEREIRA <i>et al.</i> , 2011; TROVATI;
	<i>Euphractus sexcinctus</i>	BUENO DE CAMPOS; ALVES DE
	<i>Marmosa paraguayana</i>	BRITO, 2008)
	<i>Sciurus</i> sp.	
	<i>Sylvilagus minensis</i>	

REFERÊNCIAS

- BIANCHI, R. de C.; CAMPOS, R. C.; XAVIER-FILHO, N. L.; OLIFIERS, N.; GOMPPER, M. E.; MOURÃO, G. Intraspecific, interspecific, and seasonal differences in the diet of three mid-sized carnivores in a large neotropical wetland. **Acta Theriologica**, v. 59, n. 1, p. 13–23, jan. 2014.
- BIANCHI, R. de C.; ROSA, A. F.; GATTI, A.; MENDES, S. L. Diet of margay, *Leopardus wiedii*, and jaguarundi, *Puma yagouaroundi*, (Carnivora: Felidae) in Atlantic Rainforest, Brazil. **Zoologia**, v. 28, n. 1, p. 127–132, 2011.
- CAMPOS, C. B. **Dieta de carnívoros e uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte em áreas de silvicultura do Estado de São Paulo, Brasil**. 2009. Piracicaba, 2009.
- CAMPOS, C. B.; ESTEVES, C. F.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; CRAWSHAW, P. G.; VERDADE, L. M. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. **Journal of Zoology**, v. 273, n. 1, p. 14–20, set. 2007.
- GALETTI, M.; SAZIMA, I. Impact of feral dogs in an urban Atlantic forest fragment in southeastern Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 1, p. 146–151, 2006.
- GIARETTA, K. G. F. **Ecologia alimentar de duas espécies de felinos do genero *Leopardus* em uma floresta secundária no sudeste do Brasil**. 2002. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2002.
- GÓMEZ-ORTIZ, Y.; MONROY-VILCHIS, O.; MENDOZA-MARTÍNEZ, G. D. Feeding interactions in an assemblage of terrestrial carnivores in central Mexico. **Zoological Studies**, v. 54, n. 16, 1 jan. 2015.
- GRIFFITHS, B. M.; GILMORE, M. P.; BOWLER, M. Predation of a Brazilian porcupine (*Coendou prehensilis*) by an ocelot (*Leopardus pardalis*) at a mineral lick in the Peruvian Amazon. **Food Webs**, v. 24, 1 set. 2020.
- MITCHELL, B. D.; BANKS, P. B. Do wild dogs exclude foxes? Evidence for competition from dietary and spatial overlaps. **Austral Ecology**, v. 30, n. 5, p. 581–591, ago. 2005.
- MORENO, R. S.; KAYS, R. W.; SAMUDIO, R. Competitive release in diets of ocelot (*Leopardus pardalis*) and Puma (*Puma concolor*) after Jaguar (*Panthera onca*) decline. **Journal of Mammalogy**, v. 87, n. 4, p. 808–816, 2006.
- ROCHA-MENDES, B.; MIKICH, F. B.; QUADROS, S. B.; PEDRO, J. Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic Forest remnants. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 21–30, 2010.

SILVA-PEREIRA, J. E.; MORO-RIOS, R. F.; BILSKI, D. R.; PASSOS, F. C. Diets of three sympatric Neotropical small cats: Food niche overlap and interspecies differences in prey consumption. **Mammalian Biology**, v. 76, n. 3, p. 308–312, maio 2011.

TROVATI, R. G.; BUENO DE CAMPOS, C.; ALVES DE BRITO, B. Nota sobre convergência e divergência alimentar de canídeos e felídeos (Mamalia: Carnivora) simpátricos no Cerrado brasileiro Notes on convergence and divergence feed of canids and felids (Mammalia: Carnivora) sympatric in the Brazilian Cerrado. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 3, n. 2, p. 95–100, 2008.

VANAK, A. T.; GOMPPER, M. E. Dogs *Canis familiaris* as carnivores: Their role and function in intraguild competition. **Mammal Review**, v. 39, n. 4, p. 265–283, 2009.

VILLA MEZA, A. de; MARTINEZ MEYER, E.; LÓPEZ GONZÁLEZ, C. A. Ocelot (*Leopardus pardalis*) food habits in a tropical deciduous forest of Jalisco, Mexico. **American Midland Naturalist**, v. 148, n. 1, p. 146–154, 2002.

WANG, E. Diets of ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*L. wiedii*), and oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic Rainforest in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 37, n. 3, p. 207–212, dez. 2002.

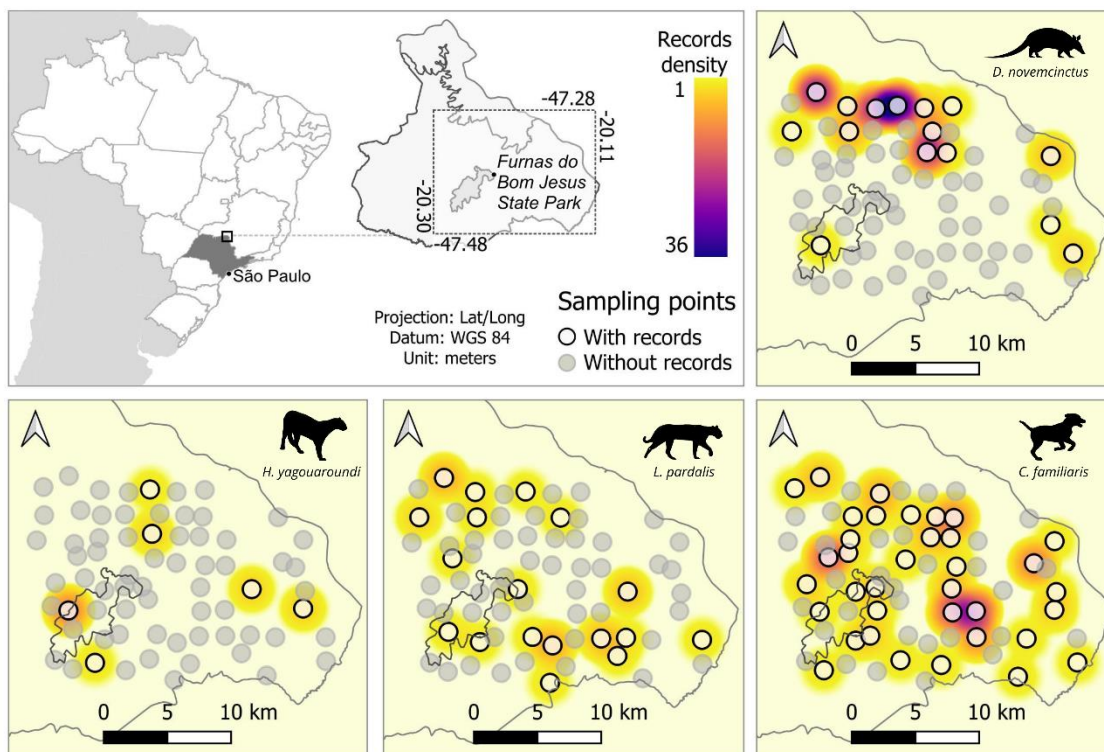


Figure S1. Distribution and density of records for nine-banded armadillos (*Dasypus novemcinctus*), domestic dogs (*Canis familiaris*), ocelots (*Leopardus pardalis*), and jaguarundis (*Herpailurus yagouaroundi*) obtained at 69 sampling points between December 2020 and August 2022 in study area.

Table S2. Number of records and daily frequency (number of records per day) of nine-banded armadillos (*Dasypus novemcinctus*), domestic dogs (*Canis familiaris*), ocelots (*Leopardus pardalis*), and jaguarundis (*Herpailurus yagouaroundi*). The number of sites where each species was recorded, and site proportion was based on 69 sampling sites surveyed with camera traps between December 2020 and August 2022 in study area.

Species	No. records	Frequency (count/day)	Number of sites detected	Site proportion
Nine-banded armadillo	89	0.12	15	0.22
Unattended domestic dog	94	0.13	36	0.52
Ocelot	29	0.04	18	0.26
Jaguarundi	15	0.02	6	0.09

Table S3. Cox proportional hazards models for time interval detection built from T4/T3 mean of nine-banded armadillos (*Dasypus novemcinctus*) with Domestic dogs (*Canis familiaris*) and ocelots (*Leopardus pardalis*). Exponential values of hazard ratios coefficient (Exp(coef)) quantify the relative risk associated with each predator species. A significant p-value ($\alpha=0.05$) indicates a significative influence of predators on the time detection of armadillos (i.e., provoke avoidance).

Species	Coef	Exp(coef)	SE(coef)	p-value	C.I.	T4/T3
Domestic dog	-1.19	0.30	0.56	0.04	0.10 - 0.93	5.82
Ocelot	-1.45	0.23	0.75	0.05	0.05 - 1.01	5.07