



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE BIOLOGIA

Isabela Viotto Conti

**A VIDA POR UM FIO:
ECOLOGIA URBANA DE MAMÍFEROS QUE SE
DESLOCAM PELA REDE DE FIOS ELÉTRICOS**

**HANGING BY A THREAD:
ECOLOGY OF MAMMALS THAT WALK ON POWER LINES
TO EXPLORE THE URBAN MATRIX**

CAMPINAS

2025

ISABELA VIOTTO CONTI

**A VIDA POR UM FIO: ECOLOGIA URBANA DE MAMÍFEROS QUE
SE DESLOCAM PELA REDE DE FIOS ELÉTRICOS**

**HANGING BY A THREAD: ECOLOGY OF MAMMALS THAT WALK
ON POWER LINES TO EXPLORE THE URBAN MATRIX**

*Dissertação apresentada ao Instituto de
Biologia da Universidade Estadual de
Campinas como parte dos requisitos
exigidos para a obtenção do Título de
Mestra em Ecologia.*

*Dissertation presented to the Institute of
Biology of the University of Campinas in
partial fulfillment of the requirements for
the degree of Master in Ecology.*

Orientador: RAUL COSTA PEREIRA

ESTE TRABALHO CORRESPONDE À VERSÃO
FINAL DA TESE DEFENDIDA PELA ALUNA
ISABELA VIOTTO CONTI, ORIENTADA PELO
PROF. DR. RAUL COSTA PEREIRA

**CAMPINAS
2025**

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP)
Biblioteca do Instituto de Biologia
Gilberto Martins Vicentin - CRB 8/8620

C767v Conti, Isabela Viotto, 1997-
A vida por um fio : ecologia urbana de mamíferos que se deslocam pela rede de fios elétricos / Isabela Viotto Conti. – Campinas, SP : [s.n.], 2025.

Orientador: Raul Costa Pereira.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Instituto de Biologia.

1. Ecologia urbana (Biologia). 2. Mamífero - Ecologia. 3. Armadilhas fotográficas. I. Pereira, Raul Costa, 1989-. II. Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Instituto de Biologia. III. Título.

Informações complementares

Título em outro idioma: Hanging by a thread : ecology of mammals that walk on power lines to explore the urban matrix

Palavras-chave em inglês:

Urban ecology (Biology)

Mammal - Ecology

Scouting cameras

Área de concentração: Ecologia

Titulação: Mestra em Ecologia

Banca examinadora:

Raul Costa Pereira [Orientador]

Wesley Rodrigues Silva

Nathalia Dantas Paes

Data de defesa: 31-05-2025

Programa de Pós-Graduação: Ecologia

Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)

ODS: 11. Cidades e comunidades sustentáveis

ODS: 15. Vida terrestre

Identificação e informações acadêmicas do(a) aluno(a)

- ORCID do autor: <https://orcid.org/0000-0002-6127-3104>

- Currículo Lattes do autor: <http://lattes.cnpq.br/2307379186011754>

FOLHA DE APROVAÇÃO

Prof. Dr. Raul Costa Pereira

Prof. Dr. Wesley Rodrigues Silva

Prof^a Dr^a Nathalia Dantas Paes

A Ata da defesa com as respectivas assinaturas dos membros encontra-se no SIGA/Sistema de Fluxo de Dissertação/Tese e na Secretaria do Programa de Pós-graduação em Ecologia do Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas.

See you, space comboy....

AGRADECIMENTOS

Escrever essa parte é muito estranho, pois ela vai no começo, mas é a última coisa a se fazer. É esquisito terminar, principalmente para pessoas aversas a fins e novos começo, como eu. Mas se cheguei até aqui, foi porque tive pessoas (e animais) incríveis ao meu lado nessa jornada.

Primeiramente, agradeço à UNICAMP, ao Instituto de Biologia e ao Departamento de Biologia Animal, por proporcionarem uma educação pública de qualidade. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, com a bolsa de fomento (processo 88887.694022/2022-00).

Agradeço profundamente ao Idea Wild e ao Prof. Dr. Remington Moll, da Universidade de New Hampshire, por me fornecerem os equipamentos necessários para a pesquisa. À CPFL (Companhia Paulista de Força e Luz), pela instalação das câmeras. E, especialmente, aos funcionários da Fundação José Pedro de Oliveira, responsáveis pela ARIE (Área de Relevante Interesse Ecológico) Mata de Santa Genebra. Sem todos vocês, todos esses dados não seriam possíveis de obter.

Estendo meus agradecimentos à American Society of Mammalogists e à coordenação do curso por me fornecerem, respectivamente, o Student Award e as passagens aéreas para participar do 13º Congresso Internacional de Mamíferos, em Anchorage, Alasca.

Aos fotógrafos do portal INaturalist, meus profundos agradecimentos por ceder as fotos. Vocês não têm ideia do quão importante é a participação de vocês.

Sou muito grata aos membros do meu comitê de acompanhamento, pré-banca, e banca de defesa: Prof. Wesley Silva, Dra. Mariane Kaizer, Dra. Natalia Dantas Paes, Dr. Gedimar Pereira Barbosa; além da minha banca de Qualificação, Profas. Dras. Natashi Pilon, Thaís Guedes e Eleonore Zulnara Setz. Todos são profissionais cujo trabalho e dedicação admiro profundamente. Suas contribuições, sugestões e críticas foram valiosas e não só enriqueceram este trabalho, mas também ampliaram minha visão sobre o tema. Sou grata pelo tempo e dedicação, e por tornarem esse momento desafiador mais leve e significativo.

Ao meu orientador, Raul Costa Pereira, obrigada por acreditar no potencial deste projeto nada habitual (mesmo quando eu duvidei) e por estar presente em cada etapa, com bom-humor, conselhos, críticas construtivas e incentivo nos momentos mais desafiadores. Sou grata pela confiança, paciência e por sempre encontrar o equilíbrio entre a seriedade do trabalho e a leveza necessária para seguir em frente.

Durante todo esse processo todo, tive o apoio da minha família, meus avós (Zé, João, Laura e Marlene), pai, mãe e irmão, além do meu tio Márcio. Agradeço o amor incondicional e peço desculpas (novamente) pelas ausências, principalmente nos almoços de domingo.

Ao meu companheiro, Pedro, todo meu amor. Apesar dos 10 mil quilômetros que nos separam, você nunca esteve distante. Esteve comigo em cada desafio, comemorou cada conquista e me apoiou nos momentos difíceis.

Aos amigos de Departamento e Laboratório, Axel, Camis, João, Gustavo, Raquel e Marcelo. Obrigada pelo companheirismo nessa jornada de pós-graduação, pelas análises e revisões, seja de dados, textos, ou da vida, sempre acompanhados por cafezinhos de qualidade questionável. Agradeço também aos meus amigos e colegas de república, Felipe e Nathali — sem vocês, a vida seria muito mais triste.

Por último, mas não menos importante, aos animais, sejam nossos pets ou os selvagens. Vocês foram a motivação de tudo. À fauna urbana, que, apesar de tudo, persiste e me ensinou tanto.

Nesses últimos anos, muita coisa aconteceu, e cada pessoa (e animal) que cruzou meu caminho deixou sua marca nesta jornada. Esse trabalho é, acima de tudo, resultado de cada apoio, conselho e companhia que recebi ao longo do caminho. Se isso fosse um artigo científico, certamente teria uma lista interminável de autores. Como não posso colocá-los em uma revista científica, os guardo no coração.

RESUMO

A urbanização é uma das principais causas da perda de biodiversidade globalmente. Apesar disso, muitos mamíferos conseguem se adaptar a ambientes antropizados, até prosperando neles. Embora os mamíferos arborícolas sejam os mais prejudicados pela perda de cobertura florestal, algumas espécies adotaram o uso das redes de transmissão elétrica como via de locomoção, evitando riscos no solo, como ataques de cães e atropelamentos, embora esse comportamento também os exponha a riscos, como eletrocussões. Apesar do conhecimento popular sobre esse fenômeno, são poucos os estudos científicos no tema. Nessa pesquisa, investigamos quais as espécies que utilizam a rede elétrica em uma área urbana no entorno de uma das maiores florestas urbanas do Brasil, a ARIE Mata de Santa Genebra, utilizando câmeras-armadilha instaladas em árvores próximas aos fios. De setembro de 2022 a agosto de 2023, registramos 9.158 eventos independentes (EIs) de quatro espécies: macaco-prego-preto (*Sapajus nigritus*), ouriço-cacheiro (*Coendou spinosus*), gambá-de-orelha-branca (*Didelphis albiventris*) e cuíca-lanosa (*Caluromys philander*). Pudemos observar aspectos importantes da história natural de animais que são considerados comuns, mas cujos dados da história natural são escassos, como o ouriço-cacheiro, que apresentou comportamentos reprodutivos e possível marcação de odor para comunicação química. Outro ponto a se destacar é o de que os macacos-pregos foram frequentemente registrados consumindo alimentos de origem humana, o que pode trazer consequências negativas a curto e longo prazo para a espécie. Também analisamos os padrões de atividade diária das espécies e suas possíveis variações sazonais, além de *hotspots* de movimento. Três espécies demonstraram atividade noturna, enquanto uma apresentou comportamento diurno. Nossas análises não demonstram uma variação significativa nos padrões sazonais, embora pequenas variações ao longo do ano ocorram, podendo ser atribuídas à distribuição de recursos dentro e fora da reserva, além de outros aspectos ambientais e comportamentais dos animais. Nossos resultados demonstram que, embora haja uma perda de biodiversidade de espécies de mamíferos arborícolas que usam a rede elétrica nas adjacências da Mata de Santa Genebra, as espécies detectadas não apenas se locomovem nesse novo substrato, mas desempenham diversos aspectos de sua ecologia nele. Dessa forma, embora a rede elétrica não seja ideal, pode apresentar uma alternativa mais segura em meio a paisagens urbanas fragmentadas. Compreender como esses mamíferos ajustam seu comportamento e padrões de atividade diante das pressões antrópicas e ambientais é essencial para estratégias de conservação aliadas ao planejamento urbano, e que promovam uma coexistência entre a fauna urbana e o desenvolvimento humano.

Palavras-Chave: Ecologia Urbana; Mamíferos arborícolas; Câmeras-armadilha.

ABSTRACT

Urbanization is one of the main causes of biodiversity loss worldwide. Despite this, many mammals manage to adapt to anthropized environments, even thriving in them. Although arboreal mammals are the most affected by the loss of forest cover, some species have adopted the use of electrical transmission networks as a means of locomotion, avoiding risks on the ground, such as dog attacks and roadkills, although this behavior also exposes them to risks such as electrocutions. Despite the popular knowledge of this phenomenon, there are few scientific studies on the subject. In this research, we investigated which species use the electricity lines grid in an urban area around one of Brazil's largest urban forests, using trap cameras installed in trees near the wires. From September 2022 to August 2023, we recorded 9,158 independent events (IEs) of four species: black capuchin monkey (*Sapajus nigritus*), Paraguayan hairy dwarf porcupine (*Coendou spinosus*), white-eared opossum (*Didelphis albiventris*) and woolly opossum (*Caluromys philander*). We were able to observe important aspects of the natural history of animals that are considered common, but whose natural history data is scarce, such as the porcupine, which showed reproductive behaviors and possible scent marking for chemical communication. Another highlight is that the capuchin monkeys were frequently recorded consuming anthropogenic food, which can have negative consequences in the short and long term for the population present in the region. We also analyzed the daily activity patterns of the species and their possible seasonal variations, as well as movement hotspots. Three species exhibited nocturnal activity, while one showed diurnal behavior. Our analyses did not show a significant variation in seasonal patterns, although small variations occur throughout the year, which can be attributed to the distribution of resources inside and outside the park, as well as other environmental and behavioral aspects of the animals. Our results demonstrate that, although there is a loss of biodiversity of arboreal mammal species that use the electricity grid around the Mata de Santa Genebra reserve, the detected species not only move around on this new substrate but also perform various aspects of their ecology on it. Although the electricity grid is not ideal, it may present a safer alternative in fragmented urban landscapes. Understanding how these mammals adjust their behavior and activity patterns in the face of anthropogenic and environmental pressures is essential for conservation strategies allied to urban planning, and which promote coexistence between urban fauna and human development.

Keywords: Urban Ecology; Arboreal Mammals; Camera trap.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	12
1.1 Ecologia Urbana.....	12
1.2 Biodiversidade urbana.....	13
1.3 Mamíferos urbanos.....	14
2. OBJETIVOS GERAIS.....	20
3. MATERIAIS E MÉTODOS GERAIS.....	21
3.1. Área de Estudo.....	21
3.2. Instalação das câmeras-armadilha arborícolas.....	22
3.4. Coleta de dados gerais.....	25
4. REFERÊNCIAS	27
 CAPÍTULO 1.....	33
HISTÓRIA NATURAL DE MAMÍFEROS ARBORÍCOLAS QUE UTILIZAM A REDE DE FIOS PARA SE DESLOCAR EM AMBIENTE URBANO.....	33
RESUMO.....	33
ABSTRACT.....	35
1. INTRODUÇÃO.....	36
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	42
3. RESULTADOS.....	47
4. DISCUSSÃO.....	58
5. CONCLUSÃO	73
6. REFERÊNCIAS	75
 CAPÍTULO 2.....	82
ACTIVITY PATTERNS OF ARBOREAL MAMMALS USING POWER LINES IN AN URBAN LANDSCAPE.....	82
ABSTRACT.....	82
RESUMO.....	83
1. INTRODUCTION	84
2. MATERIALS AND METHODS.....	87
3. RESULTS.....	93
4.DISCUSSION.....	101

5. CONCLUSION.....	111
--------------------	-----

6. REFERENCES.....	112
--------------------	-----

REFERÊNCIAS GERAIS.....	122
-------------------------	-----

Material suplementar 1	141
------------------------------	-----

Material suplementar 2	142
------------------------------	-----

Material suplementar 3	143
------------------------------	-----

Suplementar material 4	144
------------------------------	-----

Suplementar material 5	145
------------------------------	-----

Suplementar material 6	147
------------------------------	-----

Suplementar material 7	148
------------------------------	-----

Suplementar material 8	150
------------------------------	-----

ANEXO 1	151
---------------	-----

ANEXO 2	152
---------------	-----

INTRODUÇÃO GERAL

1.1 Ecologia Urbana

Atualmente, mais de metade da população humana vive em áreas urbanas (Nações Unidas, 2020). Esse fenômeno resulta na expansão do uso da terra, no aumento da densidade populacional em cidades e na disseminação do estilo de vida urbano (McIntyre, 2011). Dessa forma, ambientes antropofizados formam um ecossistema distinto, caracterizado pelos próprios ciclos de energia e matéria, solo e hidrologia, biodiversidade e dinâmicas populacionais (Alberti, 2008).

Embora os impactos da urbanização tenham sido observados desde a Revolução Industrial, o termo “ecologia urbana” foi introduzido na década de 1920, na Escola de Chicago. Nela, pesquisadores adaptaram conceitos da ecologia animal e vegetal para entender processos urbanos e seus impactos na sociedade (Weiland e Richter, 2011). Na década de 1970 surge a “Escola de Ecologia Urbana de Berlim”, que usava uma abordagem que Sukopp (2008) denomina “bioecológica”, onde é reconhecido que o ser humano altera áreas naturais, principalmente no uso da terra. Os estudos se concentravam em organismos, espécies e seus habitats; mas ao longo do tempo se estenderam para corpos aquáticos e solo, mas com os habitats desses organismos em foco.

Em 1974, a criação do Programa O Homem e a Biosfera da UNESCO (MaB) iniciou uma série de projetos de larga escala no tema da ecologia de comunidades humanas (McDonnell, 2011). Nesse contexto, onde os impactos do crescimento populacional e industrial nos ecossistemas se tornaram claros a partir da publicação de dados sobre o aumento de CO₂ atmosférico, surge a Ecologia Urbana, que emerge como uma subdisciplina da Ecologia. Embora o tema tenha tido um declínio nos anos seguintes, a década de 1990 trouxe uma revitalização para o assunto com a criação de dois estudos de longa duração em Baltimore, Maryland, que foca na região urbana como um sistema ecológico e Phoenix, no Arizona, onde são estudados os serviços ecossistêmicos em uma região árida (Weiland e Richter, 2012).

Na atualidade, é de amplo conhecimento da comunidade científica que o crescimento urbano tem um papel significativo nas mudanças ambientais, desde escalas locais até globais,

afetando fluxos de energia e matéria e a distribuição de organismos. A Ecologia Urbana permite que a Ecologia, em associação com as Ciências Humanas, atue na compreensão e mitigação dos efeitos antrópicos em nosso planeta (McDonnell et al., 2011). Ao unir essas áreas, conceitos ecológicos, como serviços ecossistêmicos, podem ser aplicados em ecossistemas urbanos (Dearborn e Kark, 2010). Por exemplo, fragmentos florestais urbanos, jardins e praças públicas podem melhorar a qualidade do ar (Nowak, 2006), regular a temperatura local (Vailshery et al., 2013), evitar inundações ao aumentar a permeabilidade e estabilidade do solo (Livesley et al., 2016), além de promover sequestro e estoque de carbono (Pickett et al., 2008). Outros serviços promovidos por esses espaços incluem os não materiais. O contato com ambientes naturais promove benefícios para a saúde humana, seja a física ou psicológica, diminuindo o stress e a ansiedade, condições muito comuns na atualidade (Grinde & Patil, 2009). Espaços urbanos em que se pode ter contato com a natureza também permitem a conexão entre os moradores com seu ambiente, e essa abordagem pode tornar programas de educação ambiental muito mais efetivos quando abordam espaços onde se vive ou pratica lazer (Dearborn and Kark, 2010).

1.2. Biodiversidade urbana

Os benefícios ecossistêmicos oriundos de áreas verdes urbanas estão diretamente ligados a biodiversidade que esses espaços abrigam (Kowarik, Fischer, e Kendal, 2020). Embora as cidades sejam vistas comumente como “desertos biológicos”, estudos demonstram que muitas espécies não invasoras podem prosperar em ambientes antropizados (Spotswood et al., 2021). Habitats urbanos representam uma oportunidade de explorar novos espaços e recursos, enquanto impõem novas pressões, como poluição química e acústica, trânsito intenso e alta fragmentação (Santini, 2018). Dados demonstram que existe uma lacuna no entendimento do papel de áreas urbanizadas em sua própria biodiversidade, e ao compreender esses aspectos desses novos espaços verdes, novas contribuições para a conservação podem ser feitas em escalas local e global (Spotswood et al., 2021).

O processo de sinurbização, que é a adaptação da vida selvagem aos ambientes antropizados, funciona como um filtro para estabelecer a comunidade nesses novos ambientes. As espécies que persistem nesses habitats apresentam comportamentos distintos de seus semelhantes em áreas mais conservadas (Santini, 2018). Adler e Tanner (2013) classificam as espécies conforme sua relação com o meio urbano:

- i. Evasivos Urbanos (*Urban Avoiders*): espécies sensíveis à presença humana e às alterações no habitat, como o lobo-cinzento (*Canis lupus*).
- ii. Adaptáveis ao Meio Urbano (*Urban Adapters*): espécies generalistas que conseguem persistir em áreas urbanas devido à dieta variada e à ausência de predadores, como guaxinins (*Procyon lotor*) e raposas (*Vulpes vulpes*).
- iii. Exploradores Urbanos (*Urban Exploiters*): espécies que se beneficiam das cidades, atingindo maiores densidades populacionais e sendo altamente tolerantes a distúrbios e à presença humana, como pombas-domésticas (*Columba livia*) e ratazanas (*Rattus norvegicus*).

Grupos taxonômicos diferem em sua resposta perante a níveis de urbanização, assim, entender cada um deles é necessário para o manejo de uma cidade mais biodiversa (MacGregor-Fors et al., 2015). A biodiversidade em áreas urbanizadas foi um dos primeiros tópicos abordados na ecologia urbana, englobando tanto organismos residentes em locais urbanizados ou que utilizam os fragmentos de matas urbanas como corredores entre áreas conservadas. Contudo, nem todos os grupos são abordados de forma igualitária. As aves representam uma grande parcela dos estudos, com 75% das famílias e 20% do total de espécies sendo encontrados em ambientes antrópicos (Aronson et al., 2014). As comunidades de plantas também vêm sendo pesquisadas (Kowarik, Fischer, e Kendal, 2020; Piana et al., 2019), além de alguns invertebrados terrestres, principalmente borboletas (Ramírez-Restrepo e MacGregor-Fors, 2017), sendo as assembleias mais representadas. Porém, peixes (Keppeler et al, 2018), invertebrados aquáticos (Vehkaoja e Väänänen, 2020), répteis (Brum et al, 2022) e anfíbios (Hamer e McDonnell, 2008) são tema de poucos estudos. Embora não tão sub-representados, mamíferos urbanos ainda representam números baixos nas publicações envolvendo biodiversidade em cidades (Rega-Brotsky et al, 2022).

1.3 Mamíferos urbanos

A urbanização frequentemente tem relação direta com a diminuição da riqueza e diversidade de populações de mamíferos, modificando as comunidades naturais através de processos de fragmentação, destruição de habitat e impermeabilização do solo (Hansen et al.,

2023). Espécies de grande porte, predadores de topo, com áreas de vida extensas ou de hábitos especialistas, são mais vulneráveis, evitando áreas urbanizadas ou sendo extintas localmente devido à perda de habitat e à falta de recursos adequados (McCleery, 2015). No entanto, muitos mamíferos conseguem se adaptar a essas áreas, utilizando-as de forma transitória, ou se estabelecendo de forma permanente, alcançando densidades populacionais maiores. Até mesmo espécies ameaçadas ou em situação vulnerável podem usar o meio urbanizado como refúgio, como o rato-dos-lameiros (*Arvicola amphibius*) no Reino Unido e o quenda (*Isodon obesulus obesulus*), um pequeno marsupial australiano, demonstrando como regiões de domínio antrópico podem ser aliados na conservação, e sua biodiversidade deve ser estudada, a fim de compreender melhor as dinâmicas ecológicas e os desafios enfrentados por essas espécies e suas populações (Boakes et al., 2024; MacLagan, Coates, e Ritchie, 2018).

Cidades apresentam um mosaico característico de elementos, como áreas residenciais, comerciais e industriais, intercalados por espaços verdes, como bosques urbanos, manchas de vegetação, quintais, jardins e praças. Esses ambientes fornecem uma nova gama de recursos, como refúgios e alimentos, permitindo que essas espécies se estabeleçam e se tornem parte do ecossistema urbano (Fig 1.A) (McCleery, 2015). Árvores frutíferas, lixeiras, alimentadores de aves e animais domésticos (Fig 1.B e C) são fontes de alimento altamente nutritivas, contantes e de relativo fácil acesso, auxiliando na permanência desses animais no contexto urbano, principalmente em épocas mais escassas ou de maior demanda energética, como no período reprodutivo, assim como espécies mais carismáticas também passam a ser alimentadas por seres humanos (Hansen et al., 2020).

Embora áreas urbanas possam oferecer alguns benefícios para a fauna, o convívio com seres humanos e habitats sinantrópicos podem representar ameaças, especialmente durante os deslocamentos na paisagem. Além da perda de habitat e fragmentação, mamíferos enfrentam conflitos com animais domésticos, principalmente cães (*C. lupus familiaris*) e gatos (*Felis catus*) (Doherty et al., 2016). Por exemplo, nos últimos 250 anos, o hábito predatório dos felinos domésticos extinguiu mais de 30 espécies de mamíferos na Austrália (Woolley et al., 2019), e áreas com presença de gatos são afetadas negativamente em sua abundância de espécies de mamíferos pequenos (Baker et al., 2003).



Figura 1. Mamíferos em contexto urbano. A) Grupo de capivaras (*H. hydrochaeris*) no rio Pinheiros, São Paulo, SP (foto por Cesar Leite), B) Gambá-de-orelha-preta (*D. aurita*) em alimentador de aves em Campinas, SP (foto por [Paulo Roberto Vieira Valadão](#)) e C) Morcegos-Beija-Flor (*G. soricina*) em bebedouro de beija-flor em Amparo, SP (foto por [Salih Ceran](#)).

A interação entre animais selvagens e domésticos pode resultar na transmissão de patógenos. Por exemplo, a sarna sarcóptica (*Sarcoptes scabiei*), ectoparasita oriundo de cães e gatos, tem impactado populações de mesopredadores ao redor do mundo, como raposas (*V. vulpes*), lincês (*Lynx rufus*), cães-guaxinim (*Yctereutes procyonoides*) e lobos-guará (*Chrysocyon brachyurus*) (Eo et al., 2008; Fiori et al., 2023; Riley, Foley, e Chomel, 2004; Soulsbury et al., 2007). Por outro lado, animais silvestres também podem ser hospedeiros de doenças transmissíveis para o ser humano e espécies domésticas, como a raiva (Rocha et al.,

2017). Adicionalmente, a exposição a novos patógenos associada com poluentes e pesticidas pode ter repercussões na saúde dos indivíduos silvestres em contexto urbano, assim reduzindo a sobrevivência e reprodução das espécies (McCleery, 2015).

Mamíferos neotropicais arborícolas são um dos grupos mais prejudicados pelo processo de urbanização, pois a perda de cobertura vegetal impede a locomoção desses animais (Whitworth et al., 2019). Dessa forma, seria de se esperar que espécies arborícolas e semi-arborícolas evitassem áreas urbanas e periurbanas, escapando dos riscos de se deslocar no chão (i.e. ataques por animais domésticos, e atropelamentos). Não obstante, algumas espécies, utilizam suas estruturais corporais adaptadas a vida na canopia (i.e., o ambiente formado pelas copas das árvores), como caudas preênsais, para se locomover na matriz urbana a partir das redes de fios elétricos em postes. Essas estruturas formam uma espécie de canopia conectada e bidimensional, permitindo o acesso desses animais a recursos urbanos. Essa adaptação comportamental já foi documentada para muitas espécies de primatas (Cunneyworth e Slade, 2021), mas também se estende para espécies de marsupiais, como gambás (*Didelphis spp.*) (Fig. 2). Mesmo espécies ameaçadas, como o sauim de coleira (*Saguinus bicolor*), utilizam as redes elétricas em áreas urbanas em Manaus (Gordo et al., 2013).

Essa forma de locomoção, embora livre os indivíduos de alguns riscos, o expõe a outros, como as eletrocussões causadas pelo contato com estruturas expostas nos postes e fios desencapados (Fig. 3). Entre 1995 e 2021, 37% das mortes de Bugio-ruivo (*Alouatta guariba*) documentadas em áreas urbanas do Sul do Brasil foram por acidentes na rede elétrica (Chaves et al., 2022). A mortalidade por choques elétricos é documentada na América do Sul, Oceania, Ásia e África, justamente *hostpots* de biodiversidade para mamíferos arborícolas (Cunneyworth & Slade, 2021; Dittus, 2020; Printes et al., 2010). Essa adaptação comportamental, portanto, representa uma dualidade, pois permite o acesso a recursos em ambientes fragmentados, ao mesmo tempo que os submete a um risco significativo à sua sobrevivência.



Figura 2. Mamíferos arborícolas utilizando a rede de fios elétricos. A) Sagui-De-Cara-Branca (*Callithrix geoffroyi*) em Governador Lindenberg, ES (foto por [Tiago Lubiana](#)), B) Preguiça-de-Hoffmann (*Choloepus hoffmanni*) Talamanca, Costa Rica (imagem por [Anthony Ramírez Murillo](#)), C) Gambá-de-orelha-branca (*Didelphis albiventris*) em Poconé, MT (imagem por [Paul Kingsnorth](#)), D) Bugio-ruivo (*Alouatta guariba*) em Porto Alegre, RS (imagem por Mariano Pairet), E) Preguiça-comum (*Bradypus variegatus*) no campus da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), João Pessoa, PB (imagem por [Marília Carolina Pereira da Paz](#)), F) Jupará (*Potus flavus*) em San José, Costa Rica (imagem por [Mileidy Marenco](#)).



Figura 3. Óbitos de mamíferos arborícolas por eletrocução. A) Gambá (*Didelphis* sp.) em Cananéia, SP, Brasil (imagem por [Heloisa Prey](#)), B) Cuíca-lanosa-centroamericana (*Caluromys. derbianus*) em Puntacarenas, Costa Rica (imagem por [Carlos Venegas-Elizondo](#)), C) Bugio-ruivo (*A. guariba*) em Porto Alegre, RS (imagem pelo Projeto Macacos Urbanos), D) Gambá de cauda anelada (*Pseudocheirus peregrinus*) em Campbelltown, Australia (imagem pelo [South Australian Museum Discovery Centre](#)).

Embora o comportamento de deslocamento pela rede de fios seja comumente observado no Brasil, inclusive registrado em portais de ciência cidadã, como o *iNaturalist* (iNaturalist, 2025), poucos estudos descrevem esse fenômeno, geralmente relatando acidentes fatais. Essa complexa relação demonstra a importância de se estudar a biodiversidade em áreas urbanas e periurbanas, reconhecendo cidades como ecossistemas e palco de adaptações comportamentais únicas. Mamíferos urbanos promovem importantes serviços ecossistêmicos, como controle de pragas, dispersão de sementes e polinização (Magle et al., 2021). Assim, aprofundar os conhecimentos sobre as espécies que vivem em cidades é fundamental para desenvolver estratégias de manejo que conciliem urbanização e conservação, reduzindo riscos para a fauna, enquanto ampliam os benefícios para a biodiversidade e a sociedade em si.

2. OBJETIVOS GERAIS

O objetivo geral desse estudo é compreender a ecologia de mamíferos arborícolas e semi-arborícolas que utilizam a rede de fios elétricos para se locomover ao redor de uma floresta urbana. Dessa forma, investigaremos aspectos ecológicos desses animais em dois capítulos, onde o primeiro abordará quais espécies utilizam esse substrato, além de aspectos de sua história natural, e o segundo descreve o padrão de atividades temporais e espaciais desses animais ao longo da estação seca e chuvosa.

3. MATERIAIS E MÉTODOS GERAIS

3.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido no entorno da Área de Relevante Interesse Ecológico Mata de Santa Genebra (MSG) (22°44'45"S; 47°06'33"W; 670 m). Essa unidade de conservação está localizada no Distrito de Barão Geraldo, em Campinas, São Paulo, Brasil, no que era a antiga Fazenda Santa Genebra, com foco na produção cafeeira. A Lei Municipal nº 5118, de 14 de julho de 1981, formalizou a doação do terreno ao Município de Campinas, determinando o uso da mata para fins estritamente científicos e culturais e criando a Fundação José Pedro de Oliveira (FJPO), que administra a reserva. Em 1985, foi tombada como Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) por meio do Decreto Federal no 91.885, sendo considerada uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável (FJPO, 2021).

Com 251,77 ha de área, a MSG é um dos maiores remanescentes de Floresta Estacional Semidecídua do Estado de São Paulo, se caracterizando pela perda de folhas de parte das árvores em período de seca que ocorre no outono e no inverno. Além dessa vegetação, possui trechos de floresta higrófila (FJPO, 2021). O clima regional é do tipo Cwa (classificação de Köppen), com duas estações bem definidas, com a estação chuvosa e quente entre os meses de outubro e março, com precipitação média de 1.057mm, e temperaturas médias entre 22-24 °C. Já entre abril e setembro, ocorre a estação seca e fria, com precipitação média de 35 mm e temperatura média entre 18-22 °C (Farah et al., 2014). Por ser o maior fragmento de floresta urbana na região, a MSG é abrigo para uma rica biodiversidade. Levantamentos de fauna indicam a presença de mais de 150 espécies de aves (Pessoa, 2004), 700 espécies de borboletas (Brown & Freitas, 2003) e 32 espécies de mamíferos (FJPO, 2021).

A Mata de Santa Genebra encontra-se isolada de outros fragmentos florestais, sendo cercada por matrizes predominantemente agrícolas, com monoculturas de cana-de-açúcar e milho, e urbana (Fig. 4). É vizinha de áreas urbanas domiciliares, comerciais ou de indústrias, além de duas rodovias, a Rodovia Dom Pedro I e a Rod. Prof. Zeferino Vaz, onde atropelamentos de fauna são frequentes (Obs. pessoal). O distrito de Barão Geraldo, onde a MSG se localiza, possui uma das maiores rendas per capita do município, atraindo moradores pela proximidade à UNICAMP (Universidade Estadual de Campinas), contemplando

estruturas de saúde, cultura e de qualidade habitacional (incluindo a proximidade com a natureza), o que torna a região um foco de especulação imobiliária (Cisotto e Vitte, 2014).

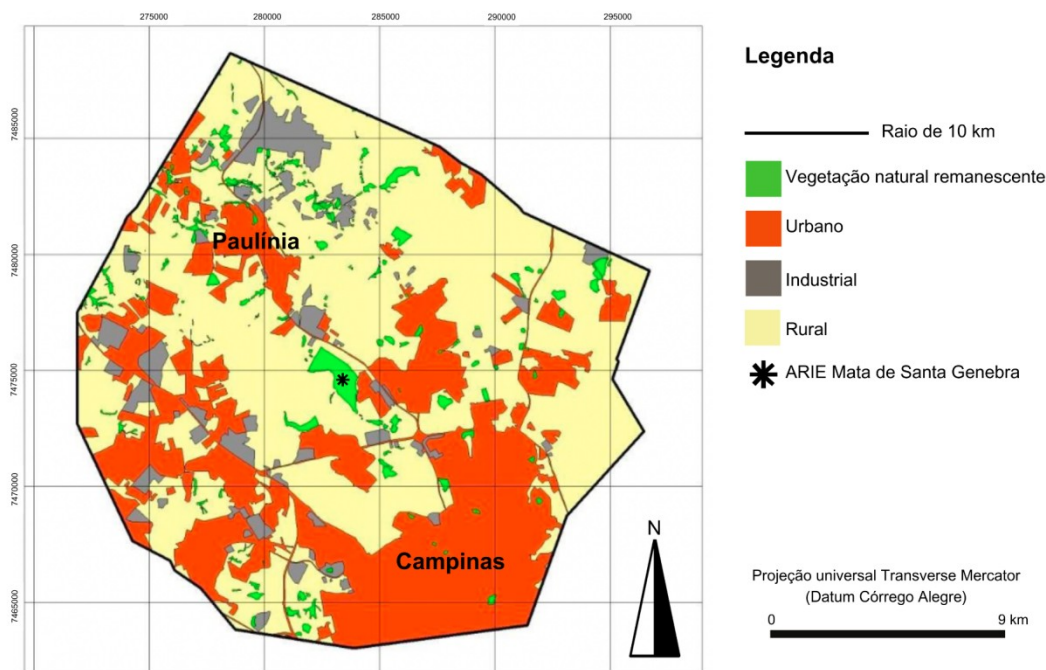


Figura 4. Área do entorno da MSG, em um raio de 10 km, mostrando a descrição de uso e ocupação do solo. Adaptado de: Fundação José Pedro de Oliveira, 2021.

Esse mosaico de paisagens resulta em problemas característicos de florestas urbanas, como o isolamento, poluição por agrotóxicos (advindos das plantações), além da poluição sonora e do ar, entrada de pessoas não autorizadas, impermeabilização do solo e efeito de borda (FJPO, 2021). Além disso, a existência de uma área residencial, que cobre um terço da matriz de entorno da MSG, torna comum a presença de espécies exóticas invasoras, principalmente gatos (*F. domesticus*) e cães domésticos (*C. familiares*), que acabam predando os animais da reserva (Feliciano, 2022). Na borda nordeste encontra-se uma ocupação ilegal, onde ocorre esgoto clandestino no Córrego Guará (Obs. pessoal).

3.2. Instalação das câmeras-armadilha arborícolas

No presente projeto, utilizamos armadilhas fotográficas arborícolas para estudar a ecologia de espécies de mamíferos que usam fios elétricos para se descolar. Para a instalação do sistema de câmeras, utilizamos a metodologia proposta por Moore et al. (2021) para câmera-armadilha arbóreas. Contudo, tivemos que adaptar os métodos para o contexto de paisagens urbanas, que constituem um mosaico complexo, heterogêneo e descontínuo (Liu,

2014), o que gera desafios diferentes do que os enfrentados em estudos em áreas conservadas. A maioria dos estudos em florestas tropicais estabelece a posição de câmeras ordenadas por gradientes ambientais, grids ou de forma linear, com uma distância de ao menos 100 m a cada estação, e uma altura pré-definida para a instalação do equipamento (Chen et al., 2021; Godoy-Güinao, 2023; Gracanin e Mikac, 2022; Moore et al., 2021; Haysom et al., 2021; Pelayo-Martínez et al., 2023). Porém, no caso da presente dissertação, definimos a disposição das câmeras a seguir as linhas elétricas que cercam a borda sudeste da mata visando maximizar a detecção dos animais utilizando essas estruturas antrópicas. Além disso, observações preliminares dos macacos-prego-pretos (*Sapajus nigritus*) ao longo da área de estudo (Fig. 5) forneceram uma base para estabelecer os pontos de interesse para instalação do equipamento de modo a representar caminhos possíveis nos quais animais exploraram a matriz de entorno via fios elétricos. Dos fios elétricos selecionados, alguns seguem em direção à mata, mais especificamente em direção a Sede da FJPO e ao borboletário, enquanto outros acompanham a borda horizontalmente, na calçada oposta.

A instalação do equipamento foi um dos maiores desafios operacionais do projeto. Embora o uso de cordas de alpinismo seja o método mais utilizado em áreas florestais (Moore et al., 2021), a aproximação da rede elétrica não é recomendada por pessoas sem autorização e preparo. Assim, contatamos a CPFL (Companhia Paulista de Força e Luz), organização responsável pelo fornecimento de energia elétrica na cidade, para propor uma colaboração que permitisse a instalação do equipamento de forma segura. Após algumas reuniões, nas quais foram discutidos objetivos do projeto e as diretrizes para a instalação das câmeras, técnicos da companhia atuaram no processo de instalação seguindo as normas de segurança (Fig. 6).



Figura 5. Imagem representando os trajetos feitos pelos macacos-prego (*S. nigritus*), onde eles usam os fios de forma paralela à borda da Reserva (A) ou atravessando a rua (B). Fotos por Isabela V. Conti.

Depois de alguns testes preliminares, determinamos que há aumento na eficiência de registros quando a instalação das câmeras é realizada em uma árvore adjacente ao fio de energia, permitindo assim que o equipamento fique na altura do fio, e que o tronco ou galho de apoio seja resistente o suficiente para suportar o peso da câmera e evitar movimentos demasiados causados pelo vento. De acordo com Moore et al. (2021), como a canopia é um ambiente tridimensional, o arranjo mais tradicional de câmeras-armadilha para animais terrestres (o equipamento preso em um tronco com um cinto) não é suficiente para uma detecção eficiente. Dessa forma, utilizamos um suporte móvel que permitiu uma posição mais bem alinhada com o ponto focal da câmera, maximizando a detecção (Fig. 6.C). Ainda de acordo com os autores, para evitar vieses de amostragem, nenhuma isca ou atrativo foi utilizado. Além disso, não selecionamos nenhuma árvore frutífera para a instalação dos equipamentos. Orientamos todas as câmeras para norte ou sul, a depender da posição relativa do fio elétrico, de modo a evitar a interferência da luz do Sol no campo de visão (Moore et al., 2021). Nos pontos em que os fios da mesma linha têm uma distância perpendicular de mais de 1 metro entre si, foram instaladas duas câmeras, cada uma apontando para um fio respectivo (Fig. 6.D).



Figura 6. Instalação do equipamento. A) e B) técnicos da CPFL instalando as câmeras. C) Câmera com suporte móvel. D) Esquema de câmeras duplas, quando havia fios paralelos muito distantes. Fotos: Isabela Viotto Conti.

3.4. Coleta de dados gerais

O monitoramento pelas câmeras instaladas nas árvores adjacentes à fiação elétrica ocorreu de 6 de setembro de 2022 a 16 de agosto de 2023, dividido em duas fases, com um intervalo de 36 dias entre elas, durante fevereiro e março de 2023. Dos modelos de câmeras utilizados, a maioria foi Browning Trail Dark Ops HD Pro X 20 MP (Modelo BTC-5HDPX, Browning Trail Cameras, Birmingham, Alabama, USA), com a adição de algumas unidades

da Uovision GREEN30 30MP FullHD (Modelo NO:N30, Uovision Europe, Kangasniemi, Finland). O equipamento foi configurado para três fotos por ativação, com intervalo de um minuto entre elas. Já as câmeras de vídeo foram programadas para gravar durante 10 segundos, com um minuto de intervalo entre disparos.

Também produzimos um folheto informativo, que foi deixado nas residências adjacentes aos pontos de instalação. O folheto descrevia o que era o equipamento, como ele funcionava e o propósito do estudo, além de um número telefônico para contato em caso de dúvidas (Material suplementar 1). Além disso, durante as duas fases de instalação, os moradores que se aproximavam com curiosidade tinham suas dúvidas sanadas sobre o projeto.

4. REFERÊNCIAS

Abra, F. D., Canena, A. D. C., Garbino, G. S. T., & Medici, E. P. (2020). Use of unfenced highway underpasses by lowland tapirs and other medium and large mammals in central-western Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 18(4), 247–256.

<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.10.006>

Abra, F. D., Huijser, M. P., Magioli, M., Bovo, A. A. A., & Ferraz, K. M. P. M. D. B. (2021). An estimate of wild mammal roadkill in São Paulo state, Brazil. *Heliyon*, 7(1), e06015.

<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06015>

Adler, F. R., & Tanner, C. J. (2013). *Urban Ecosystems: Ecological Principles for the Built Environment* (1o ed). Cambridge University Press.

<https://doi.org/10.1017/CBO9780511981050>

Alberti, M. (2008). *Advances in Urban Ecology: Integrating Humans and Ecological Processes in Urban Ecosystems*. Springer.

Aronson, M. F. J., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Warren, P. S., Williams, N. S. G., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J. L., Kühn, I., MacGregor-Fors, I., McDonnell, M., Mörtberg, U., ... Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1780), 20133330. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>

Baker, P. J., Ansell, R. J., Dodds, P. A. A., Webber, C. E., & Harris, S. (2003). Factors affecting the distribution of small mammals in an urban area. *Mammal Review*, 33(1), 95–100. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2907.2003.00003.x>

Benítez-López, A., Alkemade, R., & Verweij, P. A. (2010). The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Biological Conservation*, 143(6), 1307–1316. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.009>

Boakes, Z., Stafford, R., Bramer, I., Cvitanović, M., & Hardouin, E. A. (2024). The importance of urban areas in supporting vulnerable and endangered mammals. *Urban Ecosystems*, 27(3), 883–894. <https://doi.org/10.1007/s11252-023-01492-z>

Brum, P. H. R., Gonçalves, S. R. A., Strüssmann, C., & Teixeira, A. L. (2023). A global assessment of research on urban ecology of reptiles: Patterns, gaps and future directions. *Animal Conservation*, 26(1), 1–13. <https://doi.org/10.1111/acv.12799>

Chatelain, M., Rüdisser, J., & Traugott, M. (2023). Urban-driven decrease in arthropod richness and diversity associated with group-specific changes in arthropod abundance. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11, 980387. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.980387>

Chaves, Ó. M., Júnior, J. C. S., Buss, G., Hirano, Z. M. B., Jardim, M. M. A., Amaral, E. L. S., Godoy, J. C., Peruchi, A. R., Michel, T., & Bicca-Marques, J. C. (2022). Wildlife is imperiled in peri-urban landscapes: Threats to arboreal mammals. *Science of The Total Environment*, 821, 152883. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152883>

- Chen, D. M., Narváez-Torres, P. R., Tiafinjaka, O., Farris, Z. J., Rasoloharijaona, S., Louis, E. E., & Johnson, S. E. (2021). Lemur paparazzi: Arboreal camera trapping and occupancy modeling as conservation tools for monitoring threatened lemur species. *American Journal of Primatology*, 83(7), e23270. <https://doi.org/10.1002/ajp.23270>
- Cisotto, M. F. (2014). A natureza e a produção do espaço urbano: o exemplo do no entorno da Mata de Santa Genebra, Campinas (SP), Brasil. *Revista de Geografia (UFPE)*, 31(3), 211-229.
- Cunneyworth, P. M. K., & Slade, A. M. (2021). Impact of Electric Shock and Electrocution on Populations of Four Monkey Species in the Suburban Town of Diani, Kenya. *International Journal of Primatology*, 42(2), 171–186. <https://doi.org/10.1007/s10764-020-00194-z>
- Dearborn, D. C., & Kark, S. (2010). Motivations for Conserving Urban Biodiversity. *Conservation Biology*, 24(2), 432–440. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01328.x>
- Dittus, W. P. J. (2020). Shields on Electric Posts Prevent Primate Deaths: A Case Study at Polonnaruwa, Sri Lanka. *Folia Primatologica*, 91(6), 643–653. <https://doi.org/10.1159/000510176>
- Doherty, T. S., Glen, A. S., Nimmo, D. G., Ritchie, E. G., & Dickman, C. R. (2016). Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(40), 11261–11265. <https://doi.org/10.1073/pnas.1602480113>
- Douglas, I., Anderson, P. M. L., Goode, D., Houck, M. C., Maddox, D., Nagendra, H., & Yok, T. P. (Orgs.). (2020a). *The Routledge Handbook of Urban Ecology* (2o ed). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780429506758>
- Eo, K.-Y., Kwon, O.-D., Shin, N.-S., Shin, T., & Kwak, D. (2008). Sarcoptic Mange in Wild Raccoon Dogs (*Nyctereutes procyonoides*) in Korea. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 39(4), 671–673. <https://doi.org/10.1638/2008-0034.1>
- Farah, F. T., Rodrigues, R. R., Santos, F. A. M., Tamashiro, J. Y., Shepherd, G. J., Siqueira, T., Batista, J. L. F., & Manly, B. J. F. (2014). Forest destructuring as revealed by the temporal dynamics of fundamental species – Case study of Santa Genebra Forest in Brazil. *Ecological Indicators*, 37, 40–44. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.011>
- Feliciano, R. D. E., Lima, C. F. M., & Schlindwein, M. N. (2024). The Occurrence of domestic dogs (*Canis lupus familiaris* Linnaeus, 1758) in the trails of arie mata of Santa Genebra, Campinas, São Paulo. *Revista de Biologia Neotropical/Journal of Neotropical Biology*, 21(1), 29-49.
- Fiori, F., De Paula, R. C., Navas-Suárez, P. E., Boulhosa, R. L. P., & Dias, R. A. (2023). The Sarcoptic Mange in Maned Wolf (*Chrysocyon brachyurus*): Mapping an Emerging Disease in the Largest South American Canid. *Pathogens*, 12(6), 830. <https://doi.org/10.3390/pathogens12060830>
- Godoy-Güinao, J., Silva-Rodríguez, E. A., Zambrano, B., & Díaz, I. A. (2023). Habitat use in three-dimensional environments: A camera-trap assessment of vertical profile use by wildlife in the temperate forests of Chile. *Forest Ecology and Management*, 529, 120668. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120668>

González-Suárez, M., Zanchetta Ferreira, F., & Grilo, C. (2018). Spatial and species-level predictions of road mortality risk using trait data. *Global Ecology and Biogeography*, 27(9), 1093–1105. <https://doi.org/10.1111/geb.12769>

Gordo, M., Calleia, F. O., Vasconcelos, S. A., Leite, J. J. F., & Ferrari, S. F. (2013). The Challenges of Survival in a Concrete Jungle: Conservation of the Pied Tamarin (*Saguinus bicolor*) in the Urban Landscape of Manaus, Brazil. Em L. K. Marsh & C. A. Chapman (Orgs.), *Primates in Fragments* (p. 357–370). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8839-2_23

Gracanin, A., & Mikac, K. M. (2022). Camera traps reveal overlap and seasonal variation in the diel activity of arboreal and semi-arboreal mammals. *Mammalian Biology*, 102(2), 341–355. <https://doi.org/10.1007/s42991-021-00218-y>

Gregory, T., Carrasco-Rueda, F., Balbuena, D., & Kolowski, J. (2022). Rush hour: Arboreal mammal activity patterns in natural canopy bridges in the Peruvian Amazon. *Folia Primatologica*, 93(3–6), 465–477. <https://doi.org/10.1163/14219980-20211209>

Grinde, B., & Patil, G. G. (2009). Biophilia: Does Visual Contact with Nature Impact on Health and Well-Being? *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 6(9), 2332–2343. <https://doi.org/10.3390/ijerph6092332>

Hamer, A. J., & McDonnell, M. J. (2008). Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. *Biological Conservation*, 141(10), 2432–2449. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.020>

Hansen, C. P., Kays, R., & Millspaugh, J. J. (2024). From backyard to backcountry: Changes in mammal communities across an urbanization gradient. *Journal of Mammalogy*, 105(1), 175–191. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyad110>

Hansen, C. P., Parsons, A. W., Kays, R., & Millspaugh, J. J. (2020). Does Use of Backyard Resources Explain the Abundance of Urban Wildlife? *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 570771. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.570771>

Haysom, J. K., Deere, N. J., Wearn, O. R., Mahyudin, A., Jami, J. B., Reynolds, G., & Struebig, M. J. (2021). Life in the Canopy: Using Camera-Traps to Inventory Arboreal Rainforest Mammals in Borneo. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4, 673071. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.673071>

iNaturalist. (2008–2023). iNaturalist [Banco de dados online]. California Academy of Sciences e National Geographic Society. <https://www.inaturalist.org>

Keppeler, F. W., De Souza, A. C., Hallwass, G., Begossi, A., De Almeida, M. C., Isaac, V. J., & Silvano, R. A. M. (2018). Ecological influences of human population size and distance to urban centres on fish communities in tropical lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(5), 1030–1043. <https://doi.org/10.1002/aqc.2910>

Kowarik, I., Fischer, L. K., & Kendal, D. (2020). Biodiversity Conservation and Sustainable Urban Development. *Sustainability*, 12(12), 4964. <https://doi.org/10.3390/su12124964>

- Kowarik, I., & Von Der Lippe, M. (2018). Plant population success across urban ecosystems: A framework to inform biodiversity conservation in cities. *Journal of Applied Ecology*, 55(5), 2354–2361. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13144>
- Livesley, S. J., McPherson, E. G., & Calfapietra, C. (2016). The Urban Forest and Ecosystem Services: Impacts on Urban Water, Heat, and Pollution Cycles at the Tree, Street, and City Scale. *Journal of Environmental Quality*, 45(1), 119–124. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.11.0567>
- MacGregor-Fors, I., Avendaño-Reyes, S., Bandala, V. M., Chacón-Zapata, S., Díaz-Toribio, M. H., González-García, F., Lorea-Hernández, F., Martínez-Gómez, J., Montes De Oca, E., Montoya, L., Pineda, E., Ramírez-Restrepo, L., Rivera-García, E., Utrera-Barrillas, E., & Escobar, F. (2015). Multi-taxonomic diversity patterns in a neotropical green city: A rapid biological assessment. *Urban Ecosystems*, 18(2), 633–647. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0410-z>
- Maclagan, S. J., Coates, T., & Ritchie, E. G. (2018). Don't judge habitat on its novelty: Assessing the value of novel habitats for an endangered mammal in a peri-urban landscape. *Biological Conservation*, 223, 11–18. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.022>
- McCleery, R. (2015). Urban Mammals. Em J. Aitkenhead-Peterson & A. Volder (Orgs.), *Agronomy Monographs* (p. 87–102). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr55.c5>
- McDonnell, M. J. (2011). *Urban Ecology: Patterns, Processes, and Applications* (J. H. Breuste, T. Elmqvist, G. Guntenspergen, P. James, & N. E. McIntyre, Orgs.). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199563562.001.0001>
- Moore, J. F., Soanes, K., Balbuena, D., Beirne, C., Bowler, M., Carrasco-Rueda, F., Cheyne, S. M., Coutant, O., Forget, P., Haysom, J. K., Houlihan, P. R., Olson, E. R., Lindshield, S., Martin, J., Tobler, M., Whitworth, A., & Gregory, T. (2021). The potential and practice of arboreal camera trapping. *Methods in Ecology and Evolution*, 12(10), 1768–1779. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13666>
- Nowak, D. J. (2006). Institutionalizing urban forestry as a “biotechnology” to improve environmental quality. *Urban Forestry & Urban Greening*, 5(2), 93–100. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.04.002>
- Pelayo-Martínez, J., Ortiz-Lozada, L., Sosa, V. J., Mota-Vargas, C., & Durán-Antonio, J. (2023). Daily activity of threatened canopy mammals in a private protected natural area of tropical southeastern Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 94, e944951. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2023.94.4951>
- Piana, M. R., Aronson, M. F., Pickett, S. T., & Handel, S. N. (2019). Plants in the city: Understanding recruitment dynamics in urban landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(8), 455–463. <https://doi.org/10.1002/fee.2098>
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Groffman, P. M., Band, L. E., Boone, C. G., Burch, W. R., Grimmond, C. S. B., Hom, J., Jenkins, J. C., Law, N. L., Nilon, C. H., Pouyat, R. H., & Turner, L. R. (2001). The urban forest: A review of the literature. *Urban Ecosystems*, 4(1), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s11252-001-0001-0>

- R. V., Szlavecz, K., Warren, P. S., & Wilson, M. A. (2008). Beyond Urban Legends: An Emerging Framework of Urban Ecology, as Illustrated by the Baltimore Ecosystem Study. *BioScience*, 58(2), 139–150. <https://doi.org/10.1641/B580208>
- Rega-Brodsky, C. C., Aronson, M. F. J., Piana, M. R., Carpenter, E.-S., Hahs, A. K., Herrera-Montes, A., Knapp, S., Kotze, D. J., Lepczyk, C. A., Moretti, M., Salisbury, A. B., Williams, N. S. G., Jung, K., Katti, M., MacGregor-Fors, I., MacIvor, J. S., La Sorte, F. A., Sheel, V., Threfall, C. G., & Nilon, C. H. (2022). Urban biodiversity: State of the science and future directions. *Urban Ecosystems*, 25(4), 1083–1096. <https://doi.org/10.1007/s11252-022-01207-w>
- Riley, S. P. D., Foley, J., & Chomel, B. (2004). Exposure to feline and canine pathogens in bobcats and gray foxes in urban and rural zones of a national park in California. *Journal of Wildlife Diseases*, 40(1), 11–22. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-40.1.11>
- Rocha, S. M., De Oliveira, S. V., Heinemann, M. B., & Gonçalves, V. S. P. (2017). Epidemiological Profile of Wild Rabies in Brazil (2002–2012). *Transboundary and Emerging Diseases*, 64(2), 624–633. <https://doi.org/10.1111/tbed.12428>
- Santini, L., González-Suárez, M., Russo, D., Gonzalez-Voyer, A., Von Hardenberg, A., & Ancillotto, L. (2019). One strategy does not fit all: Determinants of urban adaptation in mammals. *Ecology Letters*, 22(2), 365–376. <https://doi.org/10.1111/ele.13199>
- Soulsbury, C. D., Iossa, G., Baker, P. J., Cole, N. C., Funk, S. M., & Harris, S. (2007). The impact of sarcoptic mange *Sarcoptes scabiei* on the British fox *Vulpes vulpes* population. *Mammal Review*, 37(4), 278–296. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2007.00100.x>
- Spotswood, E. N., Beller, E. E., Grossinger, R., Grenier, J. L., Heller, N. E., & Aronson, M. F. J. (2021). The Biological Deserts Fallacy: Cities in Their Landscapes Contribute More than We Think to Regional Biodiversity. *BioScience*, 71(2), 148–160. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa155>
- Sukopp, H. (2008). On the Early History of Urban Ecology in Europe. Em J. M. Marzluff, E. Shulenberg, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, U. Simon, & C. ZumBrunnen (Orgs.), *Urban Ecology* (p. 79–97). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_6
- Vailshery, L. S., Jaganmohan, M., & Nagendra, H. (2013). Effect of street trees on microclimate and air pollution in a tropical city. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(3), 408–415. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.03.002>
- Vehkaoja, M., Niemi, M., & Väänänen, V.-M. (2020). Effects of urban infrastructure on aquatic invertebrate diversity. *Urban Ecosystems*, 23(4), 831–840. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00947-x>
- Weiland, U., & Richter, M. (2011). Urban Ecology—Brief History and Present Challenges. Em M. Richter & U. Weiland (Orgs.), *Applied Urban Ecology* (10 ed, p. 1–11). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781444345025.ch1>

Whitworth, A., Beirne, C., Pillco Huarcaya, R., Whittaker, L., Serrano Rojas, S. J., Tobler, M. W., & MacLeod, R. (2019). Human disturbance impacts on rainforest mammals are most notable in the canopy, especially for larger-bodied species. *Diversity and Distributions*, 25(7), 1166–1178. <https://doi.org/10.1111/ddi.12930>

Woolley, L., Geyle, H. M., Murphy, B. P., Legge, S. M., Palmer, R., Dickman, C. R., Augusteyn, J., Comer, S., Doherty, T. S., Eager, C., Edwards, G., Harley, D. K. P., Leiper, I., McDonald, P. J., McGregor, H. W., Moseby, K. E., Myers, C., Read, J. L., Riley, J., ... Woinarski, J. C. Z. (2019). Introduced cats *Felis catus* eating a continental fauna: Inventory and traits of Australian mammal species killed. *Mammal Review*, 49(4), 354–368. <https://doi.org/10.1111/mam.12167>

CAPÍTULO 1

HISTÓRIA NATURAL DE MAMÍFEROS ARBORÍCOLAS QUE UTILIZAM A REDE DE FIOS PARA SE DESLOCAR EM AMBIENTE URBANO

RESUMO

A crescente urbanização é uma das causas centrais de perda de biodiversidade global. Embora muitas espécies de mamíferos não consigam se estabelecer em as cidades, algumas outras são adaptadas a prosperar em ambientes antrópicos. O ritmo da urbanização é particularmente acentuado em países tropicais, os quais abrigam grande parte da riqueza de mamíferos de hábito arbóreo do planeta. Em ambientes urbanos, essas espécies podem perder o hábito de se locomover pela canopia, passando a se deslocar em solo, o que os tornam vulneráveis a atropelamentos e ataques por cães. Registros anedóticos mostram que espécies arborícolas podem utilizar a rede de transmissão elétrica como via de locomoção em paisagens urbanas, embora sujeitos a eletrocussão. Embora essas observações sejam de conhecimento do público, existem poucos estudos sobre esse comportamento na literatura. Nesse sentido, monitoramos por quase um ano os mamíferos que utilizam a rede elétrica para se deslocar nos arredores de uma das maiores florestas urbanas do Brasil. Instalamos um sistema de câmeras (n=23) em árvores adjacentes aos fios e obtivemos 9.158 registros independentes de quatro espécies, o macaco-prego-preto (*S. nigritus*), o ouriço-cacheiro (*C. spinosus*), o gambá-de-orelha-branca (*D. albiventris*) e a cuíca-lanosa (*C. philander*). Os registros também nos permitiram documentar a história natural dessas espécies nesse ambiente. Os macacos-prego foram os mais detectados, e frequentemente, estavam se alimentando de alimentos de origem humana (e.g., pão e vegetais cultivados pela vizinhança). Embora o gambá-de-orelha-preta (*D. aurita*) seja comum na paisagem urbana, sua ausência pode ser reflexo da possível competição com o gambá-de-orelha-branca, evitada pela utilização de substratos diferentes. Para o ouriço-cacheiro, não apenas obtivemos dados de locomoção, mas também registramos possíveis pares reprodutivos e uma fêmea acompanhada do filhote, um evento de cópula, além do registro de uma possível marcação de odor para comunicação química. Nossos resultados demonstram que, embora apenas um subconjunto pequeno (40%) da comunidade local de mamíferos utilize a rede de fios fora de uma floresta urbana, os animais detectados não apenas usam os fios para se locomover. Assim, embora fios elétricos ofereçam risco de eletrocussões, esse ambiente, caso devidamente protegido (e.g., fios encapados) pode constituir uma

alternativa para mamíferos arborícolas permanecerem em ambientes urbanos onde o dossel é limitado.

Palavras-chave: Ecologia Urbana; Câmeras-Armadilha Arbóreas, História Natural.

ABSTRACT

Urbanization is a growing process and one of the causes of global biodiversity loss. Although cities suffer from a loss of fauna, some mammal species manage to survive and even thrive in human-modified environments. Developing tropical countries are home to much of the richness of arboreal mammals, which suffer from canopy loss, making them vulnerable to road accidents and dog attacks. In some areas, they may adopt the habit of using power lines for movement, thus avoiding these risks as they traverse the urban landscape, although they are subject to electrocution. While this phenomenon is known to the public, there are few studies about this phenomenon. To investigate which species are using the power lines in an urban area surrounding one of Brazil's largest urban forests, we installed a system of camera traps in trees adjacent to the lines. The cameras operated for nearly a year, from September 2022 to August 2023, recording 9,158 independent events (IEs) of four species: the black-horned capuchin (*C. nigritus*), the Paraguayan hairy dwarf porcupine (*C. spinosus*), the white-eared opossum (*D. albiventris*), and the woolly mouse opossum (*C. philander*). The findings reveal a reduction in species richness (40%) compared to the forest reserve interior. In addition to identifying the species using this stratum, the method allowed us to observe aspects of these animals' natural history. Black-horned capuchins were the most frequently detected species, often observed feeding on human-derived food, whether processed, such as bread, or cultivated species from nearby gardens, which may have negative consequences for the capuchins population. Although the white-eared opossum is common in urban areas, its absence may be explained by competition with the black-eared opossum (*D. aurita*), avoided by using different substrates. For the porcupine, we not only gathered locomotion data, but also observed possible reproductive pairs, a female accompanied by her young, and a mating event, along with IEs that may indicate odor marking for chemical communication. Our results show that although the number of arboreal mammal species using power lines outside an urban forest is lower compared to the forest interior, the animals detected not only use the lines for locomotion but also engage in many aspects of their ecology there. Thus, while this new substrate is not ideal due to the risk of electrocution, it may offer a relatively safer alternative for these communities to inhabit urban environments.

Keywords: Urban Ecology; Arboreal Camera Traps; Natural History.

INTRODUÇÃO

A atividade humana é a maior causa da perda de biodiversidade em nosso planeta. A conversão de ambientes nativos em cidades contribuí consideravelmente para a intensa defaunação do planeta Terra, desde a escala global até a local (Elmqvist et al., 2013). Se em 1900, menos de um quinto da população estava em cidades, em 2018 esse número passou mais da metade (Nações unidas, 2018). A intensificação da urbanização tem severas consequências socioeconômicas e ambientais, principalmente nas nações em desenvolvimento (Gotham e King 2019). Ao construir cidades, o ser humano modifica ambientes naturais, construindo uma paisagem que atenda as suas necessidades, em um mosaico de diferentes usos da terra. Esse fenômeno tem consequências ambientais diversas, como mudanças no clima, como ilhas de calor, alterações de ciclos biogeoquímicos e desastres naturais, como enchentes e incêndios (Bai et al., 2017). Todos esses processos, somados à perda e a fragmentação de habitats (Butchart, 2012) (Laurance e Vasconcelos, 2009), têm efeitos não somente na vida humana, mas também na biodiversidade (McDonald et al., 2020).

Ambientes urbanos abrigam reconhecidamente menor biodiversidade do que ambientes naturais, apresentando comunidades predominantemente compostas por espécies com tolerância a perturbações (Shochat et al., 2010). Entre os grupos que têm mostrado capacidade de habitar, e até mesmo prosperar em cidades, estão os mamíferos, podendo ser visitantes ocasionais ou moradores permanentes (Baker et al., 2003). Dada a peculiaridade ambiental da paisagem urbana, cidades atuam como um filtro biológico, onde apenas espécies com determinadas características de história de vida conseguem se estabelecer. Entre esses traços específicos, está o hábito noturno, alta capacidade reprodutiva e desenvolvimento rápido da prole, dieta generalista e oportunista, além da alta capacidade de dispersão (Chatelain e Szulkin, 2020). Assim, podemos pensar que o estereótipo de mamífero urbano sejam roedores pequenos, como ratos (*Rattus rattus* e *R. norvegicus*) e camundongos (*Mus musculus*). Porém, a biodiversidade de mamíferos em cidades vai muito além dessas espécies, e inclui, por exemplo, espécies de grande porte e carnívoros (Santini et al., 2018).

Adaptações comportamentais são fundamentais para o sucesso de mamíferos em cidades. Em particular, a flexibilidade de comportamento permite que os animais lidem com os novos desafios e oportunidades em espaços urbanos (Jokimäki et al., 2011). Mamíferos podem, por exemplo, diminuir sua resposta de fuga à aproximação de humanos,

economizando energia e diminuindo o stress (Recarte et al., 1998). Algumas espécies alteram seu padrão de atividades, como coiotes (*Canis latrans*) e cervos (*Odocoileus hemionus*) que se tornam mais noturnos em áreas com mais atividade humana na Califórnia, USA (Patten et al., 2019), assim como ursos negros na Colúmbia Britânica, Canadá (*Ursus americanus*) (Klees van Bommel et al., 2022). As interações sociais entre populações de mamíferos urbanas também podem ser diferentes de suas contrapartes em áreas rurais, como ratos-do-campo (*Apodemus agrarius*), que se tornam menos agressivos com outros indivíduos, deixando de evitá-los (Łopucki et al., 2020), ou coiotes que toleram maior sobreposição em seus territórios (Atwood e Harmon, 2003). Por outro lado, animais sociais, como primatas e golfinhos, podem diminuir sua sociabilidade quando convivem com distúrbios humanos (Lusseau, 2003 e Marty et al., 2019). A comunicação entre membros também pode ser modificada: saúns de coleira (*Saguinus bicolor*), ao habitar áreas com muita perturbação sonora, tendem a praticar muito mais marcação de odor, e reduzir as vocalizações mais longas (Sobroza, 2023). Nesse contexto, as mudanças comportamentais demonstram a notável capacidade dos mamíferos de ajustar suas estratégias de sobrevivência diante das pressões urbanas, porém com implicações ecológicas e evolutivas nessas populações.

A exploração de recursos antropogênicos, principalmente alimentos de origem humana, é outra característica que favorece espécies em um contexto urbano. Cidades podem ser uma fonte mais previsível, estável e abundante de recursos alimentares, que podem ser altamente calóricos e ricos em gorduras (Anderies, 2007). Enquanto alguns mamíferos podem obter esses recursos ao explorar lixeiras, outros podem se aproveitar de alimentadores de pássaros e animais domésticos, ou até mesmo serem alimentados de forma passiva, principalmente as espécies mais carismáticas (Chatelain e Szulkin, 2020). Alguns onívoros oportunistas, como guaxinins (*Procyon lotor*), texugos (*Meles meles*) e raposas (*Vulpes vulpes*), colonizaram cidades e podem estabelecer populações mais densas do que em áreas rurais (Bateman e Fleming, 2012). Apesar dessa dieta trazer aparentes benefícios mais imediatos, a longo prazo pode trazer consequências negativas, como a redução do período de hibernação de ursos negros (*Ursos americanos*) que consomem muito lixo ou lobos-cinzentos (*Canis lupus*) que deixam de caçar para depender de carcaças de gado (Ciucci et al., 2020). Além disso, o hábito de buscar fontes de alimento de origem humana pode levar a conflitos, até mesmo fatais, como ocorreu com primatas em templos asiáticos durante a pandemia de COVID-19, que, sem ofertas de turistas, invadiram residências e atacaram humanos,

resultando em envenenamentos por retaliação (Li et al., 2024). Esses conflitos não se limitam a primatas, sendo mais comuns entre carnívoros (Treves e Karanth, 2003).

A fim de suprir suas demandas metabólicas, mamíferos urbanos têm que transitar por distintos ambientes construídos por humanos, como parques, praças, cemitérios e rodovias. Porém, mamíferos arbóreos, como primatas, são o grupo mais prejudicado pela fragmentação de habitats e conversão de formações florestais em cidades (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2010). Como dependem da canopia contínua para se deslocar, cidades impõem desafios severos para sua movimentação, forrageamento e interações sociais. Uma estratégia já observada em diferentes taxa e regiões do planeta (Tab. 1) é usar a rede de fios de energia elétrica e telefonia para circular na matriz heterogênea urbana, o que permite a manutenção do comportamento arboreal e evitam atropelamentos e ataques por cães no solo (Ram et al. 2015) (Fig. 1.A). Porém, essa via alternativa de deslocamento também pode representar perigo. A eletrocussão, geralmente fatal, ocorre quando o animal entra em contato com fios desencapados, ou toca algum outro objeto ou fios com diferentes voltagens (Kumar e Kumar, 2015).



Figura 1. Imagens de mamíferos de hábito arbóreo utilizando a rede elétrica. A) *Callithrix* sp. no centro de São Paulo, SP, Brasil (imagem por [Antônio Mauro Saraiva](#)); B) *A. guariba* em Porto Alegre, RS, Brasil (imagem por Mariano Cordeiro); C) Indivíduo eletrocutado de *C. philander* em Sabará, MG, Brasil (imagem por [Júlio César Espíndola](#)); D) Indivíduo eletrocutado de *Didelphis* sp. em Cananéia, SP, Brasil (imagem por [Heloisa Prey](#)).

Embora esse tipo de acidente seja mais documentado com aves (Biasotto et al., 2021), relatos envolvendo mamíferos têm se tornado cada vez mais comuns, levando a mortes de diferentes grupos, de elefantes a morcegos. Esses registros demonstram que o risco de eletrocussão não se restringe a espécies arborícolas ou de pequeno porte, mas pode atingir uma ampla gama de mamíferos que entram em contato com estruturas elétricas, seja por interação direta com a rede ou por cruzamento de áreas eletrificadas. Ainda sim, primatas são os mais afetados, possivelmente devido a sua dependência com a canopia (Tab. 1). Por exemplo, 42% das mortes de *Callithrix kuhli* documentadas por Rodrigues e Martinez (2014) em Ilhéus, na Bahia foram por eletrocussão. Apesar de não haver estudos documentando a mortalidade de outros mamíferos arborícolas, existem muitos relatos de preguiças, juparás e esquilos sofrendo acidentes em áreas tropicais (Sánchez-Murilloe Arguedas, 2021), e

plataformas de fotografia cidadã, como o *iNaturalist* (iNaturalist, 2025), abrigam fotos desse tipo de ocorrência (Fig. 1.C e 1.D). Embora a cauda preênsil seja uma adaptação vantajosa para animais arborícolas, dando mais firmeza e equilíbrio na vida arboreal (Fig. 1.B) (Schmitt et al., 2005), o costume de utilizá-la de suporte no deslocamento aumenta o risco de eletrochoque, devido ao fechamento de circuito (Obs. pessoal) (Fig. 1.C).

Tabela 1. Revisão de registros de espécies de mamíferos que foram reportados em fios da rede elétrica.

Ordem	Espécie	Localidade	País	Referencias	Óbitos
Chiroptera	<i>Pteropus giganteus</i>	Ilhas de Andamã	Índia	Rajeshkumar et al., 2013	Sim
Didelphimorphia	<i>Caluromys lanatus</i>	-	Paraguai	Smith, 2008	Sim
Primates	<i>Alouatta guariba</i>	Porto Alegre, RS	Brasil	Printes et al., 2010	Sim
	<i>A. palliata</i>	Nicoya	Costa Rica	Sánchez-Murilloe Arguedas, 2021	Sim
	<i>Callithrix penicillata</i>	Brasília	Brasil	Pereira et al., 2019	Sim
	<i>C. penicillata</i> x <i>C. jackhus</i>	Campinas, SP	Brasil	Verçosa e Setz, 2020	Não
	<i>C. kuhlii</i>	Ilhéus, BA	Brasil	Rodrigues e Martinez, 2014	Sim
	<i>Colobus angolensis palliatus</i>	Diani	Kenia	Cunneyworth e Slade, 2021	Sim
	<i>Sapajus nigritus</i>	Parque Nacional Iguazú	Argentina	Vanderhoeven et al., 2017	Sim
	<i>C. angolensis palliatus</i>	Diani	Kenia	Cunneyworth e Slade, 2021	Sim
	<i>Hylobates moloch</i>	Salak National Park	Indonésia	Yi et al., 2021	Sim
	<i>Macaca mulatta</i>	Shivalik	Índia	Kumar e Kumar, 2015	Sim

<i>M. sinica</i>	Polonnaruwa	Sri Lanka	Dittus, 2020	Sim
<i>Nycticebus bengalensis</i>	-	Bangladesh	Al-Razi, 2019	Sim
<i>Semnopithecus entellus entellus</i>	Jodhpur	Índia	Ram et al. 2015	Sim
<i>S. vetulus vetulus</i>	Galle e Matara	Sri Lanka	Roscoe et al. 2013	Sim
<i>Trachypithecus phayrei</i>	-	Bangladesh	Al-Razi, 2019	Sim
<i>T. pileatus</i>	-	Bangladesh	Al-Razi, 2019	Sim

A maioria das informações sobre como mamíferos se deslocam por fios elétricos envolvem registros anedóticos de mortes, não havendo estudos mais aprofundados sobre a ecologia deste peculiar modo de deslocamento. Primatas, por exemplo, são mais registrados, provavelmente por serem diurnos, mas animais noturnos podem não estar sendo percebidos devido a seus hábitos menos conspícuos. Sendo a Mata atlântica um *hotspot* de biodiversidade inserido em um contexto de intenso processo de urbanização, sua fauna arbórea presente em cidades possivelmente usa a fiação elétrica como uma via de locomoção. Assim, é necessário documentar quais espécies aderiram à prática de utilizar a malha de fios elétricos em meios urbanos e periurbanos, além de como esses fios estão sendo utilizados, e se eles representam perigo à permanência dessas populações. Dessa forma, esse capítulo tenta esclarecer a seguinte pergunta: quais são as espécies de mamíferos arbóreos e semi-arbóreos que utilizam a rede de fios elétricos na área urbana adjacente a uma floresta urbana?

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

Para esse estudo, focamos na borda sudeste da MSG, voltada para a vizinhança urbana da unidade de conservação (bairro Bosque de Barão Geraldo), onde fica a sede da Fundação José Pedro de Oliveira (FJPO), também sede da ARIE, localizada na face leste da reserva. A área de estudo é residencial, sendo bem arborizada. Parte da composição de espécies arbóreas consiste em árvores que produzem frutos carnosos, sendo algumas nativas como a jabuticabeira (*Plinia cauliflora*) e a pitangueira (*Eugenia uniflora*), enquanto a maioria é exótica, como a mangueira (*Mangifera indica*) e a amoreira (*Morus nigra*) (Obs. pessoal). Existe circulação de animais domésticos e silvestres na borda. Entre os domésticos, podem ser observados cães (*Canis familiares*), gatos (*Felix domesticus*) e galinhas (*Gallus gallus*). A maioria dos cães pode ser observada circulando em guias, porém há presença de animais abandonados ou com acesso à rua. O mesmo ocorre com gatos, principalmente perto do borboletário e no começo da R. Mata da Tijuca (Obs. pessoal). Quanto aos silvestres, podem ser comumente observadas pelos pedestres várias espécies de aves e o grupo de macacos-pregos (*Sapajus nigritus*), que utilizam tanto a canopia das árvores quanto a rede de fios elétricos para se locomover.

Fauna de mamíferos arborícolas e semi-arborícolas da Mata de Santa Genebra

Conforme o último plano de manejo realizado pela Fundação José Pedro de Oliveira, a mastofauna de hábitos arbóreos e semi-arbóreos na MSG é composta por 9 espécies, sendo 5 de marsupiais, 2 de roedores e 2 de primatas (Tab. 2). Embora os saguis (aqui representados como *Callithrix penicillata*, *C. jackhus* ou seus híbridos) não estejam na lista, observações recentes (Conti e Setz, 2021) demonstram sua presença esporádica na ARIE, em grupos pequenos.

Tabela 2. Fauna de mamíferos arborícolas presentes na ARIE Mata de Santa Genebra, segundo FJPO (2021) e Conti e Setz (2021).

Ordem	Família	Nome comum (espécie)	IUCN ¹	Locomoção ²
Didelphimorphia	Didelphidae	Cuíca-lanosa, Mucuraxixica (<i>Caluromys philander</i>)	LC	Ar

		Cuíca-lanosa (<i>Caluromys lanatus</i>)	LC	Ar
		Gambá-de-orelha-branca, saruê (<i>Didelphis albiventris</i>)	LC	Sc
		Gambá-de-orelha-preta, saruê (<i>Didelphis aurita</i>)	LC	Sc
		Cuíca-graciosa (<i>Gracilinanus</i> <i>microtarsus</i>)	LC	Ar
Rodentia	Erethizontidae	Ouriço-cacheiro/porco-espinho (<i>Coendou spinosus</i>)	LC	Ar
	Sciuridae	Caxinguelê (<i>Guerlinguetus</i> <i>brasiliensis</i>)	NA	Sc
Primates	Atelidae	Macaco-prego-preto (<i>Sapajus nigritus</i>)	NT	Ar
		Bugio-ruivo (<i>Alouatta guariba</i>)	VU	Ar
		Sagui (<i>Callithrix sp.</i>)	LC	Ar

¹IUCN: LC (Menos preocupante), NT (Quase ameaçada), VU (Vulnerável), NA (Espécie não avaliada). ²

Locomoção: Ar (arboreal) e Sc (escansorial), baseado em Abreu et al. (2023).

Coleta de dados

A primeira instalação, aqui denominada Fase 1 (F1) ocorreu no dia 6 de setembro de 2022. Foram instaladas 18 câmeras, com cartões SD de 32 GB, divididas em 15 pontos (Figura 2). De acordo com a metodologia contida em Meek et al. (2014), todas as câmeras foram configuradas para que três fotos subsequentes fossem tiradas por disparo, com um minuto de intervalo entre eles. A fase 1 foi finalizada com a retirada das câmeras em 2 de fevereiro de 2023. Foi feito um intervalo de 35 dias para limpeza das câmeras e análise da eficiência das técnicas adotadas para o meio urbano.

No dia 9 de março de 2023 se inicia a Fase 2 (F2), com 23 câmeras, em 19 pontos. O equipamento estava com a mesma configuração da F1, mas duas câmeras foram instaladas com o modo Vídeo de 10 segundos, com intervalo de um minuto, com qualidade de filmagem no modo ‘Médio’, em áreas com alta atividade (observadas na F1), para observarmos melhor

os comportamentos dos animais (Meek et al., 2014). Inserimos mais quatro pontos em relação a F1 (P5, P7, P9, P19), a fim de monitorar pontos que os animais poderiam estar usando para se locomover pela vizinhança. P4 não foi mais instalado, pois o ângulo no local levou a muitos disparos falsos. Além disso, o P15 não pode ser instalado, pois a linha elétrica de interesse caiu. As coordenadas dos pontos de F1 e F2 estão no Material suplementar 2.



Figura 2. Localização dos pontos de instalação no entorno da ARIE Mata de Santa Genebra das câmeras nas duas fases.

Na F2, foi possível aplicar melhorias em relação aos problemas apresentados em F1. Por exemplo, quase todos os cartões de 32 GB foram substituídos por unidades de 64 GB, aumentando a vida útil do equipamento. Além disso, a equipe de instalação foi instruída a não apontar o campo de visão da câmera para a rua, de preferência a apontando para cima. Algumas folhagens que poderiam ativar disparos falsos devido ao vento foram removidas. A segunda fase foi até 16 de agosto, com quase todas as câmeras funcionando até o último dia. Porém, dessas, três não funcionaram por problemas no cartão, e no P5, a câmera não foi ligada pelo técnico.

Filtragem de dados

Todas as imagens captadas foram analisadas visualmente, sendo que os disparos falsos (movimento de folhagem, passagem de carros e pedestres) foram descartados. Somente foram considerados fotos e vídeos em que os mamíferos de fato estivessem nos fios, desconsiderando disparos provocados por algum animal em uma árvore próxima, por exemplo. Para retirar os meta dados associados com cada foto (data e hora), foi utilizado o pacote "exif" (Keyes et al., 2015) no ambiente R (R version 4.4.0). Para cada imagem, registramos de forma manual a espécie e o número de indivíduos passando pelo fio ao mesmo tempo. Os filhotes carregados não foram contados como indivíduos no grupo. Também foi registrada a direção do movimento. Para identificação da espécie, foi usada a lista de espécies presentes na ARIE (Tab. 1).

Para evitar possíveis vieses amostrais decorrentes da amostragem de mamíferos com armadilhas fotográficas, utilizamos os seguintes pressupostos para definir um evento independente (EIs): i) o registro de uma espécie deve ter 15 minutos de diferença do anterior, e ii), a direção do trajeto do animal focal deve ser igual à direção do animal no registro anterior, evitando que um animal retornando seja considerado como outro evento. Embora o intervalo para definição de registros independentes seja menor do que o habitual para esses tipos de estudo (comumente definido como 60 minutos, O'Connell, Nichols e Karanth, 2011 e Zhu et al., 2022), escolhemos 15 minutos porque, em nosso sistema de estudo, é possível identificar se um indivíduo retorna para a mesma localidade que foi registrado uma vez que os fios elétricos permitirem movimentos em apenas duas direções. Assim, supomos que o animal não conseguiria retornar sem ser registrado novamente. Embora a identificação dos animais no nível de indivíduo seja possível no sistema de estudo, principalmente no caso dos primatas (obs. pessoal), ela não foi feita, pois a qualidade ou posição das fotos nem sempre eram favoráveis a isso. Além disso, os vídeos registrados não foram incluídos como EIs, pois as câmeras no modo vídeo apontavam para os mesmos pontos já monitorados por câmeras na função de fotografia. Nesse sentido, os vídeos funcionaram como um complemento as imagens, principalmente em relação a comportamentos que seriam dificilmente notados considerando o limite de três disparos fotográficos do equipamento. Apesar do foco do presente estudo serem mamíferos, as aves que apareceram nas fotografias também foram identificadas até o nível de espécie (quando possível), porém, não foram incluídas nos dados analisados.

Além disso, foi possível registrar, tanto em fotos quanto vídeos, comportamentos dos mamíferos que vão além de somente se deslocar ao longo dos fios. A categoria “Alimentação” foi registrada quando o mamífero segurava, manipulava, cheirava ou consumia algum potencial alimento. Quando era possível observar os itens alimentares, os categorizamos como:

- i) *Itens alimentares nativos*: alimentos de origem vegetal (frutos, flores, talos e raízes) de árvores nativas dentro ou ao redor da MSG, e de origem animal, artrópodes, ovos de aves (exceto aves domésticas), ou pequenos vertebrados. Realizamos apenas a identificação de frutos entre os itens vegetais. Embora os macacos-prego se alimentem de folhas, talos e flores oriundos de espécies exóticas (Verçosa e Setz, 2020), qualquer um deles foi inserido nessa categoria, pois não era possível determinar de que espécie o item poderia ter sido retirado.
- ii) *Itens alimentares exóticos*: alimentos adquiridos em árvores exóticas ao redor da MSG.
- iii) *Itens alimentares exóticos provisionados/adquiridos*: itens alimentares exóticos que não poderiam ser adquiridos nas árvores ao redor da MSG, mas que podem ser provisionados pelos moradores vizinhos da reserva, assim como serem furtados/roubados pelos macacos nas residências ou adquiridos em lixeiras abertas na vizinhança (Verçosa e Setz, 2020 e obv. pessoal).
- iv) *Itens alimentares processados provisionados/adquiridos*: itens alimentares industrializados ou preparados, que podem ser provisionados pelos vizinhos da reserva, que os macacos furtam/roubam nas residências ou adquirem em lixeiras abertas na vizinhança (Verçosa e Setz, 2020 e Obs. pessoal).
- v) *Itens alimentares não identificados*: objetos que estão sendo manipulados ou ingeridos, mas que devido à posição do animal em relação à câmera ou a qualidade baixa da imagem não puderam ser identificados.

3. RESULTADOS

Durante 333 dias, tivemos um esforço amostral de 3.095 câmeras-armadilha/dias, entre setembro de 2022 e agosto de 2023 (Tab. 3). As câmeras funcionaram de 11 até 308 dias seguidos, monitorando, em média, 84 dias seguidos. Em comparação, as câmeras da F1 funcionaram menos (65 dias na média) que as da F2, com média de 147. Embora dois equipamentos da primeira fase tenham tido falhas técnicas, sendo que um deles foi danificado permanentemente por consequência de manipulação por algum animal, o principal limitante da obtenção de dados foi a capacidade do cartão de memória, devido ao excesso de disparos falsos (como movimento das árvores pelo vento, pedestres e veículos). Dessa forma, somente uma câmera funcionou até o final de F1. O intervalo de 35 dias entre campanhas de coleta permitiu analisar as imagens obtidas, e assim reavaliar o método de instalação. Assim, em F2, boa parte das câmeras (76%) funcionaram até o final. Apesar disso, quatro dos equipamentos apresentaram falhas, seja por mau funcionamento do cartão de memória ou erro humano. Nos dois períodos, não houve interrupções na captação de dados por falta de bateria, demonstrando a eficiência do uso de pilhas de lítio.

No total, foram obtidas 96.410 imagens. Os ajustes metodológicos na F2 resultaram em uma maior eficiência na obtenção de imagens. Enquanto em F1, 7,52% das fotos totais eram de mamíferos, em F2, esse número passa a ser de 23,2%. A filtragem de disparos verdadeiros (i.e., imagens em que havia um ou mais animais focais) resultou em 12.133 fotografias de mamíferos, tanto em árvores quanto utilizando os fios (Tab. 4).

Tabela 3. Esforço amostral de câmeras-armadilha arbóreas (setembro de 2022 a agosto de 2023).

Métrica	Fases		
	F1 ¹	F2 ²	Total
Câmeras-armadilha/ dias	1039	2506	3095
Média de dias de funcionamento por câmera	65 (3-149)	147 (68-153)	168,76 (11-308)
Câmeras com defeito	2*	4	6

*uma câmera com defeito após 40 dias de funcionamento.

¹ período de setembro de 2022 a fevereiro de 2023, ² período de março a agosto de 2023.

Tabela 4. Números de imagens obtidas no período de obtenção de dados (setembro de 2022 a agosto de 2023).

Métrica	Fases		
	F1 ¹	F2 ²	Total
Disparos totais	65311	31099	96410
Disparos verdadeiros	4951(7,52%)	7218 (23,20%)	12133
Eventos independentes	4023	5135	9158

¹período de setembro de 2022 a fevereiro de 2023, ²período de março a agosto de 2023.

Ao aplicarmos os pressupostos para classificação de registros como eventos independentes, a primeira fase gerou 4.023 EIs, enquanto a segunda apresenta 5.135 destes. Nos 9.158 eventos independentes, foram identificadas 4 espécies de mamíferos (Fig. 2). Os macacos-prego (*S. nigritus*) representaram quase 83% das detecções, seguidos pelos ouriço-cacheiro (*Coendou spinosus*), com 14%. Os menos frequentes foram os marsupiais, sendo o gambá-de-orelha-branca (*Didelphis albiventris*) o terceiro mais frequente (3,67%), seguido pela cuíca-lanosa (*Caluromys philander*), com 0,43% dos EIs totais. Das 9 espécies de mamíferos arborícolas e semi-arborícolas identificadas na MSG, 5 não foram captadas pelas câmeras.

Das câmeras de vídeo instaladas na F2, uma delas (P21) foi posicionada de forma equivocada, com o fio fora do campo de visão, sendo assim retirada da filtragem. Já a P20 funcionou por todo o período de captação de dados, registrando 566 ocorrências de mamíferos, totalizando aproximadamente 95 minutos de filmagens. De forma semelhante ao das câmeras configuradas para foto, as 4 espécies foram detectadas em vídeo, e 497 vídeos foram de macacos-prego, sendo grande parte das detecções (87,80%), seguida pelos ouriços, gambás-de-orelha-preta e cuícas.

Tabela 5. Números de EIs por espécie

		Espécies			N.º de eventos independentes		
Ordem	Nome científico	Nome comum	IUCN ¹	Dieta ²	F1 ³	F2 ⁴	Total
Didelphimorphia	<i>Caluromys philander</i>	Cuíca-lanosa, mucuraxixica	LC	Fr/On	22	18	40 (0,43%)
	<i>Didelphis albiventris</i>	Gambá-de-orelha-branca, saruê	LC	Fr/On	706	532	1238 (13,51%)
Rodentia	<i>Coendou spinosus</i>	Ouriço-cacheiro	LC	Fr/Fo	268	69	337 (3,67%)
Primates	<i>Sapajus nigritus</i>	Macaco-prego-preto	NT	Fr/On	3027	4516	7543 (82,36%)

¹IUCN: LC (Menos preocupante), NT (Quase ameaçada), VU (Vulnerável), NA (Espécie não avaliada). Locomoção: Ar (arboreal) e Sc (escansorial).

² Fo (folívoro), Fr (frugívoro), On (onívoro), baseado em Abreu et al. (2023), ³ período de setembro de 2022 a fevereiro de 2023, ⁴ período de março a agosto de 2023.



Figura 2. Mamíferos detectados pelas câmeras, A) Macaco-prego-preto (*S. nigritus*), B) Ouriço-cacheiro (*C. spinosus*), C) Gambá-de-orelha-branca (*D. albiventris*), D) Cuíca-lanosa (*C. philander*).

A maioria dos animais atravessou os fios de forma solitária, embora os macacos-prego tenham variado de um até cinco indivíduos registrados na mesma imagem. Porém, foram identificadas duplas de ouriços em 25 registros, sendo que aproximadamente 65% das ocorrências foram na estação úmida. Apenas um registro captou dois indivíduos de gambás-de-orelha-branca na mesma foto, no dia 14 de setembro de 2022 (Fig. 3.A). Curiosamente, em uma imagem houve o registro de duas espécies distintas, onde um gambá e um ouriço atravessam o fio na mesma direção, com cerca de um metro de distância um do outro (Fig. 3.B), nesse caso, sendo criados dois EIs, um com cada indivíduo.



Figura 3. A) Dois indivíduos de *D. albiventris*, B) Um indivíduo de ouriço-cacheiro e outro de gambá-de-orelha-branca atravessando a fiação juntos.

Aves

Além dos mamíferos, foco central desta dissertação, foram identificadas 18 espécies de aves nas imagens (Material suplementar 3), sendo que uma delas, o Gavião-pernilongo (*Geranospiza caerulescens*) não consta na lista de espécies de aves da MSG. Somente umas delas, o jacuaçu (*Penelope obscura*), não estava usando a fiação como poleiro, provavelmente devido a suas dimensões corporais.



Figura 4. Exemplos de aves fotografadas, A) Periquitão-maracanã (*Psittacara leucophthalmus*), B) Gavião-carijó (*Rupornis magnirostris*), C) Gavião-pernilongo (*Geranospiza caerulescens*), D) Jacuaçu (*Penelope obscura*), E) Bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*), F) Anu-branco (*Guira guira*), G) Sabiá-laranjeira (*Turdus rufiventris*), H) Alma-de-gato (*Piaya cayana*).

Alimentação

Sapajus nigritus foi a única espécie observada transportando alimentos ou os consumindo nos fios (n=116). Enquanto andavam pelos fios, os macacos-prego transportavam alimentos com as mãos ou com a boca (Fig. 5). Foram observados o consumo de 18 itens alimentares diferentes (Tab. 6), sendo que os itens alimentares processados provisionados/adquiridos foram predominantes, com 36,20% (n= 42) dos EIs. O pão foi o item mais representado, com 30,17% (n=35) dos eventos, principalmente na estação seca (n=32, 91,42%). A segunda categoria de alimentos foi “Não identificado”, com 21,55% (n=25). Itens alimentares exóticos provisionados/adquiridos foram a terceira categoria mais consumida com 18,10% dos IEs (n=21), sendo que bananas, comumente oferecidas pela comunidade ao redor, ocorreram em 11 eventos (9,48%). Entre os alimentos identificados, também estiveram presentes vegetais cultivados, como mandioca (n=1), milho (n=3), cana-de-açúcar (n=1) e batata-doce (n=1), além de ovos de galinha (n=1), todos na estação seca. Os Itens alimentares exóticos e nativos possuem valores iguais, com aproximadamente 12% cada um (n=14). Não foi observado o consumo de artrópodes e pequenos vertebrados.

Tabela 6. Frequência de itens alimentares consumidos ou transportados por *S. nigritus*.

Categoria	Alimento	Estação seca	Estação úmida	Total	
				N	%
Itens alimentares nativos	Ingá (<i>Vera affinis</i> DC.)		2	2	1,72
	Jerivá (<i>Syagrus romanzoffiana</i> Classman)	2		2	1,72
	Material vegetal (talos, flores, flores e raízes) (Fig. 5.B)	8	2	10	8,62
	Total	10	4	14	12,06
Itens alimentares exóticos	Amora (<i>Morus nigra</i> L.)	4		4	3,44
	Goiaba (<i>Psidium guajava</i> L.)	1	1	2	1,72
	Fruta-pinha (<i>Annona squamosa</i> L.)	1		1	0,86
	Manga (<i>Mangifera indica</i> L.) (Fig. 5.A)	3	4	7	6,03
	Total	9	5	14	12,06
Itens alimentares exóticos	Banana (<i>Musa</i> sp.)	6	5	11	9,48

provisionados/adquiridos		(Fig. 5.G)			
Itens alimentares processados provisionados/adquiridos	Batata-doce (<i>Ipomoea batatas</i> (L.) Lam.)	1		1	0,86
	Cana-de-açúcar (<i>Saccharum sp.</i>)	1		1	0,86
	Laranja (<i>Citrus sp.</i>)	1		1	0,86
	Maçã (<i>Malus domestica</i> (Borkh.) Borkh.)		2	2	1,72
	Mandioca (<i>Manihot esculenta</i> Crantz)	1		1	0,86
	Milho (<i>Zea mays</i> L.)	3		3	2,58
	Ovo de galinha (<i>Gallus domesticus</i> L.) (Fig. 5.D)	1		1	0,86
	Total	14	7	21	18,10
	Bolacha (Fig. 5.H)	5	2	7	6,03
	Pão (Fig. 5.C e 5.E)	32	3	35	30,17
Total		37	5	42	36,20
Não identificado		11	14	25	21,55

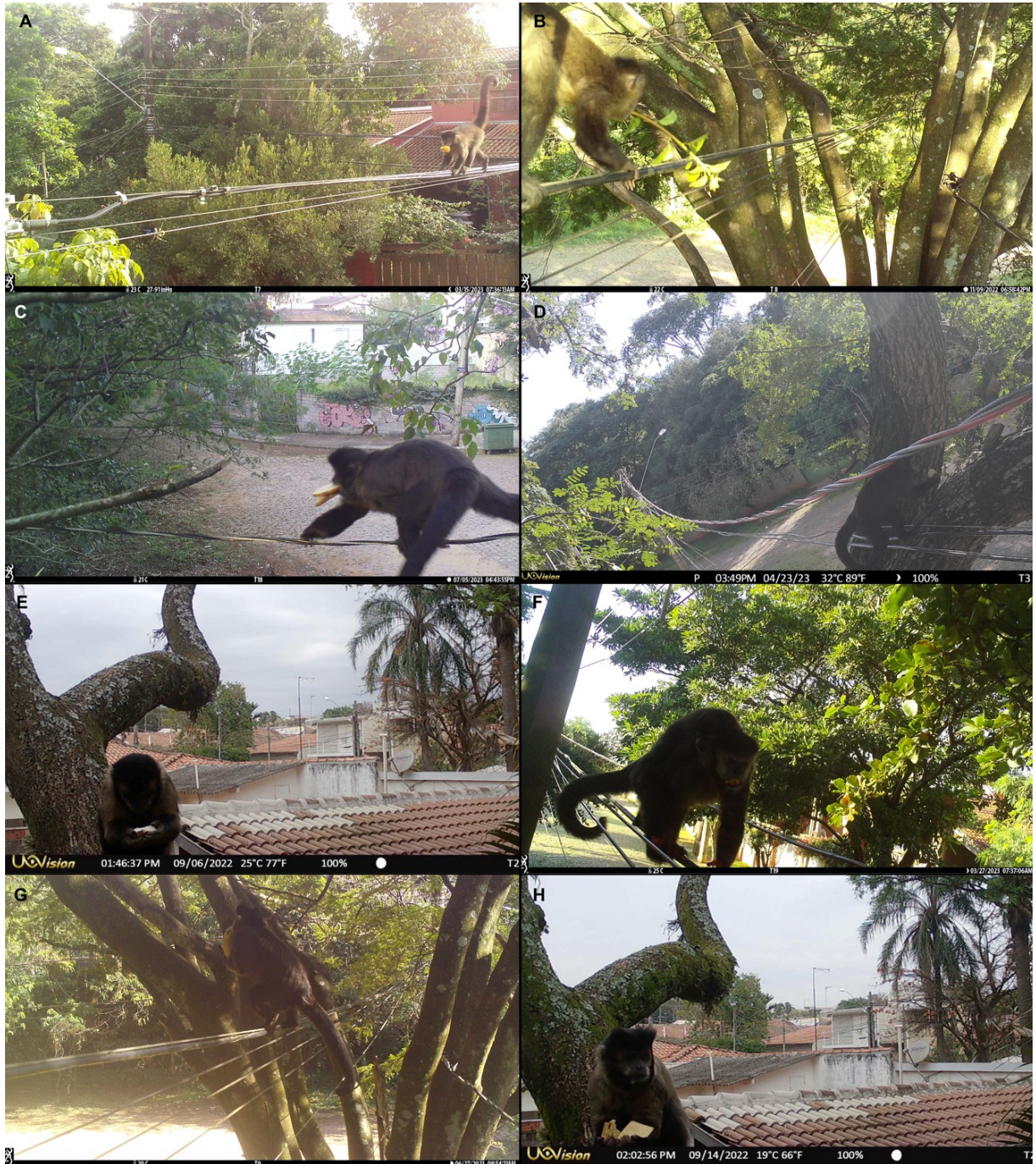


Figura 5. Imagens de *S. nigritus* se alimentado ou manipulando alimentos, descritas na Tabela 6. A) Manga (*M. indica*), B) Folhagem não identificada, C) Pão, D) Ovos, E) Pão, F) Não identificado, G) Banana (*M. paradisiaca*), H) Biscoitos.

Comunicação química

Embora *C. spinosus* não tenha sido a espécie mais comum a frequentar os fios, foi possível observar a partir das [filmagens](#) de um ponto em específico (P20) que alguns indivíduos, quando passavam pelo poste, permaneciam um tempo cheirando a estrutura, ou

esfregando a região perianal no isolador (Fig. 6), uma estrutura de cerâmica que serve para fixar os cabos de energia no poste. Dos 58 eventos para a espécie nesta câmera, em 20 deles (aproximadamente 34%) os animais interagiram com a estrutura do poste, seja somente a cheirando, aqui denominado "Cheirar" (12,06%), esfregando a região perianal, chamado "Marcar" (17,24%) ou fazendo ambos, em sequência, "Cheirar e marcar" (5,17%) (Material suplementar 4). Cada um desses comportamentos descritos durou de 2 a 10 segundos. Não foi possível definir o sexo dos indivíduos, pois o gênero *Coendou* possui pouco dimorfismo sexual. Ambos os sexos possuem coloração e tamanho semelhantes, e os machos possuem um pênis não pendular, que fica interno na cavidade pélvica. Segundo Cury e Ambrósio (2016), a única característica que permite diferenciar os sexos é o espaço entre o ânus e o genital, sendo o do macho maior, o que não é possível determinar nos tipos de imagem do presente estudo. Além desses eventos na câmera de vídeo, durante as duas fases do estudo é possível observar fotos em que alguns indivíduos ficaram alguns segundos na frente de alguns postes. Devido ao limite de 3 fotos por disparo, não foi possível determinar se houve interação do animal com o substrato, embora em algumas pode-se inferir que o animal estava cheirando o poste.

Reprodução

A única espécie que apresentou um provável evento de cópula foi *C. spinosus*. A câmera de vídeo no P20, mesmo ponto onde os eventos de comunicação química foram registrados, no dia 11 de março de 2023, filmou um [vídeo](#) de 10 segundos, onde dois ouriços se aproximam à base do poste. O indivíduo que supostamente seria a fêmea, pausa para cheirar o poste, enquanto o macho enrola a cauda preênsil na fiação, e ergue-se nas patas traseiras, apoiando as dianteiras no dorso da fêmea. Em menos de dois segundos a fêmea se afasta, e é possível ver o pênis do macho ereto. Após isso, os dois seguem na mesma direção.

Em relação a indivíduos acompanhados por filhotes, houve 420 eventos dos macacos-prego com o filhote sendo levado nas costas (Fig. 8.A). Em 27 de junho de 2023, as 19:53 no P18, um ouriço-cacheiro (possivelmente fêmea), é acompanhado por um indivíduo bem menor, identificado como um filhote, conforme as características descritas por Voss (2015), como os pelos mais claros e tamanho menor. O gambá-de-orelha-branca e a cuíca não foram registrados em atos de cópula ou em companhia de filhotes (Fig. 8.B).



Figura 6. Indivíduos de ouriço-cacheiro (*C. spinosus*) interagindo com a estrutura do poste, A) Cheirando o poste, B) Cheirando o isolador, C) e D) Esfregando a região perianal no isolador.



Figura 7. Detalhes do vídeo da tentativa de cópula entre dois indivíduos de *C. spinosus*, A) O macho se aproxima por trás da fêmea e usa a cauda preênsil como apoio no cabo de energia, B) Destaque para o pênis.

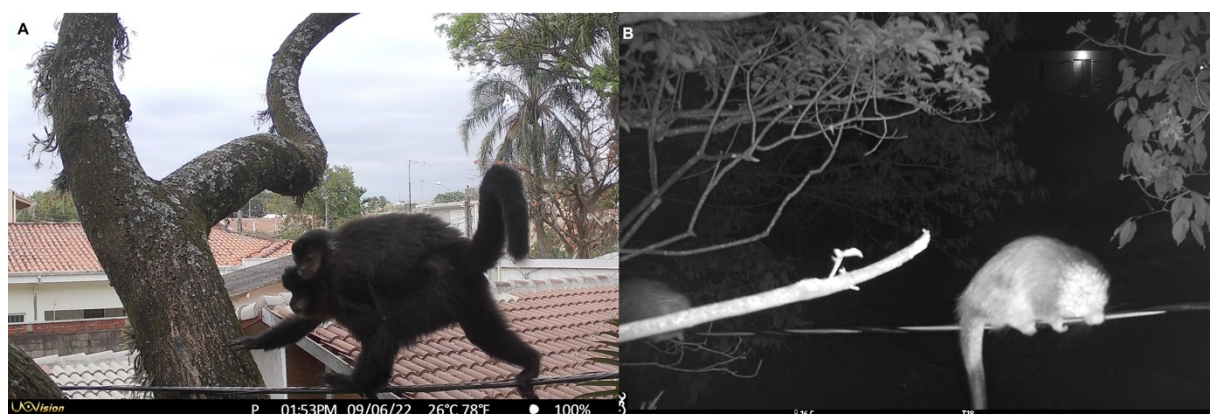


Figura 8. Imagens em que filhotes foram identificados, A) Adulto de *S. nigritus* com indivíduo mais jovem nas costas, B) *C. spinosus* adulto sendo seguido por provável filhote.

4. DISCUSSÃO

A compreensão de como os mamíferos utilizam o ambiente urbano é essencial para avaliar os impactos da urbanização em sua ecologia, comportamento e conservação. Este estudo traz novas evidências sobre o uso de estruturas antrópicas por mamíferos arborícolas, identificando quais espécies exploram a área urbana ao redor da MSG, assim como novos aspectos da sua história natural. Nossos resultados indicam que a utilização dos fios elétricos pode apenas não servir como rota alternativa de locomoção na matriz urbana, mas também desempenhar um papel em atividades envolvendo forrageamento, interações sociais e reprodutivas. Essas descobertas contribuem para o avanço do conhecimento sobre a adaptação de mamíferos a ambientes modificados pelos seres humanos, fornecendo subsídios para estratégias de manejo e conservação mais eficazes.

Considerações metodológicas

De acordo com Moore et al. (2021), uma das principais dificuldades do uso de câmeras-armadilha arbóreas em relação às terrestres é que as primeiras são mais susceptíveis a falsos disparos provocados por movimentos dos galhos e folhas das árvores. No contexto urbano deste trabalho se adiciona o fator de que, se o ângulo em que o equipamento foi posicionado apontava para as ruas, o movimento intenso de veículos e pessoas também leva a muitos disparos falsos. Além disso, animais arborícolas costumam ser muito curiosos e ágeis, o que pode acarretar danos ao equipamento e/ou mudança do posicionamento deles (Gregory et al., 2019). Esses dois problemas são agravados pelo fato de que o equipamento, nesse tipo de estudo, tem que ficar muito tempo instalado sem manutenção devido à dificuldade de acesso. Assim, ações como troca de cartões e baterias são mais difíceis ao longo do período de captação de dados (Moore et al., 2021). Para a Fase 2, a adoção de cartões SD com o dobro de memória, mais um posicionamento que evite o ângulo da câmera apontando para baixo (no ângulo de visão para pedestres e veículos), além do uso (nas duas fases) de baterias de longa duração, possivelmente causou maior sucesso de capturas (ou seja, disparos provocados por animais utilizando os fios) aumentasse mais de 15%. Em suma, o sucesso total de capturas foi de aproximadamente 13%, um número maior do que trabalhos que utilizaram a técnica em áreas de floresta tropical, como Kayser (2019) e Gregory et al. (2014), que apresentaram sucesso de capturas de 4% e 2%, respectivamente. Assim, a adoção de técnicas como o uso de baterias e cartões de memória com maior duração somado com o posicionamento estratégico a

fim de evitar disparos falsos (adaptado as condições específicas do ambiente de estudo), podem aumentar a eficiência de captura e prolongar o número de dias-câmera.

Diversidade de mamíferos arborícolas utilizando a rede de fios elétricos

Das 10 espécies de mamíferos de hábito arbóreo e semi-arboreal já observados na MSG, 4 foram registrados utilizando a rede de fios elétricos próximos ao fragmento florestal. Assim, pode-se inferir que os 6 restantes não frequentam a malha urbana adjacente ao fragmento. Embora haja a probabilidade de eles não terem sido captados pelas câmeras de monitoramento, ela seria bem baixa, pois o equipamento esteve instalado por quase um ano em vários níveis de altura da canopia. Além disso, de acordo com os funcionários da MSG, as espécies que não possuem registros no presente estudo, também não foram observadas por eles utilizando esse tipo de substrato.

Espécies como a cuíca-graciosa (*Gracilinanus microtarsus*) e a Cuíca-lanosa (*Caluromys lanatus*) têm como característica serem pequenos marsupiais noturnos e solitários, que toleram certos níveis de alteração antrópica em seus habitats (Pires et al. 2010; Cáceres e Carmignotto, 2006). Porém, o processo de urbanização pode diminuir a diversidade de pequenos marsupiais arborícolas, que naturalmente já existam em baixas densidades e que dependem de recursos mais específicos, ficando mais restritos às parcelas mais conservadas do fragmento (Isaac et al., 2014). *Gracilinanus microtarsus*, além de precisar de ocos de árvores para usar como ninho, possui alimentação insetívora (Martins e Bonato, 2003), um recurso possivelmente menos disponível na área externa da MSG, dada a diminuição da abundância e biodiversidade de espécies de insetos em áreas urbanas (Piano et al., 2020).

Por outro lado, entre os marsupiais sul-americanos, o gênero *Caluromys* é o mais frugívoro. A mucuraxixica ou cuíca-lanosa (*C. phyllander*), detectada em nossas câmeras, apresenta até 80% de frutas na composição de sua dieta na mata atlântica, além de uma parcela menor de insetos (Leite et al., 1996). Assim, é possível que uma área urbana com uma ampla gama de espécies de árvores cultivadas, como os arredores da MSG, seja atrativa para a espécie. Além disso, em estudos com telemetria, a espécie demonstrou o uso de bordas de fragmentos com frequência (Lira et al., 2007). Já sua espécie congênere, *C. lanatus*, também denominada popularmente de cuíca-lanosa, não foi detectada durante o estudo. Embora também seja identificada com uma alimentação frugívora-onívora semelhante, alguns estudos

apontam a presença de vertebrados (aves e mamíferos) em amostras fecais de indivíduos, além de observações de consumo de néctar (Casella e Cáceres, 2006; Gribel, 1988), recursos que podem não ser tão fáceis de obter na área de estudo. Uma possibilidade de explicar a sua ausência nos fios elétricos, seria de que a espécie poderia evitar áreas ocupadas por *C. philander*.

A diferenciação de nichos (como o alimentar e espacial), como estratégia para evitar a competição é comum entre espécies simpátricas e próximas filogeneticamente. A segregação espacial entre marsupiais simpátricos do mesmo gênero já foi documentada na Austrália, com o gênero *Dasyurus* (Jones and Barmuta, 2000), e na América do Sul por Cáceres et al. (2016), para o gênero *Didelphis*. Embora o gambá-de-orelha-preta (*D. aurita*) seja resiliente ao ambiente urbano e periurbano, ocorrendo até em áreas com vegetação em grandes cidades como São Paulo (Simioni et al., 2022), nenhum espécime foi registrado nas câmeras, ao contrário de *D. albiventris*. O gambá-de-orelha-preta costuma ser mais florestal, dependendo de áreas mais úmidas (Eisenberg e Redford, 1999), além de ser menos tolerante a presença humana (Smith, 2007), enquanto o gambá-de-orelha-branca demonstra mais tolerância a distúrbios e habita bordas de mata e espaços abertos (Cáceres e Machado, 2013). A região de Campinas faz parte da área de Mata Atlântica onde a coexistência dessas espécies deve ser possível devido a uma diversificação de nicho reportada por Cáceres (2016) em florestas de araucária, onde um mosaico de habitats permite uma diferenciação das áreas de forrageio. No caso da MSG, há possibilidade de que *D. aurita*, mais dependente de floresta úmida, habite as áreas mais preservadas da reserva, enquanto *D. albiventris*, mais resiliente, aproveite as bordas de mata e a área periurbana para se alimentar de recursos antrópicos. Por consequência, deve utilizar as redes de fios para se locomover de forma segura, evitando atropelamentos e ataques por cães domésticos, que são suas maiores ameaças na região (Ong Todo Bicho Bom, com. pessoal).

Embora em nosso estudo, os Didelphidae sejam o grupo mais representativo na área externa da MSG, o número de espécies observadas ainda é reduzido em comparação à diversidade de espécies registradas dentro da unidade, composta por cinco espécies. Enquanto, para o gambá-de-orelha-branca e a cuíca lanosa os benefícios de explorar o espaço urbano podem superar os riscos, para as outras três espécies, os recursos como alimento e abrigo podem não ser adequados, ou não serem o suficiente para se arriscarem nessas áreas. Segundo Fardell e Dickmann (2023), marsupiais vivendo em áreas urbanas, passam por vários

desafios. Embora os grandes predadores evitem cidades, áreas antrópicas comumente abrigam populações de predadores de origem exótica. Na Austrália, gatos (*F. catus*) e raposas (*V. vulpes*) (espécies introduzidas) são a causa principal de um grande declínio nas densidades populacionais de pequenos marsupiais (Woinarski e Fisher, 2023). Até mesmo a presença humana pode ser interpretada como um estressor a ser evitado. Estudos feitos por Teixeira et al. (2020) e Simioni et al. (2022) demonstraram que os gambás do gênero *Didelphis* são vistos de forma negativa pelos seres humanos, o que pode resultar em agressões diretas ou envenenamento, o que já foi registrado para o Distrito de Barão Geraldo. Para mais, a poluição sonora e luminosa de ambientes urbanos pode alterar padrões de movimento, forrageamento, reprodução e desenvolvimento. Por exemplo, petauros-do-açúcar (*Petaurus* sp.) têm sua atividade radicalmente reduzida em ambientes com luz artificial ou frequentam menos lugares com rodovias de trânsito intenso (Francis et al., 2015). Outro desafio advindo de estradas são os atropelamentos, sendo que no Brasil, gambás (*Didelphis* sp.) estão entre as principais vítimas em levantamentos de mamíferos (Pinto et al., 2022).

Roedores são uma das ordens de mamíferos mais presentes em cidades (Santini et al. 2019). Em nosso estudo, o ouriço-cacheiro (*C. spinosus*) foi a segunda espécie mais registrada nas câmeras. Embora não seja documentado em artigos científicos, ouriços são comumente vistos em fios da rede elétrica em áreas urbanas de Campinas (Obs. pessoal), sendo então, provavelmente, uma espécie que pode estar presente em outras áreas urbanas arborizadas dentro de sua área de ocorrência, mas que passa despercebida pelo seu hábito arborícola e noturno, além de discreto e mais solitário.

O gênero *Coendou* possui limitado conhecimento sobre a sua história natural, com poucos registros da dieta, que se mostra bem folívora e restrita, mas que pode conter flores e frutos (Roze, 2021). Para *C. spinosus*, existem apenas 3 registros de sua alimentação. Passamani (2010) registrou uma dieta com folhas de 6 espécies, enquanto Abreu et al. (2016) observou o consumo de flores de uma liana ao nível do chão. Em áreas de mangue, foram observados alguns indivíduos se alimentando dos frutos de dendezeiro (*Elaeis guineensis*) (Batista-da-Silva et al., 2019). Embora em nossa coleta de dados, nenhuma vez foram fotografados eventos de alimentação (transportando alimentos ou os ingerindo), em uma ocasião em 2019, foi possível observar um membro da espécie consumindo amora (*M. nigra*) em área urbana perto da MSG (Conti, não publicado). Assim, pode-se inferir que o ouriço-cacheiro pode expandir sua dieta, aproveitando-se de recursos variados em ambientes

modificados, como lianas e frutos de espécies introduzidas. *Coendou spinosus* está presente em listas de atropelamento de fauna, indicando que o deslocamento por ruas e rodovias impõe ameaças (Pinto et al., 2022). Além disso, ataques por cães são frequentes na região, onde ambos saem prejudicados devido aos espinhos desses roedores (Roberto Steveson, com. pessoal). Os resultados de Hansen et al. (2020) apontam que quintais com fontes de alimentos, mesmo que possuam animais de estimação (potenciais predadores), atraem roedores. Assim, a suplementação de alimentos pode superar o medo de ser predado, e o hábito arborícola somado com o uso de fios como uma extensão da canopia, tornam o ambiente urbano uma paisagem com potencial para adquirir recursos de forma mais segura.

Contudo, o outro roedor da lista de mamíferos de hábitos arbóreos/semi-arbóreos da ARIE, o caxinguelê (*G. brasiliensis*), não foi detectado nos fios elétricos. Embora esquilos sejam um exemplo clássico de mamíferos prevalentes em cidades pelo mundo, em particular no hemisfério norte, apenas um pequeno subconjunto das espécies é de fato registrado como urbano, de acordo com Steiner e Huettman (2023). Os autores também apontam que a maioria dos representantes da família Sciuridae, mesmo quando bem adaptados a ambientes sob influência antrópica, são prejudicados pela fragmentação, atropelamentos, envenenamento, zoonoses e predação por espécies introduzidas. Paschoal e Galetti (1995) observaram um forte consumo de jerivá (*Syagrus romanzoffiana*) por *G. brasiliensis* na MSG. A espécie de palmeira é comum em jardins e calçadas em cidades, inclusive nos bairros ao redor do local do estudo (Obs. pessoal), e somada com a possibilidade de uso dos fios como um meio de locomoção no meio urbano, poderiam tornar a vizinhança da reserva um lugar atrativo para o serelepe. Inclusive, a espécie já foi observada se locomovendo por meio de fiação elétrica em uma área periurbana de Cotia, interior de São Paulo (Andre Vicente, com. pessoal) (Fig. 9.A). Porém, a possibilidade de predação pode ser um fator para inibir sua presença na paisagem urbana. Apesar de cães e gatos serem conhecidos como potenciais predadores de esquilos em vários lugares do mundo (Steiner e Huettman, 2023), Galletti (1990) já registrou a predação por macacos pregos (*S. nigritus*) de indivíduos de *G. brasiliensis* na MSG. Esse comportamento predatório de macacos-prego em relação a esquilos já foi registrado em diversas ocasiões pelo continente americano (Cunha, Vieira e Grelle, 2006; Fedigan, 1990; Rose, 1997 e Rose et al., 2003), demonstrando que a prática pode não ser um evento ocasional. Dada a alta atividade desses primatas fora da unidade, seu histórico como predadores de esquilos, e que ambas as espécies são diurnas, a ausência de caxinguelês fora da ARIE pode ser uma estratégia para evitar encontros com possíveis predadores. Futuros

estudos em outras unidades de conservação com aspectos semelhantes podem elucidar de forma mais clara os fatores que influenciam na ocupação desses roedores em ambientes antrópicos.



Figura 9. Espécies não detectadas usando a fiação elétrica, mas que as utilizam em outras localidades: A) Indivíduo de *G. brasiliensis* em área periurbana de Cotia, SP, Brasil (imagem cedida por [Andre Vicente Montera](#)), B) Fêmea e filhote de *A. guariba* em área periurbana em Porto Alegre, RS, Brasil (imagem cedida por Mariano Cordeiro).

Watts (2020) em sua revisão de consumo de carne por primatas, identificou macacos-prego (*Sapajus* sp. e *Cebus* sp.) entre os maiores consumidores de vertebrados. Para *Sapajus* sp., há ocorrência de consumo de mais de 23 tipos de aves e 11 para mamíferos, sendo 5 espécies de primatas. Entre eles, estão saguis-do-tufo-branco (*Callithrix jacchus*) (Albuquerque et al. 2014 e Souza et al., 2013). Esses pequenos primatas vivem em florestas de galeria e secundárias (Bezerra et al., 2018). Devido a atributos como tamanho corporal pequeno, hábitos insetívoros e a capacidade de se alimentar de exsudatos vegetais, como a goma, toleram bem ambientes fragmentados, sendo uma espécie invasora no Sudeste e se adaptando bem em áreas urbanas e periurbanas (Bezerra et al., 2018). Devido ao hábito de vida arboreal e tamanho pequeno, os maiores predadores de calitriquídeos são cobras e aves de rapina (Ferrari, 2009). A aparente falta desse tipo de ameaça pode ser um dos atrativos para esses primatas viverem em ambientes periurbanos e urbanos. Em Barão Geraldo, existem grupos em vários pontos do distrito, compostos por indivíduos de *C. jacchus*, *C. penicillata* e seus híbridos, que habitam pequenos fragmentos florestais e praças, circulando entre eles pela rede elétrica e recebendo suplementação com frutas dadas pelos moradores, além de alto consumo de goma (Conti, 2024 e Verçosa e Setz, 2020). Conti e Setz (2021) relataram raros

avistamentos de indivíduos solitários ou pequenos grupos em áreas de borda na reserva. Dado que a espécie ocorre frequentemente em paisagens urbanas e está presente no Distrito, seria de se esperar que ela estivesse nas áreas de monitoramento. Porém, no presente estudo, nenhum sagui foi visualizado nas fotos. Assim como os esquilos, esses pequenos primatas poderiam estar evitando a área de estudo devido a um potencial risco, evidenciado pelo relato de predação de um indivíduo por *S. nigritus* perto da sede da MSG (Conti e Setz, 2021). Hilário e Ferrari (2014) demonstraram um efeito negativo na presença de *C. jacchus* em fragmentos habitados por macacos pregos, assim como Bastos et al. (2018) relatam comportamentos anti-predação para a espécie, como sinais acústicos para evitar encontros com grupos de *S. flavius*. Dentro da família Callitrichidae, da Silva Lucas et al. (2024) observaram que a presença de macacos pregos em plataformas de alimentação destinadas a micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*) aumentou o comportamento de vigilância e agonísticos destes em relação aos primeiros. Sabe-se que o risco de predação pode ter tanto efeito na distribuição espacial e temporal de presas quanto a própria predação em si (Brown & Kotler, 2004).

Falótico et al. (2021), em análises feitas em diferentes grupos de *S. libidinosus* e *S. nigritus* com diferentes números populacionais e habitats, demonstraram que grupos maiores são mais agressivos com outras espécies de primatas, principalmente com bugios (*Alouatta guariba* e *A. caraya*). Rose et al. (2002) registraram comportamentos agressivos de membros de um grupo de *Cebus capuchinus* na Costa Rica em relação a indivíduos de *A. palliata*, além de Genti e Căsar (2013) terem observado uma abdução e potencial predação de um filhote de *A. guariba* por um macaco-prego adulto (*S. nigritus*). O mesmo tipo de comportamento agonístico reportado por Falótico et al. (2021) e Rose et al. (2002), onde os macacos-prego em grupo dão puxões e mordidas em um único indivíduo de bugio, já foi reportado por Conti e Setz (2021) na MSG, com uma fêmea adulta. Os bugios, embora presentes nas bordas da reserva, não foram observados circulando nos arredores. Na MSG, os grupos têm em média 3 indivíduos, e possuem uma grande concentração de folhas em sua dieta (Verçosa e Setz, 2020). A espécie é conhecida por ter um certo nível de tolerância para explorar paisagens urbanas e fragmentadas, inclusive se alimentando de espécies cultivadas e utilizando a fiação elétrica para deslocamento (Corrêa, 2017) (Fig. 9.B). Há possibilidade de que os bugios estejam evitando as áreas mais ocupadas por macacos-prego na MSG, dada a agressividade destes, sendo possível que a alimentação folívora diminua a necessidade de buscar recursos fora da reserva e assim, se preservem de conflitos. Já o grupo de *S. nigritus* na MSG é

composto por cerca de 30 indivíduos, que se espalham ao longo do dia pela vizinhança urbana e dentro do fragmento em um sistema de fissão-fusão (Verçosa e Setz, 2020). Seus números populacionais bem maiores que os bugios podem ser um fator que explica uma maior agressividade em relação a eles, assim como seu maior tamanho é uma vantagem em relação aos saguis (Falótico et al., 2021).

No presente estudo, a ausência de registro de mamíferos diurnos, como os esquilos, saguis e bugios pode não estar apenas relacionada as ameaças comuns em ambientes urbanos, mas também ao risco imposto pelos macacos-prego, que, além de demonstrar comportamento agonístico com outros primatas, podem ser predadores ocasionais de espécies de mamíferos de menor porte. Assim, além das pressões antrópicas típicas, as interações interespecíficas podem ser um fator determinante na ocupação da paisagem urbana por mamíferos, o que adiciona mais uma camada de complexidade no entendimento da ecologia urbana. Assim, ações de manejo não devem apenas considerar os impactos urbanos, mas também as relações ecológicas entre espécies na formulação de estratégias de conservação da fauna urbana.

No período do estudo, nenhum animal foi eletrocutado nas ruas em torno da MSG. Conforme a companhia de energia local, os fios são revestidos, evitando os acidentes elétricos. Assim, nesse contexto, o uso de fios para locomoção parece ser um meio aparentemente seguro de se movimentar na paisagem urbana local. Porém, em outros locais do distrito de Barão Geraldo, bem como em diversas cidades brasileiras, acidentes elétricos envolvendo mamíferos são comuns. Por exemplo, em 24 de agosto de 2024, houve um interrompimento de energia elétrica na Vila São João após um sagui (*Callithrix sp.*) ser eletrocutado, demonstrando que somente proteger os fios em volta da ARIE não é suficiente, pois há deslocamento de animais em vários pontos do distrito. Impedir que os animais usem a fiação como substrato é praticamente impossível, porém existem medidas a serem tomadas que os tornam mais seguros para a fauna, como o já citado capeamento, além da manutenção constante dos equipamentos. Essas medidas estão entre as propostas do PL (Projeto de Lei) 564/23, que institui a Política de Prevenção de Acidentes Elétricos com Animais Silvestres, definindo medidas preventivas de proteção à fauna envolvendo a infraestrutura administrada pelas empresas de energia elétrica (Câmara dos Deputados, 2023). Se aprovada, a lei pode se tornar um pilar na proteção dos mamíferos arborícolas urbanos e servir de referência para outros países onde a fauna é ameaçada pelas eletrocuções, como a Costa Rica.

Outro ponto a se considerar é que se os fios facilitam a locomoção dos animais que adentram e exploram a cidade e interação, direta ou indiretamente, com humanos, por outro lado aumentam a probabilidade de transmissão de zoonoses fauna-humanos (White e Razgour, 2020). Por exemplo, o gênero *Didelphis* é reconhecido como hospedeiro de parasitas de importância médica, como *Leishmania infantum*, *Trypanosoma cruzi*, e carrapatos que podem transmitir febre maculosa (Bezerra-Santos et al., 2021), assim como macacos-pregos podem ser depósitos de flavivírus, como os da dengue e zika (Oliveira-Filho et al., 2017). Entender como essas interações acontecem é essencial para desenvolver intervenções e evitar possíveis futuras pandemias.

Aves

A riqueza de aves fotografadas registrada no presente trabalho representa apenas uma pequena parcela da biodiversidade de avifauna na MSG, sugerindo que o método utilizado não é apropriado para a amostragem sistemática de aves, mas pode ser um complemento a outros estudos. A maioria das espécies é comum em áreas urbanas, sejam invasoras, como o pardal (*Passer domesticus*), ou nativas que se adaptam bem em cidades, como o Bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*) (Amâncio et al., 2008). Desse modo, nossos resultados se alinham com a tendência da avifauna em ambientes urbanizados, onde ocorre perda de biodiversidade e prevalência de algumas espécies (Isaksson, 2018). Porém, obtivemos imagem de um gavião-pernilongo (*G. caerulescens*), nunca registrado na ARIE. Cidades podem oferecer novas oportunidades de forrageio e ambientes para nidificação para aves de rapina (Mak et al., 2021), e a espécie se alimenta de pequenos répteis, roedores e aves, além de insetos, como cigarras (Sutter e Whitacre, 2001), recursos esses que podem ser explorados na vizinhança da MSG. O jacuaçu (*P. obscura*) é um importante dispersor de sementes na região (Rigacci et al., 2021), e sua presença fora da ARIE sugere sua atuação como dispersor também para áreas antrópicas, porém mais estudos precisam ser feitos.

Alimentação de macacos-prego (S. nigritus) na ARIE Mata de Santa Genebra

O transporte e consumo de alimentos antrópicos nos fios, especialmente na estação seca, mostra como os macacos-prego têm usado os recursos provenientes da matriz urbana. Uma das características marcantes do gênero *Sapajus* é a sua flexibilidade comportamental, que aliada com sua dieta generalista, permite que populações habitem áreas muito

fragmentadas e até ambientes urbanos (Fragaszy et al., 2004). Nessas paisagens, é comum que esses primatas passem a explorar recursos antropogênicos, que em comparação aos alimentos naturais, possuem muito mais calorias, açúcares e gorduras, além de estarem disponíveis em maior quantidade (Carpenter e Savage, 2021). Em uma revisão bibliográfica sobre o gênero *Sapajus spp.*, em 17.5% dos estudos de dieta havia consumo de comida antrópica, sendo que para *S. nigritus*, mais da metade das publicações descreveram esse tipo de item na dieta (Rasec-Silva, Bertassoni e Júnior, 2022). Por exemplo, no fragmento urbano Bosque do Jardim Ipê, em Foz do Iguaçu (PR), 71% dos itens alimentares obtidos para *Sapajus spp.* eram de origem antrópica (Suzin et al., 2017), enquanto na Floresta da Tijuca (RJ), os macacos pregos consumiram muitas espécies exóticas, principalmente a jaca (*Artocarpus heterophyllus*) (Cunha et al. 2006). Possivelmente, essa população de macacos-prego tem explorado os recursos fora da ARIE há muito tempo, uma vez que na década de 90, Galleti e Pedroni (1994) já observavam o consumo de milho pela espécie na ARIE, enquanto Verçosa e Setz (2020) identificaram milho e cana-de-açúcar na dieta, além de frutos de espécies de árvores presentes no paisagismo urbano, como acerolas e amoras. Porém, o crescente processo de urbanização a qual a área tem passado provavelmente aumentou a abundância e o acesso a recursos mais previsíveis, de mais fácil acesso e da matriz urbana. Essa estratégia de forrageio oportunista pode estar induzindo os macacos-prego a frequentar mais a matriz urbana, a partir do momento em que os benefícios superem os riscos da paisagem.

Apesar de existirem placas ao redor da MSG alertando pedestres e moradores a não alimentarem os animais, pudemos observar pessoas fornecendo diferentes tipos de alimentos aos macacos e, inclusive, os tocando. Além de interações amistosas com seres humanos, esses primatas podem usar outras estratégias para obter comida, como entrar em casas ou roubar diretamente (Suzin et al., 2017), o que pode resultar, além do incômodo, mordidas e outros tipos de agressão, pois a provisão inapropriada de alimentos é a principal causa de conflitos entre humanos e macacos-prego em ambientes urbanos (Bicca-Marques, 2017). Ao conversarmos com moradores ao redor da MSG, embora a maioria aprecie os primatas e goste de sua presença na área residencial, alguns relataram incômodo com a invasão das casas, o que pode resultar em medidas mais drásticas. Nos últimos anos, a direção da ARIE identificou que uma fêmea foi atacada por um cão sem guia, um indivíduo que veio a óbito por um tiro, além de algumas mortes por envenenamento com chumbinho.

Embora o conflito com seres humanos e cães, além dos atropelamentos, sejam os riscos mais aparentes, essa proximidade com pessoas e animais domésticos pode expô-los a doenças infecciosas e transmissão de patógenos entre as espécies (Devaux et al., 2019). O hábito de se alimentar de comidas antrópicas, principalmente em lixeiras, pode resultar em ingestão de plástico ao interagir com embalagens, ferimentos ao manipular objetos do lixo, como vidro, além de complicações por ingestão de comida estragada, como diarreia ou vômito (Schulte et al., 2020). A longo prazo, essa dieta pode ter implicações significantes em vários aspectos da vida dos primatas. Por exemplo, saguis-de-pés-brancos (*Saguinus leucopus*) na Colômbia apresentam sobrepeso e maiores índices de colesterol em áreas urbanas em relação a indivíduos habitando áreas rurais. Esses indivíduos, além de se alimentarem principalmente de mangas, goiabas, acerolas e ingá, recebem suplementação com comidas processadas da comunidade local, uma situação semelhante ao da população do presente estudo (Soto-Calderón et al., 2016). Uma dieta rica em açúcares também pode causar problemas dentários (Cabana e Nekaris et al., 2015). Além da saúde, a longo prazo, a suplementação de alimentos pode ter consequências na ecologia, demografia e comportamento dos primatas (McKinney, 2010), advindas, como exemplo, da explosão populacional causada por essa suplementação (Bicca-Marques, 2017). Lousa, de Grande e Mendes (2022), ao pesquisarem uma população composta por dois grupos de *S. libidinosus* em um fragmento urbano de 9 ha., determinaram uma maior ocupação de áreas onde os animais obtinham alimentos antrópicos, principalmente o grupo dominante. Além disso, os conflitos entre os grupos foram mais frequentes nesses espaços do que nas áreas de alimentação natural ou de contexto não-alimentar (Lousa e Mendes, 2022). Para *S. flavius*, em um ambiente onde a dieta foi marcada por um alto consumo de cana-de-açúcar, a frequência de comportamentos agonísticos se tornaram mais frequentes, o que desestabilizou as relações sociais devido à competição direta, principalmente entre machos (Lins e Ferreira, 2019). Na África do Sul, fêmeas de babuínos (*Papio ursinus*) de grupos que frequentemente entram em contato com humanos apresentam maiores índices de hormônios relacionados ao estresse, além de mais agressões e menores períodos de sociabilidade, como catação (Chowdhury et al., 2020). Por outro lado, galagos (*Galago moholi*) de áreas urbanas sul-africanas demonstram mais flexibilidade social que suas contrapartes em áreas preservadas, formando grupos maiores e passando mais tempo socializando do que se deslocando (Scheun, Greeff e Nowack, 2019). Por tanto, a interação frequente dessa população de *S. nigritus* com uma área antrópica pode ter implicações profundas em sua ecologia, comportamento e saúde, e que devem ser monitoradas para

compreender melhor essa dinâmica, contribuindo em técnicas de manejo para uma coexistência mais sustentável entre primatas e populações humanas.

Embora nosso método não forneça uma representação precisa da dieta dessa população, o uso de câmeras-armadilha arbóreas pode ser um grande aliado dos métodos mais tradicionais, (como o *scan-sampling*). De fato, observações da ecologia e história natural de espécies na canopia não são triviais de se obter por observadores no chão, além de que câmeras permanecem ativas por todo o dia. Com uma associação desses métodos, mais estudos demográficos, de saúde e etológicos, seria possível uma avaliação mais completa do quão impactante é a dieta antrópica nessa população de macacos-prego. A Mata de Santa Genebra é um laboratório vivo da convivência humana-fauna, e pode ser um sistema essencial para estabelecer medidas eficientes na prevenção das consequências negativas desse tipo de relação, além do desenvolvendo de estratégias mais eficazes e sustentáveis para garantir o equilíbrio entre humanos e fauna urbana, ao mesmo tempo que mantém o bem-estar de ambos. Entre as medidas mais imediatas, sugerimos uma campanha de conscientização, estimulando as pessoas a não alimentarem os animais, assim como manterem lixeiras bem fechadas, minimizando a presença excessiva dos animais nas áreas residenciais.

Comunicação química em S. spinosus utilizando estruturas urbanas

A comunicação química é uma característica marcante entre os roedores, tendo como propósito transmitir informações como status reprodutivo, hormonal, nutricional, social e de dominância. Nesse sentido, o indivíduo que marca seu odor se beneficia mantendo seu status social e atraindo possíveis parceiros de cópula, ao mesmo tempo que evita competidores (Macdonald e Herrera, 2013). Entre os roedores da Subordem Hystricomorpha, a glândula perianal desempenha um papel importante na comunicação química, estando presente nos Hystricidae (porcos-espinho do Velho Mundo), nos Caviomorpha, como as rutias (Capromyidae), nos membros da família Caviidae, como Capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*), maras (*Dolichotis* sp.) e porquinhos-da-india (*Cavia porcellus*), e nos Erethizontidae, os porcos-espinhos do Novo Mundo (Pocock, 1922).

Dentre os Erethizontidae, a espécie cuja comunicação química é mais estudada é a do porco-espinho-norte-americano (*Erethizon dorsatum*), a única de seu gênero, que habita a América do Norte. Para esses ouriços, a glândula perianal tem papel importante na

reprodução, onde a fêmea, no período reprodutivo, se esfrega em troncos de árvore para atrair machos, enquanto estes costumam, ao longo de todo o ano, marcar seu território esfregando a região anal também em troncos (Roze, 2012). Embora os Erizontidae neotropicais tenham mais representantes, com 17 espécies divididas em dois gêneros, sua história natural é escassa, principalmente devido a seus hábitos noturnos, arbóreos, que evitam o contato com humanos (Voss, 2015). O único relato de marcação de odor é creditado a um plantel em cativeiro de *C. prehensilis*, onde, embora ambos os sexos tivessem o costume de marcar objetos do recinto com seu cheiro, os machos o praticavam em uma proporção maior (Roberts et al., 1985). Até onde sabemos, o presente estudo é o primeiro relato de marcação de odor para a espécie *C. spinosus*, e *in-situ* para o gênero *Coendou*. Apesar de não termos testado se havia algum composto presente na área que os animais estavam supostamente marcando, o fato de que em 12,06% dos vídeos algum indivíduo interrompeu seu trajeto para cheirar o poste, indica que esses animais podem estar usando a estrutura para comunicação química. Conforme citado anteriormente, a determinação de sexo para *Coendou sp.* é extremamente difícil, porém, conforme a tendência relatada dentro do gênero por Roberts et al., 1985, podemos inferir que a maioria das vezes foram os machos, em uma provável marcação de território. No entanto, as fêmeas também podem estar usando uma estrutura antrópica para sinalizar aos futuros parceiros da região sua disposição em acasalar.

Apesar de uma boa parcela dos Hystricomorpha utilizar a comunicação química para reconhecer indivíduos, como capivaras (Macdonald e Herrera, 2013), não podemos afirmar o mesmo para *C. spinosus*. Roze et al. (2010) analisou indivíduos de uma população de *E. dorsatum* e não encontrou diferenças significativas entre suas microbiotas da região genital-anal, demonstrando que os compostos provavelmente não servem para individualização. Porém a composição microbiana variou consideravelmente ao longo do tempo dentro de um mesmo indivíduo, sugerindo uma relação direta com a função da glândula perianal e a atividade reprodutiva ao longo do ano. Embora não haja estudos específicos para *Coendou sp.*, futuras pesquisas podem demonstrar semelhanças com seu parente norte-americano, e contribuir em uma maior compreensão do papel da glândula perianal na comunicação e no comportamento reprodutivo do grupo.

A copa das árvores é um ambiente estruturalmente complexo, caracterizado por uma estrutura tridimensional que cria múltiplas possibilidades de deslocamento. Dessa forma, os animais arborícolas podem percorrer diferentes trajetórias, o que pode diluir a probabilidade

da detecção de sinais químicos em um local específico. Em contraste, a rede de fios elétricos e postes forma uma estrutura linear e bidimensional, com um trajeto bidirecional. Ao se deslocarem por esse substrato mais simples, e deixar mensagens químicas, a possibilidade de que outro indivíduo da população receba a mensagem é maior, dada a previsibilidade do trajeto e a limitação de caminhos disponíveis. É comum que mamíferos habitando áreas urbanas se beneficiem da infraestrutura construída por humanos, seja as utilizando como abrigo (i.e. forros de residências) ou para obter alimento (i.e. latas de lixo) (Chatelain e Szulkin, 2020). No entanto, até onde sabemos, não há registros de mamíferos silvestres utilizando estruturas antrópicas para comunicação química. Mamíferos domesticados, como cães e gatos, utilizam a marcação química de diferentes formas para se comunicarem em seus territórios (Pageat, 2013). Embora alterações comportamentais sejam comuns em mamíferos habitando áreas antrópicas (Chatelain e Szulkin, 2020), certos comportamentos típicos de habitats naturais podem ser mantidos dentro do contexto urbano. Dada a essencialidade da comunicação química na biologia dos mamíferos, é possível que ela esteja presente nesses novos habitats, porém ainda não estudada. Assim, mais estudos etológicos são necessários, considerando que diferentes grupos respondem de maneiras distintas à urbanização (Santini et al., 2018).

Reprodução

Embora apenas um evento de cópula tenha sido registrado para *C. spinosus*, onde aparentemente a fêmea rejeita o macho, foram observados possíveis casais de ouriços em 23 ocasiões. Apesar de se saber pouco sobre a biologia reprodutiva de ouriços, Roze (2010) descreve que os machos do ouriço norte-americano (*E. dorsatum*) podem acompanhar fêmeas em período fértil durante um tempo, resguardando-as de outros machos. Emmons (1997) descreve *C. bicolor* e *C. mexicanus* observados habitando ninhos em ocos de árvore aos pares, o que pode ser um reflexo desse comportamento de vigilância sobre as fêmeas.

Roze (2010) também descreve que para *E. dorsatum*, o comportamento de cortejo ocorre em árvores, mas a cópula ocorre no chão. No evento em que ocorreu uma tentativa de cópula, os dois indivíduos estavam na fiação elétrica, o que é um hábito já observado na região, inclusive em áreas bem mais urbanizadas (Fig. 10). Há possibilidade de que, em ambientes mais conservados, a espécie também copule no chão, porém em ambientes urbanos essa prática pode ter se tornado arriscada devido ao risco de predação e atropelamento.

Ao estudar os hábitos reprodutivos de *C. prehensilis* em cativeiro, Roberts e tal. (1985) destaca que não havia sazonalidade para a cópula, com gestação de seis a sete meses, gerando apenas um filhote, havendo picos de nascimento na época chuvosa. Além disso, os filhotes eram cuidados somente pela mãe e amamentados até os 4 meses. Em nosso registro, a cópula de *C. spinosus* ocorreu no início da estação seca, enquanto a mãe acompanhada por filhote foi registrada em junho — o que indica que ela ficou prenhe durante a estação chuvosa. Pela pouca informação que temos sobre a reprodução dos Eretizontídeos, não sabemos se a espécie de nosso estudo segue a tendência de seu congênere de ter filhotes na época chuvosa, embora isso seja comum entre roedores Caviomorphos, como capivaras (Moreira et al., 2013) e pacas (*Cuniculus paca*) (El Bizri et al., 2018). Por esses dados esparsos sobre o grupo, é difícil determinar a idade do filhote fotografado, ou o período do cuidado parental da espécie em si, além de termos somente um registro. Também podemos destacar que essa população do estudo está inserida em meio periurbano, e fatores antropogênicos, como luz artificial, podem mudar a ecologia dos mamíferos, como a época de nascimento da prole (Robert et al., 2015). São necessários mais estudos envolvendo aspectos reprodutivos dos ouriços neotropicais, como sazonalidade e cuidado parental.



Figura 10. A) Dois indivíduos adultos de *C. spinosus* utilizando a rede de fios para se locomover em Campinas, SP, Brasil B) Macho e fêmea em ato de cópula em área urbana em Campinas, SP, Brasil. Nela pode-se observar o pênis do macho, assim como a cauda preênsil usada como apoio, semelhante a Fig. 7. Imagens cedidas por Augusto Henrique Batista Rosa.

5. CONCLUSÃO

O presente estudo trouxe novas evidências sobre as interações de mamíferos arborícolas com a paisagem urbana, revelando que a utilização da rede de fios elétricos vai além de um simples meio de locomoção, desempenhando um papel em atividades envolvendo aspectos de sua história natural. Nossos resultados ampliam o conhecimento sobre a adaptação dessas espécies a ambientes modificados, destacando a importância de considerar esses fatores em estratégias de conservação, além do planejamento urbano.

Além disso, ele pode contribuir para futuras pesquisas envolvendo o uso de câmeras-armadilha em árvores, cuja metodologia é bem recente, e sua utilização em áreas urbanas pode ser uma ferramenta valiosa para estudar a biodiversidade em cidades. Ao permitir uma amostragem eficiente do estrato superior de ambientes antrópicos, inclusive durante a noite, esse método permite registrar a ecologia e história natural de mamíferos urbanos que tem hábito noturno e arborícola, e que podem passar despercebidos por métodos tradicionais de amostragem. A técnica pode ser aprimorada, por exemplo, no uso de cartões de memória com alta capacidade de memória e baterias de longa duração, além do posicionamento para evitar disparos falsos, um desafio recorrente do método.

Nossos dados demonstram que embora o ambiente urbano apresente uma menor biodiversidade de mamíferos de hábito arborícola, algumas espécies se adaptam a esse cenário. No entanto, essas mesmas estruturas também representam perigos, como a eletrocussão e quedas, o que torna sua presença nelas um reflexo da plasticidade comportamental dessas espécies, mais do que um benefício propriamente dito. Além da locomoção, esses mamíferos podem utilizar esse novo ambiente para adquirir recursos, se reproduzir e se comunicar quimicamente. Ademais, a presença de determinadas espécies pode estar influenciando a ausência de outras da comunidade florestal, seja por competição ou predação, assim como os aspectos da própria história natural das espécies ausentes, como hábitos mais florestais, podem ser o motivo de sua ausência na área urbana.

Macacos-prego (*S. nigritus*) possuem destaque no estudo, pois foram os animais mais registrados. A população presente na MSG, além de ser grande, aparentemente está bem estabelecida na área urbana do entorno, explorando-a para adquirir recursos. Porém, embora parte da população humana do entorno se simpatize com eles, e até lhes forneça comida, seu

comportamento curioso e atrevido pode trazer conflito, pois eles podem danificar propriedade privada, além de invadir residências para pegar alimentos. A alimentação de origem antrópica aumentou muito nos últimos anos, o que pode estar trazendo consequências de longo e curto prazo. Entre elas, destaca-se o aumento da população, a mudança do comportamento social e doenças.

As outras espécies presentes foram noturnas e de menor porte, com dois marsupiais. Enquanto a presença da cuíca lanosa foi inesperada, gambás-de-orelha-branca são vistos com frequência em cidades, sendo umas das maiores vítimas de atropelamentos e ataques por cães. Seu hábito de utilizar fios da rede elétrica para locomoção pode protegê-los dessas ameaças, embora os submeta a risco de eletrocussões. Ouriços-cacheiros também aderiram a esse hábito, e além da locomoção, têm usado o substrato para se comunicar e até se reproduzir. Ao contrário dos primatas, essas duas espécies não costumam ser bem-vistas por seres humanos, e a facilidade com que vêm se deslocando pela cidade pode aumentar seus encontros com as pessoas, o que pode gerar conflito.

Embora a biodiversidade urbana de mamíferos seja geralmente considerada reduzida e dominada por generalistas, ela ainda pode trazer surpresas, especialmente nos países em desenvolvimento, que abrigam boa parte da biodiversidade mundial. A Mata de Santa Genebra é um ambiente único, servindo como uma janela para observar os diferentes desafios oriundos da fragmentação e urbanização, assim como uma oportunidade para promover soluções viáveis para a coexistência humano-fauna. O entendimento de sua ecologia urbana pode trazer, além do surgimento de uma cidade mais verde e habitável pela biota, benefícios para a população, além da prevenção de futuras pandemias.

6. REFERÊNCIAS

- Abreu, E. F., Casali, D., Costa-Araújo, R., Garbino, G. S. T., Libardi, G. S., Loretto, D., Loss, A. C., Marmontel, M., Moras, L. M., Nascimento, M. C., Oliveira, M. L., Pavan, S. E., & Tirelli, F. P. (2021). Lista de Mamíferos do Brasil (2021-2) [Data set]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.5802047>
- Albuquerque, N. M., Silvestre, S. M., Cardoso, T. S., Ruiz-Esparza, J. M., Rocha, P. A., Beltrão-Mendes, R., & Ferrari, S. F. (2014). Capture of a common marmoset (*Callithrix jacchus*) by a capuchin monkey (*Sapajus* sp.) in the Ibura National Forest, Sergipe (Brazil). *Neotropical Primates*, 21(2), 219–221. <https://doi.org/10.1896/044.021.0216>
- Arroyo-Rodríguez, V., & Dias, P. A. D. (2010). Effects of habitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: A review. *American Journal of Primatology*, 72(1), 1–16. <https://doi.org/10.1002/ajp.20753>
- Bastos, M., Medeiros, K., Jones, G., & Bezerra, B. (2018). Small but wise: Common marmosets (*Callithrix jacchus*) use acoustic signals as cues to avoid interactions with blonde capuchin monkeys (*Sapajus flavius*). *American Journal of Primatology*, 80(3), e22744. <https://doi.org/10.1002/ajp.22744>
- Batista-da-Silva, J. A., Barcellos, S. J. D. A., & Santori, R. T. (2019). Use of *Elaeis guineensis* (Arecales: Arecaceae) as shelter and food resource by *Coendou spinosus* (Rodentia: Erethizontidae) in a mangrove swamp. *Oecologia Australis*, 23(04), 1104–1108. <https://doi.org/10.4257/oeco.2019.2304.31>
- Bezerra-Santos, M. A., Ramos, R. A. N., Campos, A. K., Dantas-Torres, F., & Otranto, D. (2021). Didelphis spp. opossums and their parasites in the Americas: A One Health perspective. *Parasitology Research*, 120(12), 4091–4111. <https://doi.org/10.1007/s00436-021-07072-4>
- Bicca-Marques, J. C. (2017). Urbanization (and Primate Conservation). Em M. Bezanson, K. C. MacKinnon, E. Riley, C. J. Campbell, K. A. I. (Anna) Nekaris, A. Estrada, A. F. Di Fiore, S. Ross, L. E. Jones-Engel, B. Thierry, R. W. Sussman, C. Sanz, J. Loudon, S. Elton, & A. Fuentes (Orgs.), *The International Encyclopedia of Primatology* (1º ed, p. 1–5). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781119179313.wbprim0153>
- Brown, J. S., & Kotler, B. P. (2004). Hazardous duty pay and the foraging cost of predation. *Ecology Letters*, 7(10), 999–1014. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00661.x>
- Cabana, F., & Nekaris, K. A. I. (2015). Diets high in fruits and low in gum exudates promote the occurrence and development of dental disease in pygmy slow loris (*Nycticebus pygmaeus*). *Zoo Biology*, 34(6), 547–553. <https://doi.org/10.1002/zoo.21245>
- Cáceres, N. C., De Moraes Weber, M., Melo, G. L., Meloro, C., Sponchiado, J., Carvalho, R. D. S., & Bubaduê, J. D. M. (2016). Which Factors Determine Spatial Segregation in the South American Opossums (*Didelphis aurita* and *D. albiventris*)? An Ecological Niche Modelling

and Geometric Morphometrics Approach. *PLOS ONE*, 11(6), e0157723.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0157723>

Cáceres, N. C., & Machado, A. F. (2013). Spatial, Dietary and Temporal Niche Dimensions in Ecological Segregation of Two Sympatric, Congeneric Marsupial Species. *The Open Ecology Journal*, 6(1), 10–23. <https://doi.org/10.2174/1874213001306010010>

Carpenter, M., & Savage, A. M. (2021). Nutrient availability in urban food waste: Carbohydrate bias in the Philadelphia–Camden urban matrix. *Journal of Urban Ecology*, 7(1), juab012. <https://doi.org/10.1093/jue/juab012>

Casella, J., & Cáceres, N. C. (2006). Diet of four small mammal species from Atlantic Forest patches in South Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 1(1), 5–11.

Chatelain, M., & Szulkin, M. (2020). Mammals in urban environments. Em I. Douglas, P. M. L. Anderson, D. Goode, M. C. Houck, D. Maddox, H. Nagendra, & T. P. Yok (Orgs.), *The Routledge Handbook of Urban Ecology* (2^o ed, p. 383–398). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780429506758-33>

Chowdhury, S., Brown, J., & Swedell, L. (2020). Anthropogenic effects on the physiology and behavior of chacma baboons in the Cape Peninsula of South Africa. *Conservation Physiology*, 8(1), coaa066. <https://doi.org/10.1093/conphys/coaa066>

Conti, I. V. (2023). Predation attempt by marmosets (*Callithrix* spp.) on a Picazuro pigeon's nest (*Patagioenas picazuro*) in an urban environment. *Neotropical Primates*, 29(2), 1.

Conti, I. V., Setz, E. Z. F. (2021). Da cantoria ao silêncio em uma década: Um novo censo dos bugios (*Alouatta guariba clamitans*) da Santa Genebra. Anais do XXIX Congresso de Iniciação Científica UNICAMP, Campinas, Brasil.

Corrêa, F. M., Chaves, Ó. M., Printes, R. C., & Romanowski, H. P. (2018). Surviving in the urban–rural interface: Feeding and ranging behavior of brown howlers (*Alouatta guariba clamitans*) in an urban fragment in southern Brazil. *American Journal of Primatology*, 80(6), e22865. <https://doi.org/10.1002/ajp.22865>

Cunha, A. A., Vieira, M. V., & Grelle, C. E. V. (2006). Preliminary observations on habitat, support use and diet in two non-native primates in an urban Atlantic Forest fragment: The capuchin monkey (*Cebus* sp.) and the common marmoset (*Callithrix jacchus*) in the Tijuca forest, Rio de Janeiro. *Urban Ecosystems*, 9(4), 351–359. <https://doi.org/10.1007/s11252-006-0005-4>

Cunneyworth, P. M. K., & Slade, A. M. (2021). Impact of Electric Shock and Electrocution on Populations of Four Monkey Species in the Suburban Town of Diani, Kenya. *International Journal of Primatology*, 42(2), 171–186. <https://doi.org/10.1007/s10764-020-00194-z>

De Oliveira-Filho, E. F., Oliveira, R. A. S., Ferreira, D. R. A., Laroque, P. O., Pena, L. J., Valença-Montenegro, M. M., Mota, R. A., & Gil, L. H. V. G. (2018). Seroprevalence of selected flaviviruses in free-living and captive capuchin monkeys in the state of Pernambuco, Brazil. *Transboundary and Emerging Diseases*, 65(4), 1094–1097. <https://doi.org/10.1111/tbed.12829>

- Devaux, C. A., Mediannikov, O., Medkour, H., & Raoult, D. (2019). Infectious Disease Risk Across the Growing Human-Non-Human Primate Interface: A Review of the Evidence. *Frontiers in Public Health*, 7, 305. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2019.00305>
- Dittus, W. P. J. (2020). Shields on Electric Posts Prevent Primate Deaths: A Case Study at Polonnaruwa, Sri Lanka. *Folia Primatologica*, 91(6), 643–653. <https://doi.org/10.1159/000510176>
- Eisenberg, J. F., & Redford, K. H. (1999). *Mammals of the Neotropics: The central Neotropics (Vol. 3)*. University of Chicago Press.
- Emmons, L. H., & Feer, F. (1990). *Neotropical rainforest mammals: A field guide*. University of Chicago Press.
- Fardell, L. L., & Dickman, C. R. (2023). Marsupials in Urban Environments: Risks and Rewards. Em N. C. Cáceres & C. R. Dickman (Orgs.), *American and Australasian Marsupials* (p. 1–32). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-88800-8_52-1
- Fedigan, L. M. (1990). Vertebrate Predation in *Cebus capucinus*: Meat Eating in a Neotropical Monkey. *Folia Primatologica*, 54(3–4), 196–205. <https://doi.org/10.1159/000156444>
- Ferrari, S. F. (2009). Predation Risk and Antipredator Strategies. Em P. A. Garber, A. Estrada, J. C. Bicca-Marques, E. W. Heymann, & K. B. Strier (Orgs.), *South American Primates* (p. 251–277). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-0-387-78705-3_10
- Francis, M. J., Spooner, P. G., & Matthews, A. (2015). The influence of urban encroachment on squirrel gliders (*Petaurus norfolcensis*): Effects of road density, light and noise pollution. *Wildlife Research*, 42(4), 324. <https://doi.org/10.1071/WR14182>
- Galetti, M., & Pedroni, F. (1994). Seasonal Diet of Capuchin Monkeys (*Cebus apella*) in a Semideciduous Forest in South-East Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 10(1), 27–39.
- Gonçalves, B. D. A., Lima, L. C. P., & Aguiar, L. M. (2022). Diet diversity and seasonality of robust capuchins (*Sapajus sp.*) in a tiny urban forest. *American Journal of Primatology*, 84(8), e23396. <https://doi.org/10.1002/ajp.23396>
- Gribel, R. (1988). Visits of *Caluromys lanatus* (Didelphidae) to Flowers of *Pseudobombax tomentosum* (Bombacaceae): A Probable Case of Pollination by Marsupials in Central Brazil. *Biotropica*, 20(4), 344. <https://doi.org/10.2307/2388329>
- Hilário, R. R., & Ferrari, S. F. (2015). Dense understory and absence of capuchin monkeys (*Sapajus xanthosternos*) predict higher density of common marmosets (*Callithrix jacchus*) in the Brazilian Northeast. *American Journal of Primatology*, 77(4), 425–433. <https://doi.org/10.1002/ajp.22358>

Isaac, B., White, J., Ierodiaconou, D., & Cooke, R. (2014). Simplification of Arboreal Marsupial Assemblages in Response to Increasing Urbanization. *PLoS ONE*, 9(3), e91049. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0091049>

IUCN. (2015). *Callithrix jacchus*: Bezerra, B., Bicca-Marques, J., Miranda, J., Mittermeier, R.A., Oliveira, L., Pereira, D., Ruiz-Miranda, C., Valença Montenegro, M., da Cruz, M. & do Valle, R.R.: *The IUCN Red List of Threatened Species 2018*: e.T41518A17936001. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T41518A17936001.en>

Jones, M. E., & Barmuta, L. A. (2000). Niche differentiation among sympatric Australian dasyurid carnivores. *Journal of mammalogy*, 81(2).

Keyes, O., Hopkins, P., Temple-Wood, R., & Lahiri, M. (2015). *exif: Metadata extraction from images* (R package version 0.3.1) [Software]. Comprehensive R Archive Network (CRAN). <https://CRAN.R-project.org/package=exif>

Leite, Y. L. R., Costa, L. P., & Stallings, J. R. (1996). Diet and vertical space use of three sympatric opossums in a Brazilian Atlantic Forest reserve. *Journal of Tropical Ecology*, 12(3), 435–440. <https://doi.org/10.1017/S0266467400009640>

Lins, P. G. A. D. S., & Ferreira, R. G. (2019). Competition during sugarcane crop raiding by blond capuchin monkeys (*Sapajus flavius*). *Primates*, 60(1), 81–91. <https://doi.org/10.1007/s10329-018-0698-z>

Lira, P. K., Fernandez, F. A. D. S., Carlos, H. S. A., & Curzio, P. D. L. (2007). Use of a fragmented landscape by three species of opossum in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 23(4), 427–435. <https://doi.org/10.1017/S0266467407004142>

Lousa, T. C., De Grande, T. O., & Mendes, F. D. C. (2022). Time budget and foraging strategies of two provisioned groups of tufted capuchin monkeys, *Sapajus libidinosus*, in a small, seasonal urban forest fragment. *Primates*, 63(4), 387–395. <https://doi.org/10.1007/s10329-022-00993-3>

Lousa, T. C., & Mendes, F. D. C. (2022). Inter-group conflicts involving adult female and male bearded capuchins, *Sapajus libidinosus* (Primates: Cebidae), in the context of provisioned resources: resource defense or sexual selection? *Zoologia (Curitiba)*, 39, e21020. <https://doi.org/10.1590/s1984-4689.v39.e21020>

Martins, E. G., & Bonato, V. (2004). On the diet of *Gracilinanus microtarsus* (Marsupialia, Didelphidae) in an Atlantic Rainforest fragment in southeastern Brazil. *Mammalian Biology*, 69(1), 58–60. <https://doi.org/10.1078/1616-5047-116>

McKinney, T. (2011). The effects of provisioning and crop-raiding on the diet and foraging activities of human-commensal white-faced Capuchins (*Cebus capucinus*). *American Journal of Primatology*, 73(5), 439–448. <https://doi.org/10.1002/ajp.20919>

Moreira, J. R., Ferraz, K. M. P. M. B., Herrera, E. A., & Macdonald, D. W. (Orgs.). (2013). *Capybara*. Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-4000-0>

- O'Connell, A. F., Nichols, J. D., & Karanth, K. U. (Orgs.). (2011). *Camera Traps in Animal Ecology*. Springer Japan. <https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4>
- Passamani, M. (2010). Use of space and activity pattern of *Sphiggurus villosus* (F. Cuvier, 1823) from Brazil (Rodentia: Erethizontidae). *Mammalian Biology*, 75(5), 455–458. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2009.04.005>
- Patton, J. L., Pardiñas, U. F. J., & D'Elía, G. (2015). *Mammals of South America, Volume 2: Rodents*. University of Chicago Press. <https://doi.org/10.7208/chicago/9780226169606.001.0001>
- Piano, E., Souffreau, C., Merckx, T., Baardsen, L. F., Backeljau, T., Bonte, D., Brans, K. I., Cours, M., Dahirel, M., Debortoli, N., Decaestecker, E., De Wolf, K., Engelen, J. M. T., Fontaneto, D., Gianuca, A. T., Govaert, L., Hanashiro, F. T. T., Higuti, J., Lens, L., ... Hendrickx, F. (2020). Urbanization drives cross-taxon declines in abundance and diversity at multiple spatial scales. *Global Change Biology*, 26(3), 1196–1211. <https://doi.org/10.1111/gcb.14934>
- Pinto, F. A. S., Cirino, D. W., Cerqueira, R. C., Rosa, C., & Freitas, S. R. (2022). How Many Mammals Are Killed on Brazilian Roads? Assessing Impacts and Conservation Implications. *Diversity*, 14(10), 835. <https://doi.org/10.3390/d14100835>
- Pires, M. M., Martins, E. G., Silva, M. N. F., & Dos Reis, S. F. (2010). *Gracilinanus microtarsus* (Didelphimorphia: Didelphidae). *Mammalian Species*, 42, 33–40. <https://doi.org/10.1644/851.1>
- Printes, R. C., Buss, G., Jardim, M. M. D. A., Fialho, M. D. S., Dornelles, S. D. S., Perotto, M., Brutto, L. F. G., Girardi, E., Jerusalinsky, L., Liesenfeld, M. V. A., Lokschin, L. X., & Romanowski, H. P. (2010). The Urban Monkeys Program: A Survey of *Alouatta clamitans* in the South of Porto Alegre and Its Influence on Land use Policy between 1997 and 2007. *Primate Conservation*, 25(1), 11–19. <https://doi.org/10.1896/052.025.0103>
- Rasec-Silva, A., Bertassoni, A., & De Marco Júnior, P. (2023). Capuchin monkey (*Sapajus spp.*) diet: Current knowledge, gaps, and future directions. *Primates*, 64(3), 305–317. <https://doi.org/10.1007/s10329-023-01057-w>
- Roberts, M., Brand, S., & Maliniak, E. (1985). The Biology of Captive Prehensile-Tailed Porcupines, *Coendou prehensilis*. *Journal of Mammalogy*, 66(3), 476–482. <https://doi.org/10.2307/1380922>
- Rose, L. M. (1997). *Vertebrate Predation and Food-Sharing in Cebus and Pan*.
- Rose, L. M., Perry, S., Panger, M. A., Jack, K., Manson, J. H., Gros-Louis, J., Mackinnon, K. C., & Vogel, E. (2003). Interspecific interactions between *Cebus capucinus* and other Species: data from three Costa Rican sites. *International Journal of Primatology*.
- Roze, U. (2012). *Porcupines: The animal answer guide*. J. Hopkins university press.

- Roze, U., Leung, K. T., Nix, E., Burton, G., & Chapman, D. M. (2010). Microanatomy and bacterial flora of the perineal glands of the North American porcupine. *Canadian Journal of Zoology*, 88(1), 59–68. <https://doi.org/10.1139/Z09-123>
- Santini, L., González-Suárez, M., Russo, D., Gonzalez-Voyer, A., Von Hardenberg, A., & Ancillotto, L. (2019). One strategy does not fit all: Determinants of urban adaptation in mammals. *Ecology Letters*, 22(2), 365–376. <https://doi.org/10.1111/ele.13199>
- Schulte, M., Gutiérrez-Espeleta, G., & Lynch, J. W. (2020). Human-monkey interaction dynamics and their dietary impacts on central American white-faced capuchins (*Cebus imitator*) at Manuel Antonio National Park, Costa Rica. *Neotropical Primates*, 26(1), 1–9. <https://doi.org/10.62015/np.2020.v26.73>
- Soto-Calderón, I. D., Acevedo-Garcés, Y. A., Álvarez-Cardona, J., Hernández-Castro, C., & García-Montoya, G. M. (2016). Physiological and parasitological implications of living in a city: The case of the white-footed tamarin (*Saguinus leucopus*). *American Journal of Primatology*, 78(12), 1272–1281. <https://doi.org/10.1002/ajp.22581>
- Steiner, M., & Huettmann, F. (2023). *Sustainable Squirrel Conservation: A Modern Reassessment of Family Sciuridae*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-23547-4>
- Suscke, P., Presotto, A., & Izar, P. (2021). The role of hunting on *Sapajus xanthosternus*' landscape of fear in the Atlantic Forest, Brazil. *American Journal of Primatology*, 83(5), e23243. <https://doi.org/10.1002/ajp.23243>
- Suzin, A., Back, J. P., Garey, M. V., & Aguiar, L. M. (2017). The Relationship Between Humans and Capuchins (*Sapajus* sp.) in an Urban Green Area in Brazil. *International Journal of Primatology*, 38(6), 1058–1071. <https://doi.org/10.1007/s10764-017-9996-3>
- Teixeira, L., Tisovec-Dufner, K. C., Marin, G. D. L., Marchini, S., Dorresteijn, I., & Pardini, R. (2021). Linking human and ecological components to understand human–wildlife conflicts across landscapes and species. *Conservation Biology*, 35(1), 285–296. <https://doi.org/10.1111/cobi.13537>
- Verçosa, J. V. D. A., & Setz, E. Z. F. (2020). Dieta e área de vida de saguis urbanos no parque linear do Ribeirão das Pedras (Campinas-SP, Brasil). *Neotropical Primates*, 26(2), 17–24. <https://doi.org/10.62015/np.2020.v26.57>
- Verçosa, J. V. D. A., & Setz, E. Z. F. (2020). Dieta Sazonal dos primatas da ARIE Mata de Santa Genebra. Anais do XXVIII Congresso de Iniciação Científica da UNICAMP, Campinas, Brasil.
- Watts, D. P. (2020). Meat eating by nonhuman primates: A review and synthesis. *Journal of human Evolution*, 149, 102882. <https://doi.org/10.1016/j.jhevol.2020.102882>
- White, R. J., & Razgour, O. (2020). Emerging zoonotic diseases originating in mammals: A systematic review of effects of anthropogenic land-use change. *Mammal Review*, 50(4), 336–352. <https://doi.org/10.1111/mam.12201>

Woinarski, J. C. Z., & Fisher, D. O. (2023). Conservation Biogeography of Modern Species of Australasian Marsupials. Em N. C. Cáceres & C. R. Dickman (Orgs.), *American and Australasian Marsupials* (p. 1–48). Springer International Publishing.
https://doi.org/10.1007/978-3-030-88800-8_44-1

CHAPTER 2

ACTIVITY PATTERNS OF ARBOREAL MAMMALS USING POWER LINES IN AN URBAN LANDSCAPE

Authors: Isabela V. Conti, Remington J. Moll, Raul C. Pereira.

ABSTRACT

The diel niche activity of mammals is driven by both biotic, such as predation and competition, and abiotic factors, like temperature seasonality. Yet, human activities have significantly modified environments and amplified human-wildlife interactions, leading many species to adjust their activity patterns. While this process is well-documented for terrestrial mammals in the Northern Hemisphere, there is limited knowledge regarding arboreal and semiarboreal species in tropical regions. In this study, we analyze the diel niche of a mammal population that utilizes electrical wire networks around an urban neotropical forest to movement in an urbanized landscape, examining whether their activity patterns change between seasons and identifying movement hotspots in the landscape. Four species were recorded—three nocturnal and one diurnal. These species exhibited no significant seasonal changes in activity patterns, although slight variations were observed throughout the year. These oscillations may be influenced by multiple factors, such as the distribution of resources within and outside the fragment, as well as potential threats. These findings highlight that, although some species are resilient, maintaining consistent activity patterns in the anthropic landscape, human resources availability and environmental pressures may play along a role in shaping their behavior in these new environments, and understanding these dynamics is crucial for conservation and urban strategic planning, promoting the coexistence between wildlife and urban development.

Keywords: Diel Niche; Arboreal Mammals; Activity Patterns.

RESUMO

Os padrões de atividade dos mamíferos são influenciados por diversos fatores, tanto bióticos, como predação e competição, quanto abióticos, como a sazonalidade. No entanto, as atividades antrópicas têm modificado os ambientes de forma significativa, e aumentado as interações humano-fauna, o que leva muitas espécies a modificarem seus padrões de atividade. Enquanto esse processo é bem documentado para mamíferos terrestres no hemisfério norte, o conhecimento sobre animais arborícolas e semi-arborícolas em áreas tropicais é limitado. Nesse estudo, nós analisamos os padrões de atividade de uma comunidade de mamíferos de uma floresta urbana neotropical, que utilizam a rede de fios elétricos para se locomover por uma paisagem urbana, observando se suas atividades mudam conforme as estações e identificando *hostposts* de movimento na matriz. Quatro espécies foram identificadas, sendo três noturnas e uma diurna. Essas espécies não exibiram mudanças sazonais significativas em seus padrões de atividade, embora mudanças sutis foram observadas ao longo do ano. Essas oscilações podem ser influenciadas por múltiplos fatores, como a distribuição de recursos dentro e fora do fragmento, assim como potenciais riscos. Esses resultados demonstram que, embora algumas espécies sejam resilientes, mantendo seus padrões de atividade na paisagem urbana, a disponibilidade de recursos antrópicos e pressões ambientais podem atuar juntos em moldar o comportamento nessas novas paisagens, e entender essas dinâmicas é crucial para a conservação e planejamento urbano, promovendo a coexistência entre animais e seres humanos.

Palavras-chave: Nicho Temporal; Mamíferos Arborícolas; Padrões de Atividade.

INTRODUCTION

The distribution of an animal's activities throughout the daily cycle is not a fixed aspect of a species but instead is shaped by a complex combination of environmental factors (Swingland & Greenwood, 1983). Seasonal and daily activity patterns (24-hour cycle) encompass behavioral adaptations that allow animals to use their habitats and resources more efficiently (Wu et al., 2018). For example, biotic factors, such as interspecific competition and predation, (Kronfeld-Schor & Dayan, 2003; Wollnik et al., 1991), as well as abiotic factors, like precipitation and temperature (Gottsberger & Gruber, 2004), together drive intra- and interspecific variation in the rhythms of activity patterns. Overall, an animal activity pattern (also called diel niche or diel activity) can be characterized simply as diurnal (active during daytime) or nocturnal (active at nighttime). However, for some taxa, including mammals, this classification is oversimplified as many species have crepuscular (active at dawn and dusk) or even cathemeral behavior (active for nearly equal amounts of time during the day and night) (Refinetti, 2008). However, because environments are not constant temporally, even within species, these activity pattern classifications can change seasonally (Ikeda et al., 2016) in response to the dynamics of biotic and abiotic components of ecosystems (Steiger et al., 2013).

In addition to the seasonal cycles of natural habitats, the profound impacts of human activities have introduced new layers of complexity to mammals' activity patterns (Gilbert et al., 2023). Urbanization is one of the fastest growing anthropogenic processes (Elmqvist et al., 2021), leading to habitat loss and extensive fragmentation, which challenges wildlife to adapt their life history and behaviors to novel environments (Kowarik, 2011). Although cities are generally less biodiverse than natural habitats, there is an impressive biodiversity of mammal species that exploit and even thrive in anthropogenic settings (Chatelain & Szulkin, 2020). Urban areas encompass diverse micro-environments, ranging from remnant urban forests to highly transformed spaces and structures, creating a complex mosaic of new opportunities and challenges for biodiversity (Birnie-Gauvin et al., 2016), further influencing the activity patterns and ecological strategies of urban wildlife (Gallo et al., 2022; Ritzel & Gallo, 2020). Among the many resources that attract mammals to human spaces are shelters (i.e., roofs, culverts and public parks) and food resources. Waste containers, compost bins, gardens, bird feeders and street trees provide a wide range of constant or seasonal food resources, providing a high energetic reward (Hansen et al., 2020). However, to access these opportunities, animals

must avoid dangers such as vehicular collisions and introduced predators (i.e., dogs and cats) (Chatelain & Szulkin, 2020).

Worldwide, many studies have shown how human disturbances affect urban biodiversity daily activity patterns (Hunter, 2007). In fact, different groups of mammals exhibit altered behavior in response to urbanization, often adapting their activity to either avoid or take advantage of human presence. For carnivores, cities provide additional food sources beyond native prey, such as garbage and livestock, which can often lead to conflicts with humans (Kuijper et al., 2016). Probably to avoid human-related risks (i.e., road kills and retaliation-hunting), mammals often increase their nocturnal habits in urbanized localities, such as coyotes (*Canis latrans*) (Gallo et al., 2019; Smith et al., 2018; Soccorsi & LaPoint, 2023), bob cats (*Lynx rufus*) (Riley et al., 2003; Wang et al., 2015), tigers (*Panthera tigris*) (Carter et al., 2012), fossas (*Cryptoprocta ferox*), wolves (*Canis spp.*) (Thompson et al., 2024; Whittington et al., 2022) and black bears (*Ursus americanus*) (Zeller et al., 2019). Studies also point out that many ungulates are adopting nighttime habits in more populated regions, or in hunting areas (Crosmaroy et al., 2012; Gaynor et al., 2018; Van Roekel et al., 2024). On the other side, other species may adjust their activity to align with the human diel niche. For instance, some prey species may become more diurnal to evade nocturnal predators, a behavior consistent with the "human shield" hypothesis (Berger, 2007). By being active during daylight hours, these animals not only reduce predation risk, but also take advantage of the abundance of anthropogenic resources in anthropogenic areas. Such shifts in activity have been observed in the white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) and eastern cottontail (*Sylvilagus floridanus*) (Gallo et al., 2022), as well as mesopredators like American marten (*Martes americana*) (Frey et al., 2020), northern raccoon (*Procyon lotor*) and red fox (*Vulpes vulpes*) (Gallo et al., 2022; Hansen et al., 2024). These flexible activity patterns demonstrate the dynamic behavioral mechanisms by which urban mammals adapt to anthropogenic pressures. However, despite these examples, we are still far from fully understanding how mammals across diverse taxa and systems adjust their diel activities to thrive in cities.

Nevertheless, most studies on the effects of anthropogenic spaces on the diel niche of mammals have focused on terrestrial species in the Northern Hemisphere (Ritzel & Gallo, 2020). In contrast, the urbanization process is more severe in Neotropical regions (Seto et al., 2010), where arboreal and semiarboreal species rank among the most impacted taxa (Cudney-Valenzuela et al., 2023). Canopy-dwelling mammals play critical ecological roles, such as

seed dispersal and plague-control (Clark et al., 2001; Voss & Jansa, 2012), which are essential for maintaining ecosystem services, biodiversity and human welfare in cities (Andersson et al., 2007). Despite their significance, we still know little about the ecology and life history of canopy mammals species that persist in urban spaces (Astiazarán-Azcárraga et al., 2024). In particular, understanding their activity patterns and how they approach human structures to explore the urban matrix remain largely open questions. Interestingly, in the absence of a canopy, some mammals, such as monkeys and opossums, use suspended vertical structures to move around urban spaces while avoiding the risks of road mortality or predation by ground predators, such as domestic dogs. In tropical regions, where electricity networks are often not grounded, arboreal mammals often use power lines as pathways within the urban matrix. Although using this new substrate may seem like a safer option, these animals still face the risk of death by electrocution. Although it is not uncommon to observe this behavior, the few studies available in the literature are anecdotal, primarily focused on documenting mortality by electrocution (for more details, see Chapter 1), while the natural history and activity patterns of mammals that explore the urban matrix via power lines remain, surprisingly, largely understudied.

Here, we describe (1) the 24-hour diel niche of arboreal and semiarboreal mammal species that inhabit an urbanized landscape surrounding an urban forest, (2) investigate potential shifts in their temporal activity patterns between the dry and wet seasons, and (3) identify movement hotspots within the urban matrix and whether they vary seasonally. We hope that our findings will offer valuable new insights into how synurbic mammal species interact with the urban environment across the 24-hour cycle and throughout the seasons, supporting decision-makers in designing a more mammal-friendly urban landscape and, ultimately, a greener city.

2. Materials and Methods

Study Area

This study was carried out in the urban neighborhood adjacent to one of the largest urban forests in Brazil. Specifically, we studied the eastern edge of the Federal Reserve Mata de Santa Genebra (MSG) (22°44'45"S; 47°06'33"W; 670 m), a 251.77 ha forest fragment located in Campinas, the third largest city in the state of São Paulo, Brazil. This conservation unit is part of the Atlantic Forest biome, and the physiognomy is the Seasonal Semideciduous Forest (FJPO, 2021). The Köppen classification of the region is CWA, characterized by two seasons. Between April and September, the season is dry and cold, with temperatures in the range of 18-22 °C and a precipitation of 35 mm, while October to March is characterized by a wet and hot season, with temperatures in the range of 22-24 °C and a precipitation of 1.057 mm (CEPAGRI 2021).

The urban matrix surrounding the MSG is residential and arborized, mainly with trees of ornamental interest or fruit trees, such as mangoes (*Mangifera indica*) and blackberries (*Morus nigra*). The level of traffic is low, generally with local access for residents. There are illegally occupied houses on the northeast edge, with open sewers. At the MSG border, there is a presence of both wild and domesticated animals. Most domesticated dogs (*Canis familiaris*) are seen using leashes, but some are free ranging, while cats (*Felix domesticus*) can be seen on the streets. Both species are commonly seen entering the reserve through the fence, and this behavior has been observed for many years, which could be the reason why some terrestrial mammal species went extinct in the MSG, like the Agouti (*Agouti paca*) and the Red Brocket (*Mazama americana*) (Galetti & Sazima, 2006). A native mammal with a frequent presence outside the fragment is the Black capuchin monkey (*Sapajus nigritus*). The local group has around 30 individuals which use the network of electrical wires to explore the neighborhood to forage in fruit trees, houses and rubbish dumps (for more details, see Chapter 1).

Data collection

To record the species of mammals that move through the network of electric wires that surround the conservation unit, we installed a set of camera traps Uovision GREEN 30 30 MP

Full HD (NO:N30, Uovision Europe, Kangasniemi, Finland) and Browning Trail Dark Ops HD Pro X 20 MP (BTC-5HDPX, Browning Trail Cameras, Birmingham, Alabama, USA) along the street parallel to the edge of the reserve, following the network of electrical wires. The motion-activated cameras were attached to trees and pointed to the power lines. Some of the electric lines consist of two parallel wires separated by a one-meter distance. In these cases, we installed two cameras, each focused on a separate wire. The cameras were set up so that 3 subsequent photos per shot were taken, with a one-minute interval between the per-motion activations (for more details, see *General Methods*).

Our camera installation system relied on trees adjacent to the power lines. The northernmost camera set is near MSG's butterfly garden, located on Célia Aparecida de Souza Boufier and Helenita Aparecida Bassan de Sá streets. Their intersection leads to an unpaved road to an illegal occupation. The central set is near MSG's central gate and the Peroba-Poca square, at the intersection of Mata Atlântica and Floresta Amazônica streets. The third set is located on Mata da Tijuca and Antônio João Tonella streets. This part of the neighborhood is less arborized, with more sparse trees, and the traffic level is higher.

We carried out two field campaigns to install the cameras in contrasting seasons. First, we installed 18 cameras on 6 August 2022 in 15 sampling sites (Fig. 1). On 2 February 2023, the equipment was collected for cleaning and removal of the memory cards. Before the equipment returned to the field, the images were analyzed to improve the sampling method, looking for focal points that led to many false activations (for more details, see *Chapter 1, Methods*). On 9 March 2023, we reinstalled the cameras in situ, adding four new sampling sites, but P15 was no longer installed because the wire fell off. Additionally, one site (P4) was removed from the second sampling because the focal point led to many false activations due to traffic. We removed the cameras on 16 August 2023. The coordinates of the sampling stations are in Supplementary Material 2.

Data filtering

Most camera trap studies often adopt longer intervals between records to define an IE (e.g., 1 hour) in order to prevent the same individual from being counted multiple times (Dittus, 2020; Sánchez-Murillo & Arguedas, 2021; Yi et al., 2022). But the linear nature of our study system, where movement is restricted to a two-way pathway, makes it unlikely for

an animal to return without being detected, justifying the use of a shorter interval (e.g. 15 minutes). In case of multiple (i.e., more than one) individuals from the same species were recorded in the same image, we counted the record as one event. If multiple species were recorded on the same image, two events (one per species) were tabulated. The capture rate for each species $[(\text{number of individuals captured} / \text{total number of trap nights}) \times 100]$ was calculated per season (Rovero & Marshall, 2009).

Seasonal Activity Patterns

We performed all analyses in the R environment (R version 4.4.0) and produced graphical representations in the ggplot2 package (Wickham 2016). To define the diel phenotypes for each species detected across seasons (wet and dry), we used the Diel.Niche package (Gerber et al., 2024). The package, based on the distribution of events occurred in the three periods of light availability (e. g. twilight, daytime and night-time), assigns diel phenotypes probabilities (e. g. diurnal, nocturnal, crepuscular, and cathemeral) to the activity pattern. This recent quantitative framework is appropriate for relatively small sample sizes, which is advantageous for more cryptic species, like the woolly opossum. Besides, the model gives equal weight to the diel niche phenotypes, which is an advantage since the twilight period, often having way less available time, is frequently undervalued compared to other periods, despite a wide range of mammals species being crepuscular.

The Diel.Niche package offers a set of hypotheses, each proposing a quantitative definition of diel phenotypes according to different objectives (more details in Gerber et al., 2024). To evaluate potential seasonal differences in diel activity, we chose the General set to get model probabilities specific for each species and season. This model offers a more general approach to analyzing the period of activity than the traditional diel periods (e.g., diurnal, nocturnal, crepuscular, and cathemeral), detecting probabilities of variation in the cathemerality while also offering seven diel phenotype hypotheses across multiple time periods (e.g., nocturnal-crepuscular).

First, each individual detection event was classified into one of the three potential diel phenotypes: day, night, and twilight. For this classification, it is important to consider that the length of each period varies throughout the year. For example, in our study area, while on September 6, 2022, the day starts at 06:17 (sunrise end) and ends (sunset start) at 19:15; on

December 23, 2022, the day starts at 05:24 and ends at 20:21. To access the precise sun-time stages, we used the `suncalc` R package (Thieurmél & Elmarhraoui, 2019) in order to obtain (i) sunrise start, (ii) sunrise end (dawn), (iii) sunset start and (iv) sunset end (dusk) specific for each day of sampling. Following Gerber et al., (2024), we classified records between the sunrise end and the sunset start as daytime, while IEs between the sunset end and the sunrise start as nighttime. Finally, we classified events recorded between the sunset start and the sunset end, or between the sunrise start and sunrise end, as crepuscular.

First, the General set converts the occurrence data in a vector of IEs in each period; these frequencies depend on the respective probability of diel periods (e. g. twilight, daytime, and night-time). Then, each one of the frequencies is converted into a probabilistic multinomial model with linear inequality constraints on the probabilities. The total of the three diel periods probabilities is consistently one. The diel phenotype hypotheses were compared using Bayes factors, which estimates model parameters using a multinomial model with linear inequality constraints, which were used to derive a posterior model probability with 95% credible intervals. The diel niche model was fitted using 3 chains with 2000 iterations each and the first 1000 were discarded as burn-in. Using the model most supported by species, we plotted for both seasons the estimated probability of diel activity for the three diel periods.

Additionally, we used the circular kernel density analysis, a traditional approach that provides a more detailed view of the species activity within its diel phenotype. For example, while a diurnal animal has peak activity centered in the middle of the day, other diurnal species could rest in the same period and prefer to forage when the twilight approaches. After converting our activity data into radians, we used the `overlap` R package to estimate the circular kernel density distributions to describe activity patterns across the 24h period, with 95% confidence intervals obtained from 1000 bootstraps.

Space Use

We defined the detection rates for mammals as the number of independent events of the species detected at a given sampling station, divided by the number of days the camera was active during the period of interest (dry or wet season) (Parsons et al., 2017). To better visualize variation in the magnitude of space use we produced simple detecting-distribution

maps across the camera-trap locations. The data was separated into nocturnal and diurnal mammals.

To test whether locations highly used by diurnal and nocturnal mammals in one season are also the most used in the other season, we performed correlation tests using Pearson's coefficient. Specifically, we correlated the detection rates of each sampling location across dry and rainy seasons. Thus, if mammals consistently use the same locations across seasons, we expect a positive correlation between detection rates across dry and rainy seasons. Since some sampling stations had no detections (detection rate = 0), we also performed the non-parametric Spearman's correlation.

3. Results

During the 308 sampling days, cameras were active for 165 days in the dry season and 143 in the wet season, with an operation time ranging from 11 to 308 days (mean of 170 days). In total, we recorded 2,411 camera trap-days in the dry season and 980 in the wet season, summing up to 3,391 days. After analyzing 96,410 trigger events, we obtained 12,133 records of arboreal or semi-arboreal mammals. By applying the criteria for independent events, we obtained 9,158 IEs. Among the four species of mammals recorded (Fig. 2), the Black capuchin monkey (*S. nigritus*; hereafter referred to as capuchin monkey) accounted for approximately 83% of the detections, followed by the Paraguayan hairy dwarf porcupine (*Coendou spinosus*; hereinafter porcupine), with 14% IEs. The two marsupials recorded were the white-eared opossum (*Didelphis albiventris*; hereinafter “opossum”), accounting for ~4% of the IEs, and the woolly mouse opossum (*Caluromys philander*, hereinafter woolly opossum), which were recorded in 8% of the IEs.

Table 2. Detected species, number of independent events (IEs) and detection rate per 100 days for each species.

Order	Species	Number of IEs			Detection rate [(IEs /trap days) x 100]	
		Wet	Dry	Total	Wet	Dry
Didelphimorphia	Woolly mouse opossum (<i>C. philander</i>)	22	18	40	2.60	0.86
	White-eared opossum (<i>D. albiventris</i>)	223	114	337	26.39	5.46
Primates	Black-horned capuchin (<i>S. nigritus</i>)	2,801	4,742	7,543	331.47	227.43
Rodentia	Paraguayan hairy dwarf porcupine (<i>C. spinosus</i>)	705	533	1,238	83.43	25.56



Figure 2. Mammals detected by the cameras: A) Black-horned capuchin monkey (*S. nigritus*), B) Brazilian porcupine (*C. spinosus*), C) White-eared opossum (*D. albiventris*), D) Woolly mouse opossum (*C. philander*).

Table 3. Detection frequencies for each period, by season.

Species	IEs Wet season			IEs Dry season		
	Twilight	Day	Night	Twilight	Day	Night
<i>C. philander</i>	2	0	20	0	0	18
<i>D. albiventris</i>	12	8	197	7	1	105
<i>S. nigritus</i>	35	2,800	35	138	4,528	34
<i>C. spinosus</i>	55	15	636	39	15	478

Seasonal Activity Patterns

We did not observe seasonal diet activity differences for the four arboreal mammal species, with most species (three out of four) being classified consistently as nocturnal in both the dry and wet seasons. Notable, our models indicated a 100% probability of nocturnality for the white-eared-opossum and the porcupine in both seasons (Fig. 3). The model also estimated substantial nocturnality for the woolly opossum. However, as we obtained sporadic diurnal and crepuscular records of this species in both seasons, there was a small (between ~1% and 11%) probability of this species being classified as Diurnal-nocturnal or Crepuscular-nocturnal. In contrast, the capuchin monkey diel activity is consistently and unequivocally diurnal throughout the year (Fig. 3). The probabilities estimated for all species

can be found in Supplementary Material 6. We also ran as suggested by the model, a Gelman-Rubin diagnostic test, and all the values are very close to 1, suggesting that the chains converged well and that the posterior estimates are reliable (Supplementary Material 7 and 8).

The Kernel density distributions reveal similar results as the Bayesian diel niche analysis, but this classic approach allows us to explore some subtle seasonal changes in the species' diel activity (Fig. 4). Despite the woolly-opossum being the least detected species, we were able to detect some interesting patterns of variation in its diel niche. In both seasons, the species has increased its activity 1–2 hours after sunset, being uniformly active through the night. But, in the wet season this species exhibited a decrease in activity one hour before sunrise, while in the drier season, this reduced activity starts at midnight. The other marsupial in our detections, the white-eared opossum, started detections about half-hour before sunset on the wet season, which continued throughout the night and peaked at midnight, ceasing at sunrise. But in the dry season, opossums were observed beginning their activity at sunset, which increases until midnight. Their activity remained relatively constant until 04:00, when activity began to decline and stopped at the start of sunrise.

During the wet season, porcupines were first detected 1 hour before sunset, with a peak in activity observed between 22:00 and 03:00, before decreasing 1–2 hours before sunrise. In turn, in the dry season, these rodents started detections on the sunset, peaked in activity at around 20:00, and declined in activity 2 h before sunrise at 04:00. There is a decline until midnight, remaining constantly and declining 1 hour before sunrise, at 04:00. Although the porcupines' behavior was predominately nocturnal, with a certain amount of activity at dusk, they had occasional detections during the day.

Detections of capuchin monkeys in the wet season started at 06:00 (half an hour before sunrise) and increased sharply until 07:00. The number of detections remained constant until 14:00, when there was a slight drop, where peak activity occurred two hours after, at 17:00, and then, decreasing until sunset, at 19:00. The start of the activity is similar in the dry season, and the activity increases steadily until it reaches its peak at 17:00 as well. However, in the dry season, the monkeys had some crepuscular activity, ceasing it one hour after the twilight. In both seasons, there were detections during the night.

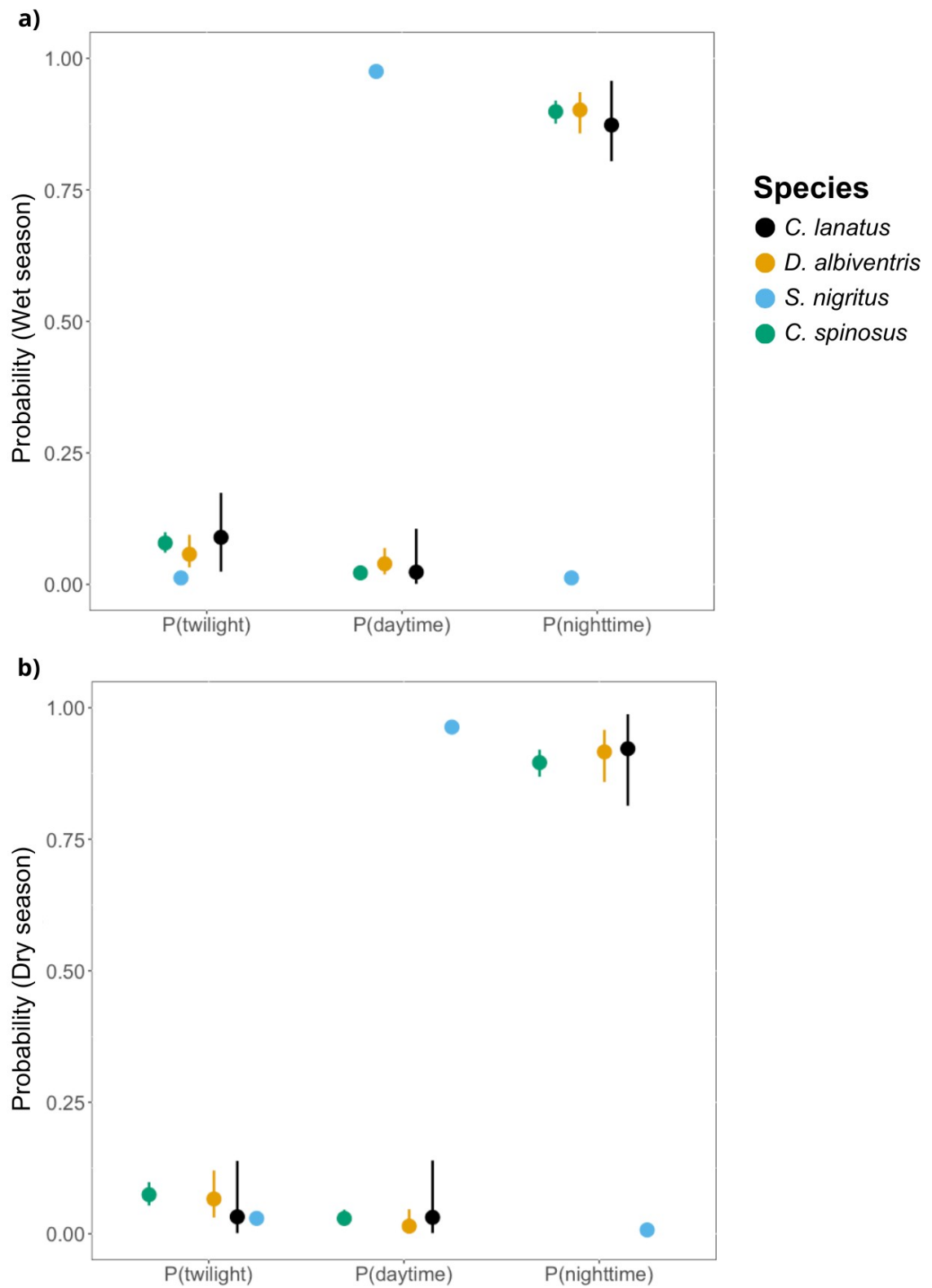


Figure 3. Posterior medians (with 95% credible intervals) of the probability of activity for each species, with parameters from the most supported models using the General hypothesis, a) Probability in Wet season, b) Probability in Dry season.

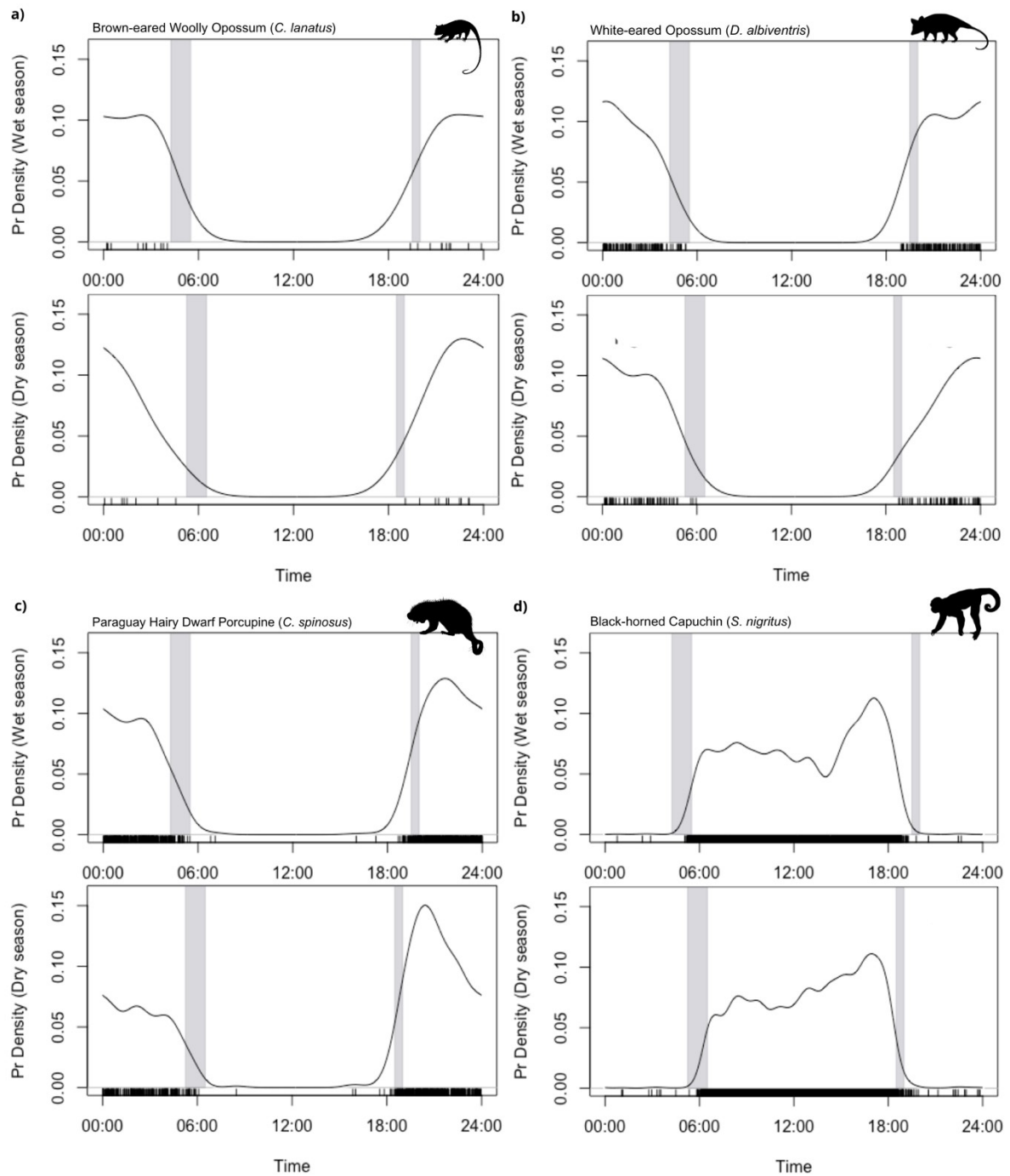


Figure 4. Seasonal patterns of diel activity of the four species that used the electric lines to locomote. a) Black-horned Capuchins (*S. nigritus*); b) Paraguay Hairy Dwarf Porcupine (*C. spinosus*); c) White-eared Opossum (*D. albiventris*) and d) Brown-eared Woolly Opossum (*C. lanatus*). The y-axis indicates the Circular Kernel Density Events and the x-axis, the timing of Independent Events (IEs). The gray polygons are the average sunrise and sunset times for each season. The time is depicted in solar time. Silhouette images from Phylopic.

Space use hot spots

Using the cameras trap detection rates, we created the detecting-distribution maps for diurnal (Fig. 5) and nocturnal mammals (Fig. 6). We present this distinction because the capuchin monkey is the only diurnal species and had most of the IEs. The overall capture rates and per species are presented in the Supplementary Material 5.

Overall, one of the cameras had no records of semiarboreal mammals, even though it had been running for 149 days without any defects (i.e., it captured the movement of pedestrians and birds). In the daytime activity graphs, represented here only by the capuchin monkeys, we can see that in some locations there were no activations for the species in the wet season. Interestingly, the highest rates in the wet season were concentrated at a few monitoring stations (Fig. 5). In turn, during the dry season, the highest rates were observed at different stations (Fig. 6). As a consequence, we did not observe a correlation between capture rates across seasons for diurnal mammals (Pearson's correlation: $r = 0.270$, $t = 1.087$, $df = 15$, $p = 0.294$; Spearman's correlation: $\rho = 0.288$, $S = 581.27$, $p = 0.263$), meaning that capuchin monkeys vary seasonally in the locations they explore the most. Some monitoring points with considerable activity in one season, had no records during the other. Accordingly, we also observed no spatial correlation in detection rates for nocturnal mammals (Pearson's correlation: $r = 0.199$, $t = 0.788$, $df = 15$, $p = 0.443$; Spearman's correlation: $\rho = 0.423$, $S = 471.14$, $p = 0.091$).

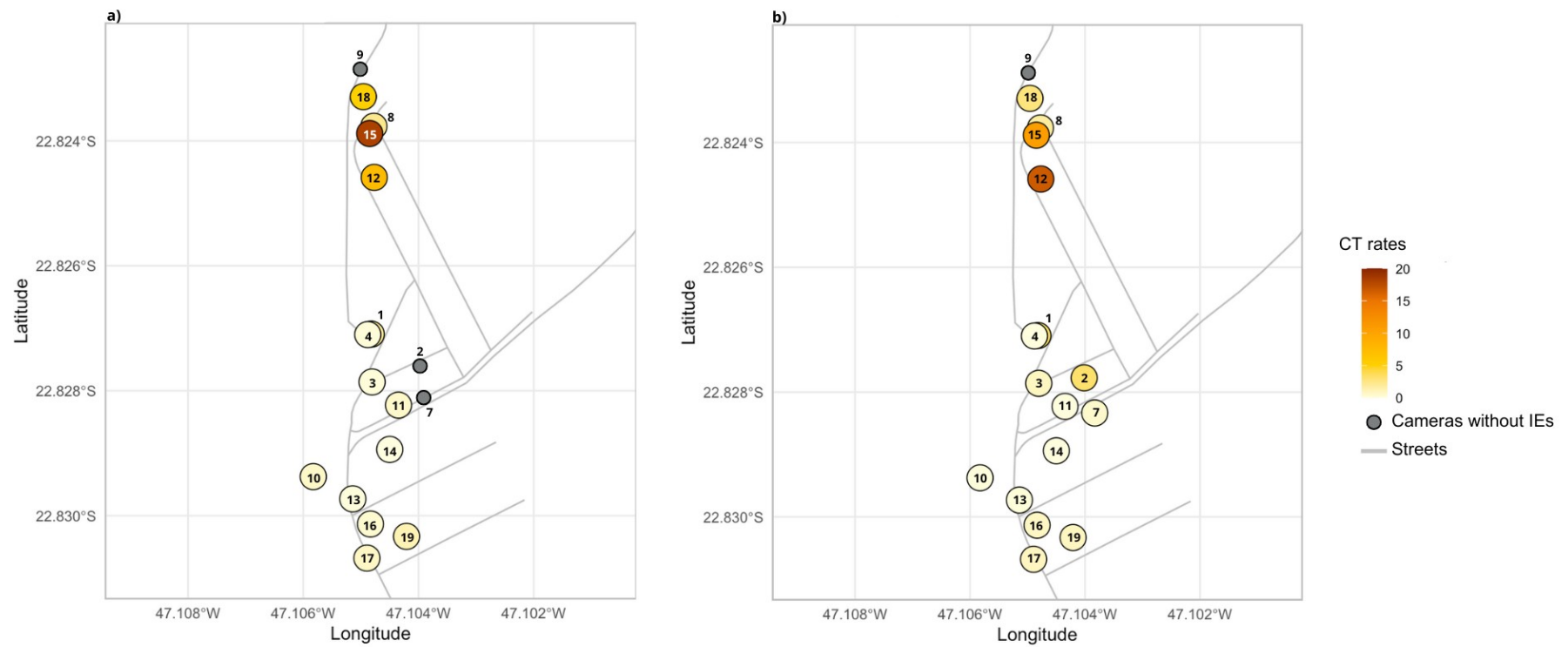


Figure 5. Camera trap rates (IEs/number of camera-trap days) for each sampling station. a) Diurnal arboreal mammals in wet season, b) Diurnal arboreal mammals in Dry season. The gray dots represent the sampling stations that did not have detections in the periods.

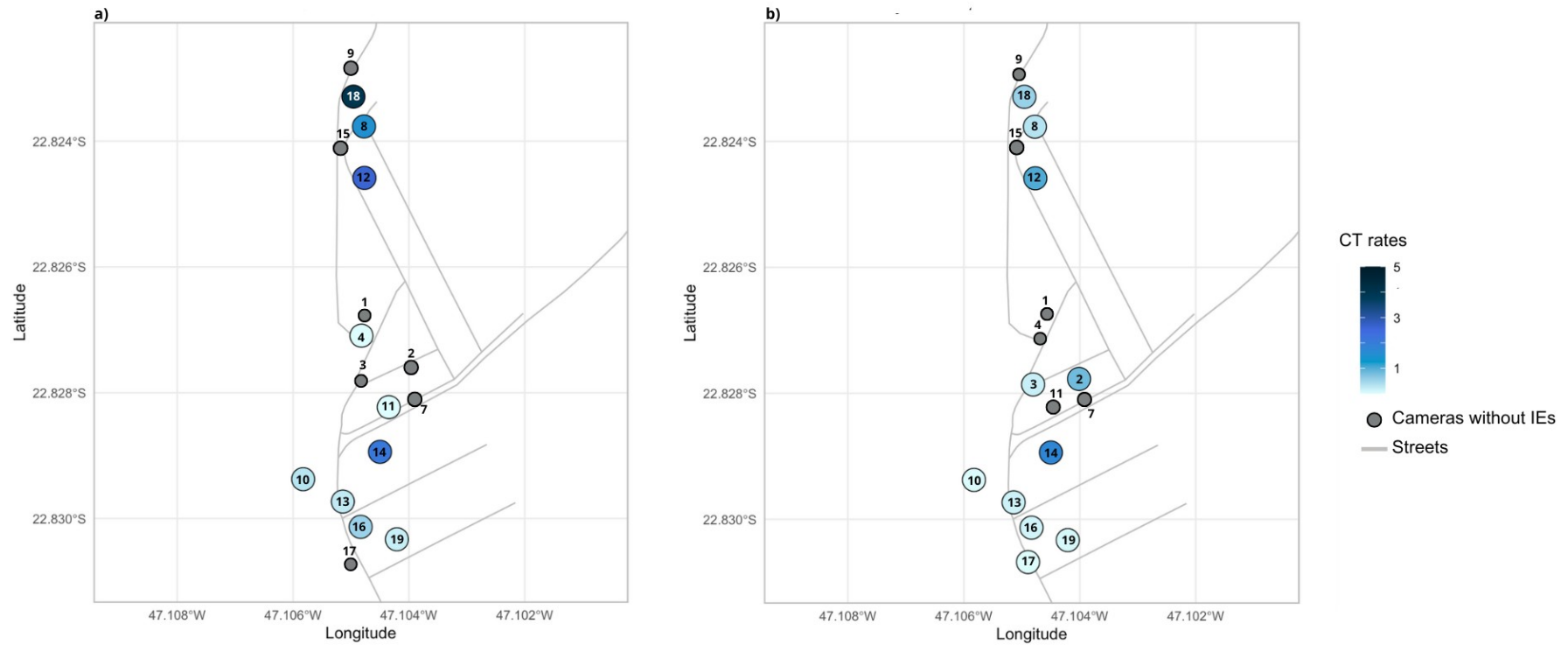


Figure 6. Camera trap rates (IEs/number of camera-trap days) for each sampling station. a) Nocturnal arboreal mammals in wet season, b) Nocturnal arboreal mammals in Dry season. The gray dots represent the sampling stations that did not have detections in the periods.

4. DISCUSSION

Understanding the diel niche of urban mammals is essential not only for assessing their behavioral adaptations to living in cities, but also to guide their conservation and to inform decision-makers. We studied the diel niche of animals that explore the urban matrix using power lines, which has direct implications on how we design urban spaces and the electricity distribution network. While previous research has focused on Northern Hemisphere terrestrial species, our study fills a gap in knowledge about arboreal and semiarboreal mammal species in tropical environments.

Given the numerous examples around the globe of urban mammals adjusting their activity patterns, we expected that diurnal species like primates would extend their activity in the urban space during the dry season, potentially exhibiting a more diurnal-crepuscular activity. In turn, nocturnal species would change their diel activity to a nocturnal-crepuscular or diurnal-nocturnal period. We observed no dramatic seasonal shifts in diel activity, despite some subtle variation for some species. In general, all the detected arboreal mammal species maintained activity patterns consistent with those described in the literature in natural habitats, suggesting that these species do not undergo strong diel niche shifts in urban spaces. Furthermore, we observed that some sampling stations had more detections than others, but these spatial differences were not consistent across seasons, indicating seasonal variation in space use patterns by both diurnal and nocturnal species.

An essential trait for animals to survive in human-dominated landscapes is the ability to discern between threatening and non-threatening stimuli (Bateman & Fleming, 2012). The nocturnal behavior is one of the most prevalent traits of urban mammals as it decreases overlap with the human activities and predators (Chatelain & Szulkin, 2020). Unfortunately, opossums and porcupines are often misunderstood by the local population, with many misguided beliefs about their natural history. Opossums are perceived like rodents and disease vectors, and usually cause aversion in people (Simioni et al., 2022), while porcupines have a reputation of being aggressive and launching their quills when threatened. Most accidents involve porcupines defending themselves from dogs, and direct contact is required for quilling to occur (Roze, 2012). In the region encompassing our study area, both species face frequent conflicts and physical aggression from humans or dogs. This problem, combined with car accidents, are the leading causes of injuries or deaths for these animals in Campinas city

(Todo Bicho Bom NGO, pers. communication). In urban areas, non-charismatic species such as raccoons and small rodents tend to become more nocturnal where human presence poses a lethal threat (Persons & Eason, 2017; Saito & Koike, 2013). For the nocturnal species in this study, their natural activity patterns may allow a safer movement in the urban matrix, especially when using the electric wires for locomotion. On the other hand, the diurnal capuchin monkeys are charismatic, and people living around urban forests may have a positive view of primates, even tolerating their opportunistic behavior unless they involve crop raiding (Suzin et al., 2017). This coexistence frequently results in food supplementation, which can help primates see humans and their spaces as non-threatening (Bicca-Marques, 2017). Among mammals, some species are more popular than others, which implies different levels of empathy towards these animals, with consequences for their conservation (Castillo-Huitrón et al., 2020). Behavioral plasticity is a key trait driving the success of wild mammals in urban landscapes, and understanding these dynamics is critical for the development of effective conservation strategies promoting human-wildlife coexistence (Santini et al., 2019).

Although our models did not detect any striking changes in the diel niche across seasons, we found slightly seasonal variations in species' diel activity. Surprisingly, while these species are relatively common in cities, there are just a few or no studies about their diel niches in urban areas. By comparing our results with previous studies in conserved areas, we observed consistent diel patterns across natural and urbanized areas. As an example, our results are similar to the arboreal activity of woolly opossums in Peru, starting discreetly at dusk and without peaks throughout the night (Gregory et al., 2022). In the MSG wet season, the species extended its activity slightly, remaining active until around 4 am. Studies about the species locomotory activity on French Guiana demonstrated that weaning females could extend their activity because of their increased dietary needs due to high milk production (Atramentowicz, 1982). *Caluromys lanatus* usually has a peak of births in the high productivity seasons (Papi, 2011), which could be the reason for this diel niche extension in the wet season, but more investigation about that should be done.

The two studies on the 24-hour diel activity of *D. albiventris* were conducted in more conserved areas, including Coastal Atlantic Forest (Oliveira-Santos et al., 2008) and Argentinian Piedmont forests (Albanesi & Jayat, 2016). In both, the species showed nocturnal activity, beginning after sunset, while our data shows the start of activity before dusk. In the Atlantic Forest fragment, *D. albiventris* has a peak at around 06:00, which gradually declined

until sunrise. Our data from the wet season is similar to the study conducted in Argentina, where the opossums had two peaks during the night (08:00 and 12:00). In the dry season, unlike the other studies, the highest peak is at 12:00, followed by another at 03:00. The drivers of this geographic variation in the activity patterns remain unclear and could be influenced by many environmental factors, including urbanization. Further studies in areas with varying levels of human influence are needed to better understand what drives variation in activity levels in space, as well as their implications for the behavior and ecology of this synanthropic species.

Despite the large geographic distribution of *C. spinosus* and its common presence in altered landscapes, we found no previous records on diel activity patterns for this species. A monitored *Coendou prehensilis* group in captivity had a peak activity at 02:00 (Roberts et al., 1985). A natural population of *Coendou ichillus* in the Peruvian Amazon had a similar diel niche pattern to our porcupine population, with the highest peak 1-2 hours after sunset, and a lower one 1-2 hours before the sunrise (Gregory et al., 2015). Interestingly, our species had a greater activity peak in the dry season, which could indicate that, when the urban forest has a lower productivity, as soon as the porcupines leave their diurnal resting shelters, they go to the urban environment to look for resources. However, a study of the seasonal feeding habits of these rodents in urban environments would be necessary, as very little is known about their natural history, even in more preserved areas (for further details, see Chapter 1).

While our study focuses on seasonality as a potential driver of variation in diel activity, other factors can also influence the diel activity of nocturnal mammals, such as moonlight. For example, Julien-Laferriere (1997), in French Guiana, observed increased activity in male woolly opossums during low or no moonlight periods. *Didelphis albiventris*, on the other hand, showed different patterns depending on the habitat. In Argentina, the species was more active on bright moonlight nights in Gran Chaco areas (Huck et al., 2017), while in humid forested area, the opossums increased its activity during periods of low luminosity (Albanesi & Jayat, 2016). Although there are no activity records for *C. spinosus*, a population of streaked dwarf porcupines (*C. ichillus*) in Peru was more active in lower light phases (Gregory et al., 2015). Moonlight avoidance is a strategy of small prey species, because carnivores increase their hunting efficiency on brighter nights (Bhatt et al., 2021). However, the influence of moonlight on urban mammals is still poorly understood, as areas with human influence may have a lower risk of predation (Shannon et al., 2014). Furthermore,

synanthropic sites have an increase in nocturnal environmental light from artificial sources, which may influence the movements, foraging, predation risk, development, and reproductive success of the species (Fardell & Dickman, 2023). Anthropogenic illumination may mask seasonal change cues, thus decreasing melatonin production in marsupials (Dimovski & Robert, 2018), which can, for example, delay Tammar Wallabies (*Macropus eugenii*) reproductive season (Robert et al., 2015). Further research to understand how moonlight and artificial lighting interact to shape the activity patterns of prey nocturnal mammals in urban environments is key to provide insights into how synanthropic species adapt to light pollution and whether it disrupts their natural behaviors, potentially leading to broader ecological and evolutionary consequences.

Our research on the diel niche of *Sapajus nigritus* identified similarities in activity patterns with a study that observed visit times at feeding platforms (Da Silva Lucas et al., 2024). Within the *Sapajus* genus, there are records of diel activity on the ground for *Sapajus cay* (Porfirio et al., 2017), and use of aerial fauna crossings for *Sapajus apella* in Peru (Gregory et al., 2022). As in this study, the detections started at sunrise and decreased until sunset, with two peaks during the day. Gregory et al. (2022) and Porfirio et al. (2017) also showed a reduction in activity around midday. For MSG capuchins, this decrease in activity was more profound in the wet season, which could be an adjustment to the higher temperatures. For primates, reducing the level of activity can be a strategy to avoid thermal stress during the hottest hours of the day, and has been observed in marmosets (*Callithrix jacchus*) (Abreu et al., 2016), chimpanzees (*Pan troglodytes verus*) (Pruetz & Bertolani, 2009) and baboons (*Papio cynocephalus*) (Stelzner, 1988). Even though we did not register the “resting” behavior for the capuchins on electric lines (Chapter 1), it is common to observe them resting in trees near the butterfly garden (personal obs.) (Fig. 6.A). Furthermore, in both seasons, the prominent peak of activity was close to the sunset, which may be associated with search for trophic resources before heading to the sleeping site. To clarify this, more studies on the behavior and foraging activities of these primates inside and outside MSG are needed. Among these, it is important to investigate not only natural factors such as seasonality, but also anthropogenic variables, including the level of urbanization and the impacts of noise and light pollution, since these are known to affect the behavior of some urban primates populations (Sobroza et al., 2023).

Despite our models revealing a strong diurnal diel niche for *S. nigritus*, we obtained a non-negligible number of records of this species active during night ($n=69$) (Fig. 6.B). Except for the owl monkeys (*Aotus sp.*), anthropoid primates are all categorized as diurnal, and it is generally assumed to be inactive at night (Russell et al., 2013). However, nocturnal activity has been registered for some species, like olive baboons (*Papio anubis*) and vervet monkeys (*Chlorocebus pygerythrus*), Japanese macaques (*Macaca fuscata*), and chimpanzees (*Pan troglodytes*) (Isbell & Bidner, 2016; Nishikawa & Mochida, 2010; Tagg et al., 2018). Considering the logistical and practical obstacles of carrying out nocturnal observations, with the advance of monitoring technologies, it is likely that more discoveries will be made about the nocturnal behavior of primates, including neotropical species. The use of arboreal camera-trapping could advance the investigations of the drivers of night activity in diurnal primates, contributing to a better understanding of their diel active patterns and socio-ecology (Tan et al., 2013).

We observed an evident spatial structure in the use of electrical wires as movement corridors for mammals, with some sampling stations concentrating most of the detections. Interestingly, the only sampling site without any detection across seasons is located at the most peripheral part of the neighborhood, an area with lower socio-economic development (pers. observation). Overall, living in greener urban environments (e.g., higher plant diversity and tree cover) is commonly associated with socio-economic factors, in the so-called ‘luxury effect’, where wealthier human communities experience greater local biodiversity (Hope et al., 2003; Mills et al., 2016). Although in our study area, arboreal mammals have adapted to using the electric lines as an extension of the canopy, trees in urban environments function as shelter, substrate and food for many species (Mendonça-Santos, 2021; Wood & Esaian, 2020), so consequently, these structural socioeconomic differences in our study landscape may be restricting the occurrence of arboreal mammals in some areas where access to resources is limited. This hypothesis remains to be tested. The spatial and socioeconomic signatures of environmental quality not only bring direct benefits to human welfare, such as climate regulation (Nuruzzaman, 2015) but could also be a crucial point for sustaining the diversity and well-being of the urban canopy mammals community (Schell et al., 2020; Wilkinson et al., 2025).

Despite this specific location, the butterfly garden area had the highest detection rates for capuchin monkeys, and for nocturnal mammals in the wet season. As mentioned in

Chapter 1, a large proportion of the capuchin monkeys' diet consists of human feeding resources. Some studies have shown that primates, when feeding on urban food sources, tend to spend a large part of their daily activity in these areas, because the resources are much more predictable, and the costs and risks of foraging are relatively low (Gregory et al., 2022). There is a possibility that the residents in this area are more receptive to the primates and provide them with food (Fig. 7.A and B), or simply that people do not close their rubbish bins properly (Fig. 7.C and D). The constant supplementation attenuates the seasonality effect for urban primates, but an anthropogenic diet has consequences and can be harmful to the population over time (as discussed in Chapter 1).



Figure 6. A) Individual of *Sapajus nigritus* resting near the butterfly garden (image by the author) and B) Nocturnal activity of *S. nigritus* recorded by a camera trap.

On the other hand, interestingly, for both nocturnal and diurnal groups, the sampling stations with higher capture rates in the wet season were not the same ones in the dry season. This suggests a seasonally dynamic patterns of space use in our study system. For many mammals, gardens, backyards and street vegetation represent an essential source of anthropogenic resources in the urban environment (Van Helden et al., 2020; Wood & Esaian, 2020; Yabsley et al., 2022). A significant part of urban vegetation is composed of exotic species, whose flowering and fruiting periods differ from those of the indigenous plants, thus providing food for many taxa in otherwise resource-scarce seasons (Gray & Van Heezik, 2016; Koyama et al., 2018). For example, a very common exotic species in the urban area is the blackberry (*M. nigra*), whose fruiting in 2023 occurred from June to August (personal observation). In contrast, inside the reserve, the fruiting period of native trees occurs from December to February (José, 2024). The mixed composition of native and exotic flora in the MSG surroundings, in addition to other food resources such as garbage and pet food, creates alternatives to wildlife obtain resources even during the low productive season. This

heterogeneous mosaic of resources in time and space may have a strong influence on the distribution of animals throughout the seasons.



Figure 7. Pedestrians providing food to *S. nigritus* individuals.

Other factors influencing the movement of arboreal mammals in urban spaces may include the availability of shelter, as observed in Australian marsupials (Van Helden et al., 2020), the permeability of the substrate, like vegetation structure (e.g., connections between wire networks and tree canopies) (De Andrade, 2022), and the presence of potential antagonists (Chaves et al., 2022). While predators, like dogs, do not pose a risk when animals

are in the wires or trees, they become a threat when they descend to forage for anthropogenic resources, like pet food or waste. Since mammals may use the matrix differently in breeding periods (Elliot et al., 2014), the phenology of life history events also play a role in how urban wildlife navigate urban landscapes, such as individuals seeking mates or lactating females leaving their young in nests to forage, a behaviour present in woolly opossums and porcupines. The complex combination of all these elements, from landscape characteristics to species and individual traits, shapes the urban landscape in a mosaic of opportunities and risks that can be constant, vary seasonally or even daily.



Figure 8. *S. nigritus* feeding on anthropogenic food while foraging in open waste deposits. Images courtesy of João Victor Verçosa.

Although the use of electric wires for movement poses a significant threat to many species in urban and peri-urban areas of developing countries, no such incidents were recorded in the study area, probably due to the wires being insulated (CPFL, pers. communication). Wildlife aerial crossings offer a safer alternative, and their implementation is already underway in some urban areas of the country (Fig. 8) (Teixeira et al., 2013). However, their construction and maintenance can be costly, making it essential to strategically select locations based on the arboreal species natural history and focusing on areas most frequented by canopy animals, maximizing the ecological impact of these structures. Interestingly, in Costa Rica, in areas where both electric/telephone cables and wildlife canopy crossings were available, no significant difference was observed in their use by the arboreal mammals, suggesting that these animals tend to explore the structures that are most accessible, regardless of whether they are designed specifically for wildlife or not (Laidlaw et al., 2021). Considering that animals are accustomed to moving through the electric cable networks, a cost-effective solution to improve the connectivity of urban populations of arboreal mammals is, alongside the installation of canopy bridges, to create safe and wildlife-friendly electrical cable networks. Considering the fact that animals are already used to locomote using the electric cables networks, a cost-effective solution to improve the connectivity of urban populations of arboreal mammals is to create safe and wildlife-friendly electrical cable networks. Some measures that have proved effective are the installation of shields on electric poles, as well as the capping of wires, which ensured the safety for mammals and birds that rely on them as a substrate (Dittus, 2020). In this context, initiatives such as the PL (Brazilian Bill) No. 564/2023, which establishes the Policy for the Prevention of Electrical Accidents Involving Wildlife (Política de Prevenção de Acidentes Elétricos com Animais Silvestres, in Portuguese), address modifications in Brazil's electrical infrastructure, through the adoption of safer technologies and planning measures in energy distribution systems. These include the installation of protective devices (such as cones or shields) on poles near forested areas and conservation units, the creation of ecological corridors, the correction of technical flaws in infrastructure, and the use of insulated materials to prevent shocks.



Figure 8. Aerial wildlife crossings in Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Image courtesy of Mariano Pairot.

To the best of our knowledge, this is the first description of diel niche activity for the Paraguayan hairy dwarf porcupine (*C. spinosus*), and the first for white-eared possums (*D. albiventris*) and woolly possums (*C. lanatus*) in urban areas. Surprisingly, studies about arboreal mammals in urban environments are scarce, highlighting the need to fill these evident gaps about their ecology and natural history to ultimately inform decision-makers about conservation strategies in urban settings. The integration of ecology into urban planning is critical to mitigate the adverse effects of urbanization on arboreal mammals and ensuring their persistence in urban landscapes. Key actions include the creation and maintenance of urban green areas, ensuring canopy connectivity to favor movement and connection, and the implementation of environmental education programs for local residents. Practical and effective measures, such as close waste deposits properly, keeping pets and their food inside residences during the nocturnal mammal's peak activity, and planting indigenous tree species that provide shelter and food for wildlife, can further enhance a friendly and safer coexistence between humans and urban mammal fauna.

5. CONCLUSION

Together, our results shed new light on the neglected ecology and natural history of mammals that explore the urban spaces using electric cables. Despite the urban influence, MSG's canopy mammals maintain their diel activity patterns similar to those in more preserved habitats. While we observed overall seasonal consistency in diel patterns across species, our results also suggest that ecological and anthropogenic factors, such as resource availability and human presence may influence activity patterns in time and space. The use of power lines as a canopy substitute is an example of how behavioral plasticity is an essential trait for mammals in urban spaces, emphasizing the need for urban planning to explicitly incorporate wildlife conservation. Measures to ensure that this behavior is maintained in urban spaces without risks to the lives of mammals using power lines are crucial to maintain essential ecosystem services provided by these species, such as seed dispersal, pollination and pest control. Ultimately, ensure landscapes where mammals can move safely contribute to a more diverse, healthier and resilient urban ecosystem, creating cities that benefit both biodiversity and human well-being.

5. REFERENCES

- Abreu, F., De La Fuente, M. F. C., Schiel, N., & Souto, A. (2016). Feeding ecology and behavioral adjustments: Flexibility of a small neotropical primate (*Callithrix jacchus*) to survive in a semiarid environment. *Mammal Research*, 61(3), 221–229. <https://doi.org/10.1007/s13364-016-0262-4>
- Albanesi, Sebastián A, Jayat, J. Pablo, & Brown, Alejandro D. (2016). Patrones de actividad de mamíferos de medio y gran porte en el pedemonte de Yungas del noroeste argentino. *Mastozoología neotropical*, 23(2), 335-358.
- Andersson, E., Barthel, S., & Ahrné, K. (2007). Measuring social–ecological dynamics behind the generation of ecosystem services. *Ecological Applications*, 17(5), 1267–1278. <https://doi.org/10.1890/06-1116.1>
- Astiazarán-Azcárraga, A., Delfín-Alfonso, C. A., Lira-Noriega, A., Prieto-Torres, D. A., & Gallina-Tessaro, S. (2024). Neotropical non-primate canopy mammals: Historical trends, omissions, and geographic gaps in the knowledge. *Mammal Review*, mam.12376. <https://doi.org/10.1111/mam.12376>
- Atramentowicz, M. (1982). Influence du milieu sur l’activité locomotrice et la reproduction de *Caluromys philander* (L.). *Revue d’Écologie (La Terre et La Vie)*, 36(3), 373–395. <https://doi.org/10.3406/revec.1982.4383>
- Bateman, P. W., & Fleming, P. A. (2012). Big city life: Carnivores in urban environments. *Journal of Zoology*, 287(1), 1–23. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00887.x>
- Berger, J. (2007). Fear, human shields and the redistribution of prey and predators in protected areas. *Biology Letters*, 3(6), 620–623. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0415>
- Bhatt, U., Singh Adhikari, B., Habib, B., & Lyngdoh, S. (2021). Temporal interactions and moon illumination effect on mammals in a tropical semievergreen forest of Manas National Park, Assam, India. *Biotropica*, 53(3), 831–845. <https://doi.org/10.1111/btp.12917>
- Bicca-Marques, J. C. (2017). Urbanization (and Primate Conservation). Em M. Bezanson, K. C. MacKinnon, E. Riley, C. J. Campbell, K. A. I. (Anna) Nekaris, A. Estrada, A. F. Di Fiore, S. Ross, L. E. Jones-Engel, B. Thierry, R. W. Sussman, C. Sanz, J. Loudon, S. Elton, & A. Fuentes (Orgs.), *The International Encyclopedia of Primatology* (1° ed, p. 1–5). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781119179313.wbprim0153>
- Birnie-Gauvin, K., Peiman, K. S., Gallagher, A. J., De Bruijn, R., & Cooke, S. J. (2016). Sublethal consequences of urban life for wild vertebrates. *Environmental Reviews*, 24(4), 416–425. <https://doi.org/10.1139/er-2016-0029>
- Carter, N. H., Shrestha, B. K., Karki, J. B., Pradhan, N. M. B., & Liu, J. (2012). Coexistence between wildlife and humans at fine spatial scales. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(38), 15360–15365. <https://doi.org/10.1073/pnas.1210490109>

Castillo-Huitrón, N. M., Naranjo, E. J., Santos-Fita, D., & Estrada-Lugo, E. (2020). The Importance of Human Emotions for Wildlife Conservation. *Frontiers in Psychology*, 11, 1277. <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2020.01277>

Chapman, P. M. (2018). Chapman, P. M. (2018). Prospects for mammals in Borneo's selectively-logged tropical forests: looking beyond species richness and abundance. *Doctoral dissertation, Imperial College London*.

Chatelain, M., & Szulkin, M. (2020). Mammals in urban environments. Em I. Douglas, P. M. L. Anderson, D. Goode, M. C. Houck, D. Maddox, H. Nagendra, & T. P. Yok (Orgs.), *The Routledge Handbook of Urban Ecology* (2^o ed, p. 383–398). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780429506758-33>

Chaves, Ó. M., Júnior, J. C. S., Buss, G., Hirano, Z. M. B., Jardim, M. M. A., Amaral, E. L. S., Godoy, J. C., Peruchi, A. R., Michel, T., & Bicca-Marques, J. C. (2022). Wildlife is imperiled in peri-urban landscapes: Threats to arboreal mammals. *Science of The Total Environment*, 821, 152883. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152883>

Clark, C. J., Poulsen, J. R., & Parker, V. T. (2001). The Role of Arboreal Seed Dispersal Groups on the Seed Rain of a Lowland Tropical Forest¹. *Biotropica*, 33(4), 606–620. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2001.tb00219.x>

Crosmar, W., Valeix, M., Fritz, H., Madzikanda, H., & Côté, S. (2012). African ungulates and their drinking problems: hunting and predation risks constrain access to water. *Animal Behaviour*, 83, 145–153. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2011.10.019>.

Cudney-Valenzuela, S. J., Arroyo-Rodríguez, V., Morante-Filho, J. C., Toledo-Aceves, T., & Andresen, E. (2023). Tropical forest loss impoverishes arboreal mammal assemblages by increasing tree canopy openness. *Ecological Applications*, 33(1), e2744. <https://doi.org/10.1002/eap.2744>

Da Silva Lucas, P., Ruiz Miranda, C. R., Alves-Eigenheer, M., Francisco, T. M., Martins, A. F., & Soares, C. (2024). Assessment of the Risk Posed by Interspecific Encounters on Baited Capture Platforms for Monitoring an Endangered Platyrrhine. *International Journal of Primatology*, 45(4), 887–912. <https://doi.org/10.1007/s10764-024-00424-8>

Davison, C. W., Chapman, P. M., Wearn, O. R., Bernard, H., & Ewers, R. M. (2019). Shifts in the demographics and behavior of bearded pigs (*Sus barbatus*) across a land-use gradient. *Biotropica*, 51(6), 938–948. <https://doi.org/10.1111/btp.12724>

De Andrade, A. C. (2022). Density of marmosets in highly urbanized areas and the positive effect of arboreous vegetation. *Urban Ecosystems*, 25(1), 101–109. <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01131-5>

Dimovski, A. M., & Robert, K. A. (2018). Artificial light pollution: Shifting spectral wavelengths to mitigate physiological and health consequences in a nocturnal marsupial mammal. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological and Integrative Physiology*, 329(8–9), 497–505. <https://doi.org/10.1002/jez.2163>

Dittus, W. P. J. (2020). Shields on Electric Posts Prevent Primate Deaths: A Case Study at Polonnaruwa, Sri Lanka. *Folia Primatologica*, 91(6), 643–653.

<https://doi.org/10.1159/000510176>

Elliot, N. B., Cushman, S. A., Macdonald, D. W., & Loveridge, A. J. (2014). The devil is in the dispersers: Predictions of landscape connectivity change with demography. *Journal of Applied Ecology*, 51(5), 1169–1178. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12282>

Elmqvist, T., Andersson, E., McPhearson, T., Bai, X., Bettencourt, L., Brondizio, E., Colding, J., Daily, G., Folke, C., Grimm, N., Haase, D., Ospina, D., Parnell, S., Polasky, S., Seto, K. C., & Van Der Leeuw, S. (2021). Urbanization in and for the Anthropocene. *Npj Urban Sustainability*, 1(1), 6. <https://doi.org/10.1038/s42949-021-00018-w>

Fardell, L. L., & Dickman, C. R. (2023). Marsupials in Urban Environments: Risks and Rewards. Em N. C. Cáceres & C. R. Dickman (Orgs.), *American and Australasian Marsupials* (p. 1–32). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-88800-8_52-1

Frey, S., Volpe, J. P., Heim, N. A., Paczkowski, J., & Fisher, J. T. (2020). Move to nocturnality not a universal trend in carnivore species on disturbed landscapes. *Oikos*, 129(8), 1128–1140. <https://doi.org/10.1111/oik.07251>

Galetti, M., & Sazima, I. (2006). Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. *Natureza & conservação*, 4(1), 58–63.

Gallo, T., Fidino, M., Gerber, B., Ahlers, A. A., Angstmann, J. L., Amaya, M., Concilio, A. L., Drake, D., Gay, D., Lehrer, E. W., Murray, M. H., Ryan, T. J., St Clair, C. C., Salsbury, C. M., Sander, H. A., Stankowich, T., Williamson, J., Belaire, J. A., Simon, K., & Magle, S. B. (2022). Mammals adjust diel activity across gradients of urbanization. *eLife*, 11, e74756. <https://doi.org/10.7554/eLife.74756>

Gallo, T., Fidino, M., Lehrer, E. W., & Magle, S. (2019). Urbanization alters predator-avoidance behaviours. *Journal of Animal Ecology*, 88(5), 793–803. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12967>

Gaynor, K., Hohnowski, C., Carter, N., & Brashares, J. (2018). The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science*, 360, 1232 - 1235. <https://doi.org/10.1126/science.aar7121>.

Gerber, B. D., Devarajan, K., Farris, Z. J., & Fidino, M. (2024). A model-based hypothesis framework to define and estimate the diel niche via the ‘Diel.Niche’ R package. *Journal of Animal Ecology*, 93(2), 132–146. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.14035>

Gilbert, N. A., McGinn, K. A., Nunes, L. A., Shipley, A. A., Bernath-Plaisted, J., Clare, J. D. J., Murphy, P. W., Keyser, S. R., Thompson, K. L., Maresh Nelson, S. B., Cohen, J. M., Widick, I. V., Bartel, S. L., Orrock, J. L., & Zuckerberg, B. (2023). Daily activity timing in the Anthropocene. *Trends in Ecology & Evolution*, 38(4), 324–336. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.10.008>

Gottsberger, B., & Gruber, E. (2004). Temporal partitioning of reproductive activity in a neotropical anuran community. *Journal of Tropical Ecology*, 20(3), 271–280. <https://doi.org/10.1017/S0266467403001172>

Gray, E. R., & Van Heezik, Y. (2016). Exotic trees can sustain native birds in urban woodlands. *Urban Ecosystems*, 19(1), 315–329. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0493-1>

Gregory, T., Abra, F., Linden, B., Nekaris, K. A. I., Soanes, K., & Teixeira, F. Z. (2022). A new window into canopy bridges as a mitigation strategy for arboreal mammals. *Folia Primatologica*, 93(3–6), 197–203. <https://doi.org/10.1163/14219980-930306IN>

Gregory, T., Carrasco-Rueda, F., Balbuena, D., & Kolowski, J. (2022). Rush hour: Arboreal mammal activity patterns in natural canopy bridges in the Peruvian Amazon. *Folia Primatologica*, 93(3–6), 465–477. <https://doi.org/10.1163/14219980-20211209>

Gregory, T., Lunde, D., Zamora Meza, H. T., & Carrasco-Rueda, F. (2015). Records of *Coendou ichillus* (Rodentia, Erethizontidae) from the Lower Urubamba Region of Peru. *ZooKeys*, 509, 109–121. <https://doi.org/10.3897/zookeys.509.9821>

Hansen, C. P., Kays, R., & Millspaugh, J. J. (2024). From backyard to backcountry: Changes in mammal communities across an urbanization gradient. *Journal of Mammalogy*, 105(1), 175–191. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyad110>

Hansen, C. P., Parsons, A. W., Kays, R., & Millspaugh, J. J. (2020). Does Use of Backyard Resources Explain the Abundance of Urban Wildlife? *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 570771. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.570771>

Hope, D., Gries, C., Zhu, W., Fagan, W. F., Redman, C. L., Grimm, N. B., Nelson, A. L., Martin, C., & Kinzig, A. (2003). Socioeconomics Drive Urban Plant Diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100(15), 8788–8792.

Huck, M., Juarez, C. P., Rotundo, M. A., Dávalos, V. M., & Fernandez-Duque, E. (2017). Mammals and their activity patterns in a forest area in the Humid Chaco, northern Argentina. *Check List*, 13(4), 363–378. <https://doi.org/10.15560/13.4.363>

Hunter, P. (2007). The human impact on biological diversity: How species adapt to urban challenges sheds light on evolution and provides clues about conservation. *EMBO reports*, 8(4), 316–318.

Ikeda, T., Uchida, K., Matsuura, Y., Takahashi, H., Yoshida, T., Kaji, K., & Koizumi, I. (2016). Seasonal and Diel Activity Patterns of Eight Sympatric Mammals in Northern Japan Revealed by an Intensive Camera-Trap Survey. *PLOS ONE*, 11(10), e0163602. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0163602>

Isbell, L. A., & Bidner, L. R. (2016). Vervet monkey (*Chlorocebus pygerythrus*) alarm calls to leopards (*Panthera pardus*) function as a predator deterrent. *Behaviour*, 153(5), 591–606. <https://doi.org/10.1163/1568539X-00003365>

José, Rílary da Silva Ântonio. (2024). Ecologia alimentar, padrão de atividades de *Alouatta guariba clamitans*, cabrera, 1940 (atelidae: primates) e mudanças na cobertura da vegetação

em um remanescente de floresta estacional semidecídua atlântica. *Tese de mestrado*. Universidade Estadual de Campinas.

Julien-Lafferriere, D. (1997). The Influence of Moonlight on Activity of Woolly Opossums (*Caluromys philander*). *Journal of Mammalogy*, 78(1), 251–255.

<https://doi.org/10.2307/1382659>

Kowarik, I. (2011). Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159(8–9), 1974–1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>

Koyama, A., Egawa, C., Taki, H., Yasuda, M., Kanzaki, N., Ide, T., & Okabe, K. (2018). Non-native plants are a seasonal pollen source for native honeybees in suburban ecosystems. *Urban Ecosystems*, 21(6), 1113–1122. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0793-3>

Kronfeld-Schor, N., & Dayan, T. (2003). Partitioning of Time as an Ecological Resource. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 153–181.

<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132435>

Kuijper, D. P. J., Sahlén, E., Elmhagen, B., Chamaillé-Jammes, S., Sand, H., Lone, K., & Cromsigt, J. P. G. M. (2016). Paws without claws? Ecological effects of large carnivores in anthropogenic landscapes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1841), 20161625. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1625>

Laidlaw, K., Broadbent, E., & Eby, S. (2021). Effectiveness of aerial wildlife crossings: Do wildlife use rope bridges more than hazardous structures to cross roads?. *Revista de Biología Tropical*, 69(3), 1138-1148.

Lousa, T. C., Camargo, M. R., Sacramento, T. S., & Mendes, F. D. C. (2024). Feeding Platforms as an Effective Strategy to Prevent the Consumption of Refuse by Urban Populations of Capuchin Monkeys (*Sapajous libidinosus*). *American Journal of Primatology*, e23688. <https://doi.org/10.1002/ajp.23688>

Lousa, T. C., De Grande, T. O., & Mendes, F. D. C. (2022). Time budget and foraging strategies of two provisioned groups of tufted capuchin monkeys, *Sapajus libidinosus*, in a small, seasonal urban forest fragment. *Primates*, 63(4), 387–395.

<https://doi.org/10.1007/s10329-022-00993-3>

Marques, R. V., & Fábian, M. E. (2018). Daily activity patterns of medium and large neotropical mammals during different seasons in an area of high-altitude Atlantic rain forest in the South of Brazil. *Rev Bras Zoociências*, 19(3), 38-64.

Mazué, F., Guerbois, C., Fritz, H., Rebout, N., & Petit, O. (2023). Less bins, less baboons: Reducing access to anthropogenic food effectively decreases the urban foraging behavior of a troop of chacma baboons (*Papio hamadryas ursinus*) in a peri-urban area. *Primates*, 64(1), 91–103. <https://doi.org/10.1007/s10329-022-01032-x>

Mendonça-Santos, R. G., Antoniazzi, R., Camarota, F., dos Reis, Y. T., & Viana-Junior, A. B. (2023). Scattered trees as crucial elements in maintaining urban diversity: A case study with canopy ants in a biodiversity hotspot. *Acta Oecologica*, 118, 103894.

- Mills, J. R., Cunningham, P., & Donovan, G. H. (2016). Urban forests and social inequality in the Pacific Northwest. *Urban Forestry & Urban Greening*, 16, 188–196. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.02.011>
- Nishikawa, M., & Mochida, K. (2010). Coprophagy-related interspecific nocturnal interactions between Japanese macaques (*Macaca fuscata yakui*) and sika deer (*Cervus nippon yakushimae*). *Primates*, 51(2), 95–99. <https://doi.org/10.1007/s10329-009-0182-x>
- Nuruzzaman, Md. (2015). Urban Heat Island: Causes, Effects and Mitigation Measures - A Review. *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, 3(2), 67. <https://doi.org/10.11648/j.ijema.20150302.15>
- O'Connell, A. F., Nichols, J. D., & Karanth, K. U. (Eds.). (2011). *Camera Traps in Animal Ecology*. Springer Japan. <https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4>
- Oliveira-Santos, L. G. R., Tortato, M. A., & Graipel, M. E. (2008). Activity pattern of Atlantic Forest small arboreal mammals as revealed by camera traps. *Journal of Tropical Ecology*, 24(05), 563–567. <https://doi.org/10.1017/S0266467408005324>
- Keyes O., Hopkins, P., Temple-Wood, R., Lahiri, M. (2015). *exif: Read EXIF Metadata from JPEGs* (p. 0.1.0) [Dataset]. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.exif>
- Papi, B. S. (2011). *Uso do espaço do marsupial Caluromys philander (Didelphimorphia, Didelphidae) no Parque Nacional da Serra dos Órgãos-Rio de Janeiro, Brasil*. Universidade do Estado do Rio de Janeiro.
- Parsons, A. W., Forrester, T., McShea, W. J., Baker-Whatton, M. C., Millspaugh, J. J., & Kays, R. (2017). Do occupancy or detection rates from camera traps reflect deer density? *Journal of Mammalogy*, 98(6), 1547–1557. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyx128>
- Pataki, D. E. (2015). Grand challenges in urban ecology. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 3. <https://doi.org/10.3389/fevo.2015.00057>
- Persons, W. E., & Eason, P. (2017). Human activity and habitat type affect perceived predation risk in urban white-footed mice (*Peromyscus leucopus*). *Ethology*, 123(5), 348–356. <https://doi.org/10.1111/eth.12604>
- Porfirio, G., Santos, F. M., Foster, V., Nascimento, L. F., Macedo, G. C., Barreto, W. T. G., Fonseca, C., & Herrera, H. M. (2017). Terrestriality of Wild *Sapajus cay* (Illiger, 1815) as Revealed by Camera Traps. *Folia Primatologica*, 88(1), 1–8. <https://doi.org/10.1159/000464148>
- Pruetz, J., & Bertolani, P. (2009). Chimpanzee (*Pan troglodytes verus*) Behavioral Responses to Stresses Associated with Living in a Savannah-Mosaic Environment: Implications for Hominin Adaptations to Open Habitats. *PaleoAnthropology*, 2009, 252–262. <https://doi.org/10.4207/PA.2009.ART33>
- Refinetti, R. (2008). The diversity of temporal niches in mammals. *Biological Rhythm Research*, 39(3), 173–192. <https://doi.org/10.1080/09291010701682690>

- Riley, S. P. D., Sauvajot, R. M., Fuller, T. K., York, E. C., Kamradt, D. A., Bromley, C., & Wayne, R. K. (2003). Effects of Urbanization and Habitat Fragmentation on Bobcats and Coyotes in Southern California. *Conservation Biology*, 17(2), 566–576. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01458.x>
- Ritzel, K., & Gallo, T. (2020). Behavior Change in Urban Mammals: A Systematic Review. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 576665. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.576665>
- Robert, K. A., Lesku, J. A., Partecke, J., & Chambers, B. (2015). Artificial light at night desynchronizes strictly seasonal reproduction in a wild mammal. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1816), 20151745. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1745>
- Roberts, M., Brand, S., & Maliniak, E. (1985). The Biology of Captive Prehensile-Tailed Porcupines, *Coendou prehensilis*. *Journal of Mammalogy*, 66(3), 476–482. <https://doi.org/10.2307/1380922>
- Rovero, F., & Marshall, A. R. (2009). Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology*, 46(5), 1011–1017. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01705.x>
- Roze, U. (2012). *Porcupines: The animal answer guide*. J. Hopkins university press.
- Russell A. Mittermeier, Anthony B. Rylands, & Don E. Wilson. (2013). *Handbook of the mammals of the world: Vol. 3: Primates*.
- Saito, M., & Koike, F. (2013). Distribution of Wild Mammal Assemblages along an Urban–Rural–Forest Landscape Gradient in Warm-Temperate East Asia. *PLoS ONE*, 8(5), e65464. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065464>
- Schell, C. J., Dyson, K., Fuentes, T. L., Des Roches, S., Harris, N. C., Miller, D. S., Woelfle-Erskine, C. A., & Lambert, M. R. (2020). The ecological and evolutionary consequences of systemic racism in urban environments. *Science*, 369(6510), eaay4497. <https://doi.org/10.1126/science.aay4497>
- Seto, K. C., Sánchez-Rodríguez, R., & Fragkias, M. (2010). The New Geography of Contemporary Urbanization and the Environment. *Annual Review of Environment and Resources*, 35(1), 167–194. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-100809-125336>
- Sha, J. C. M., & Hanya, G. (2013). Diet, Activity, Habitat Use and Ranging of Two Neighboring Groups of Food-Enhanced Long-Tailed Macaques (*Macaca fascicularis*). *American Journal of Primatology*, 75(6), 581–592. <https://doi.org/10.1002/ajp.22137>
- Shannon, G., Cordes, L. S., Hardy, A. R., Angeloni, L. M., & Crooks, K. R. (2014). Behavioral Responses Associated with a Human-Mediated Predator Shelter. *PLoS ONE*, 9(4), e94630. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0094630>
- Simioni, S. S., Ribeiro, F. S., Pardini, R., & Püttker, T. (2022). Human-Wildlife Interactions in Urban Areas: Case of *Didelphis aurita*. In: N. C. Cáceres & C. R. Dickman (Orgs.), *American and Australasian Marsupials* (p. 1–19). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-88800-8_29-2

- Smith, J. A., Thomas, A. C., Levi, T., Wang, Y., & Wilmers, C. C. (2018). Human activity reduces niche partitioning among three widespread mesocarnivores. *Oikos*, 127(6), 890–901. <https://doi.org/10.1111/oik.04592>
- Sobroza, T., Dunn, J., Gordo, M., & Barnett, A. (2023). Do pied tamarins increase scent marking in response to urban noise?. *Ethology Ecology & Evolution*, 36, 136 - 149. <https://doi.org/10.1080/03949370.2023.2248591>.
- Soccorsi, A. E., & LaPoint, S. D. (2023). Assessing spatiotemporal patterns of mesocarnivores along an urban-to-rural gradient. *The Journal of Wildlife Management*, 87(7), e22474. <https://doi.org/10.1002/jwmg.22474>
- Steiger, S. S., Valcu, M., Spoelstra, K., Helm, B., Wikelski, M., & Kempenaers, B. (2013). When the sun never sets: Diverse activity rhythms under continuous daylight in free-living arctic-breeding birds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1764), 20131016. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.1016>
- Stelzner, J. K. (1988). Thermal effects on movement patterns of yellow baboons. *Primates*, 29(1), 91–105. <https://doi.org/10.1007/BF02380852>
- Suzin, A., Back, J. P., Garey, M. V., & Aguiar, L. M. (2017). The Relationship Between Humans and Capuchins (*Sapajus sp.*) in an Urban Green Area in Brazil. *International Journal of Primatology*, 38(6), 1058–1071. <https://doi.org/10.1007/s10764-017-9996-3>
- Swingland, I. R. & Greenwood, Paul J. (1983). *The ecology of animal movement* (pp. 1-311). Oxford: Clarendon Press.
- Tagg, N., McCarthy, M., Dieguez, P., Bocksberger, G., Willie, J., Mundry, R., Stewart, F., Arandjelovic, M., Widness, J., Landsmann, A., Agbor, A., Angedakin, S., Ayimisin, A. E., Bessone, M., Brazzola, G., Corogenes, K., Deschner, T., Dilambaka, E., Eno-Nku, M., ... Boesch, C. (2018). Nocturnal activity in wild chimpanzees (*Pan troglodytes*): Evidence for flexible sleeping patterns and insights into human evolution. *American Journal of Physical Anthropology*, 166(3), 510–529. <https://doi.org/10.1002/ajpa.23478>
- Tan, C. L., Yang, Y., & Niu, K. (2013). Into the night: Camera traps reveal nocturnal activity in a presumptive diurnal primate, *Rhinopithecus brelichi*. *Primates*, 54(1), 1–6. <https://doi.org/10.1007/s10329-012-0318-2>
- Teixeira, F. Z., Printes, R. C., Fagundes, J. C. G., Alonso, A. C., & Kindel, A. (2013). Canopy bridges as road overpasses for wildlife in urban fragmented landscapes. *Biota Neotropica*, 13(1), 117–123. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000100013>
- Thompson, C. A., Benson, J. F., & Patterson, B. R. (2024). Risk avoidance during dispersal: Temporal and behavioral shifts in selection by non-resident eastern wolves (*Canis c.f. lycaon*). *Biological Conservation*, 300, 110879. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110879>
- Van Doormaal, N., Ohashi, H., Koike, S., & Kaji, K. (2015). Influence of human activities on the activity patterns of Japanese sika deer (*Cervus nippon*) and wild boar (*Sus scrofa*) in

Central Japan. *European Journal of Wildlife Research*, 61(4), 517–527.

<https://doi.org/10.1007/s10344-015-0922-8>

Van Helden, B. E., Close, P. G., Stewart, B. A., Speldewinde, P. C., & Comer, S. J. (2020). An underrated habitat: Residential gardens support similar mammal assemblages to urban remnant vegetation. *Biological Conservation*, 250, 108760.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108760>

Van Roekel, K., Snijders, L., & Visscher, D. (2024). Spatiotemporal responses of ungulates to hunting in a fenced multi-use area. *Wildlife Research*. <https://doi.org/10.1071/wr24027>.

Voss, R. S., & Jansa, S. A. (2012). Snake-venom resistance as a mammalian trophic adaptation: Lessons from didelphid marsupials. *Biological Reviews*, 87(4), 822–837.

<https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2012.00222.x>

Wang, Y., Allen, M. L., & Wilmers, C. C. (2015). Mesopredator spatial and temporal responses to large predators and human development in the Santa Cruz Mountains of California. *Biological Conservation*, 190, 23–33.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.007>

Whittington, J., Hebblewhite, M., Baron, R. W., Ford, A. T., & Paczkowski, J. (2022). Towns and trails drive carnivore movement behaviour, resource selection, and connectivity.

Movement Ecology, 10(1), 17. <https://doi.org/10.1186/s40462-022-00318-5>

Wilkinson, C. E., Quinn, N., Eng, C., & Schell, C. J. (2025). Environmental Health and Societal Wealth Predict Movement Patterns of an Urban Carnivore. *Ecology Letters*, 28(2), e70088. <https://doi.org/10.1111/ele.70088>

Wollnik, F., Breit, A., & Reinke, D. (1991). Seasonal Change in the Temporal Organization of Wheel-Running Activity of the European Hamster, *Cricetus cricetus*. *Naturwissenschaften*, 78.

Wood, E. M., & Esaian, S. (2020). The importance of street trees to urban avifauna.

Ecological Applications, 30(7), e02149. <https://doi.org/10.1002/eap.2149>

Wu, Y., Wang, H., Wang, H., & Feng, J. (2018). Arms race of temporal partitioning between carnivorous and herbivorous mammals. *Scientific Reports*, 8(1), 1713.

<https://doi.org/10.1038/s41598-018-20098-6>

Yabsley, S. H., Meade, J., Hibburt, T. D., Martin, J. M., Boardman, W. S. J., Nicolle, D., Walker, M. J., Turbill, C., & Welbergen, J. A. (2022). Variety is the spice of life: Flying foxes exploit a variety of native and exotic food plants in an urban landscape mosaic. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 907966. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.907966>

Zeller, K. A., Wattles, D. W., Conlee, L., & DeStefano, S. (2019). Black bears alter movements in response to anthropogenic features with time of day and season. *Movement Ecology*, 7(1), 19.

<https://doi.org/10.1186/s40462-019-0166-4>

REFERÊNCIAS GERAIS

- Abra, F. D., Canena, A. D. C., Garbino, G. S. T., & Medici, E. P. (2020). Use of unfenced highway underpasses by lowland tapirs and other medium and large mammals in central-western Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 18(4), 247–256. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.10.006>
- Abra, F. D., Huijser, M. P., Magioli, M., Bovo, A. A. A., & Ferraz, K. M. P. M. D. B. (2021). An estimate of wild mammal roadkill in São Paulo state, Brazil. *Heliyon*, 7(1), e06015. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06015>
- Abreu, F., De La Fuente, M. F. C., Schiel, N., & Souto, A. (2016). Feeding ecology and behavioral adjustments: Flexibility of a small neotropical primate (*Callithrix jacchus*) to survive in a semiarid environment. *Mammal Research*, 61(3), 221–229. <https://doi.org/10.1007/s13364-016-0262-4>
- Alberti, M. (2008). *Advances in Urban Ecology: Integrating Humans and Ecological Processes in Urban Ecosystems*. Springer.
- Albuquerque, N. M., Silvestre, S. M., Cardoso, T. S., Ruiz-Esparza, J. M., Rocha, P. A., Beltrão-Mendes, R., & Ferrari, S. F. (2014). Capture of a common marmoset (*Callithrix jacchus*) by a capuchin monkey (*Sapajus* sp.) in the Ibura National Forest, Sergipe (Brazil). *Neotropical Primates*, 21(2), 219–221. <https://doi.org/10.1896/044.021.0216>
- Albanesi, Sebastián A., Jayat, J. Pablo, & Brown, Alejandro D. (2016). Patrones de actividad de mamíferos de medio y gran porte en el pedemonte de Yungas del noroeste argentino. *Mastozoología neotropical*, 23(2), 335–358.
- Andersson, E., Barthel, S., & Ahrné, K. (2007). Measuring social–ecological dynamics behind the generation of ecosystem services. *Ecological Applications*, 17(5), 1267–1278. <https://doi.org/10.1890/06-1116.1>
- Astiazarán-Azcárraga, A., Delfín-Alfonso, C. A., Lira-Noriega, A., Prieto-Torres, D. A., & Gallina-Tessaro, S. (2024). Neotropical non-primate canopy mammals: Historical trends, omissions, and geographic gaps in the knowledge. *Mammal Review*, mam.12376. <https://doi.org/10.1111/mam.12376>
- Aronson, M. F. J., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Warren, P. S., Williams, N. S. G., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J. L., Kühn, I., MacGregor-Fors, I., McDonnell, M., Mörtberg, U., ... Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1780), 20133330. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>
- Arroyo-Rodríguez, V., & Dias, P. A. D. (2010). Effects of habitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: A review. *American Journal of Primatology*, 72(1), 1–16. <https://doi.org/10.1002/ajp.20753>

Atramentowicz, M. (1982). Influence du milieu sur l'activité locomotrice et la reproduction de *Caluromys philander* (L.). *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, 36(3), 373–395. <https://doi.org/10.3406/revec.1982.4383>

Baker, P. J., Ansell, R. J., Dodds, P. A. A., Webber, C. E., & Harris, S. (2003). Factors affecting the distribution of small mammals in an urban area. *Mammal Review*, 33(1), 95–100. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2907.2003.00003.x>

Bastos, M., Medeiros, K., Jones, G., & Bezerra, B. (2018). Small but wise: Common marmosets (*Callithrix jacchus*) use acoustic signals as cues to avoid interactions with blonde capuchin monkeys (*Sapajus flavius*). *American Journal of Primatology*, 80(3), e22744. <https://doi.org/10.1002/ajp.22744>

Bateman, P. W., & Fleming, P. A. (2012). Big city life: Carnivores in urban environments. *Journal of Zoology*, 287(1), 1–23. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00887.x>

Batista-da-Silva, J. A., Barcellos, S. J. D. A., & Santori, R. T. (2019). Use of *Elaeis guineensis* (Arecaceae) as shelter and food resource by *Coendou spinosus* (Rodentia: Erethizontidae) in a mangrove swamp. *Oecologia Australis*, 23(04), 1104–1108. <https://doi.org/10.4257/oeco.2019.2304.31>

Benítez-López, A., Alkemade, R., & Verweij, P. A. (2010). The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Biological Conservation*, 143(6), 1307–1316. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.009>

Berger, J. (2007). Fear, human shields and the redistribution of prey and predators in protected areas. *Biology Letters*, 3(6), 620–623. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0415>

Bhatt, U., Singh Adhikari, B., Habib, B., & Lyngdoh, S. (2021). Temporal interactions and moon illumination effect on mammals in a tropical semievergreen forest of Manas National Park, Assam, India. *Biotropica*, 53(3), 831–845. <https://doi.org/10.1111/btp.12917>

Bezerra-Santos, M. A., Ramos, R. A. N., Campos, A. K., Dantas-Torres, F., & Otranto, D. (2021). *Didelphis* spp. opossums and their parasites in the Americas: A One Health perspective. *Parasitology Research*, 120(12), 4091–4111. <https://doi.org/10.1007/s00436-021-07072-4>

Bicca-Marques, J. C. (2017). Urbanization (and Primate Conservation). Em M. Bezanson, K. C. MacKinnon, E. Riley, C. J. Campbell, K. A. I. (Anna) Nekaris, A. Estrada, A. F. Di Fiore, S. Ross, L. E. Jones-Engel, B. Thierry, R. W. Sussman, C. Sanz, J. Loudon, S. Elton, & A. Fuentes (Orgs.), *The International Encyclopedia of Primatology* (1^o ed, p. 1–5). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781119179313.wbprim0153>

Birnie-Gauvin, K., Peiman, K. S., Gallagher, A. J., De Bruijn, R., & Cooke, S. J. (2016). Sublethal consequences of urban life for wild vertebrates. *Environmental Reviews*, 24(4), 416–425. <https://doi.org/10.1139/er-2016-0029>

Boakes, Z., Stafford, R., Bramer, I., Cvitanović, M., & Hardouin, E. A. (2024). The importance of urban areas in supporting vulnerable and endangered mammals. *Urban Ecosystems*, 27(3), 883–894. <https://doi.org/10.1007/s11252-023-01492-z>

- Brown, J. S., & Kotler, B. P. (2004). Hazardous duty pay and the foraging cost of predation. *Ecology Letters*, 7(10), 999–1014. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00661.x>
- Brum, P. H. R., Gonçalves, S. R. A., Strüssmann, C., & Teixido, A. L. (2023). A global assessment of research on urban ecology of reptiles: Patterns, gaps and future directions. *Animal Conservation*, 26(1), 1–13. <https://doi.org/10.1111/acv.12799>
- Cabana, F., & Nekaris, K. A. I. (2015). Diets high in fruits and low in gum exudates promote the occurrence and development of dental disease in pygmy slow loris (*Nycticebus pygmaeus*). *Zoo Biology*, 34(6), 547–553. <https://doi.org/10.1002/zoo.21245>
- Cáceres, N. C., De Moraes Weber, M., Melo, G. L., Meloro, C., Sponchiado, J., Carvalho, R. D. S., & Bubadué, J. D. M. (2016). Which Factors Determine Spatial Segregation in the South American Opossums (*Didelphis aurita* and *D. albiventris*)? An Ecological Niche Modelling and Geometric Morphometrics Approach. *PLOS ONE*, 11(6), e0157723. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0157723>
- Cáceres, N. C., & Machado, A. F. (2013). Spatial, Dietary and Temporal Niche Dimensions in Ecological Segregation of Two Sympatric, Congeneric Marsupial Species. *The Open Ecology Journal*, 6(1), 10–23. <https://doi.org/10.2174/1874213001306010010>
- Casella, J., & Cáceres, N. C. (2006). Diet of four small mammal species from Atlantic Forest patches in South Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 1(1), 5–11.
- Carpenter, M., & Savage, A. M. (2021). Nutrient availability in urban food waste: Carbohydrate bias in the Philadelphia–Camden urban matrix. *Journal of Urban Ecology*, 7(1), juab012. <https://doi.org/10.1093/jue/juab012>
- Carter, N. H., Shrestha, B. K., Karki, J. B., Pradhan, N. M. B., & Liu, J. (2012). Coexistence between wildlife and humans at fine spatial scales. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(38), 15360–15365. <https://doi.org/10.1073/pnas.1210490109>
- Castillo-Huitrón, N. M., Naranjo, E. J., Santos-Fita, D., & Estrada-Lugo, E. (2020). The Importance of Human Emotions for Wildlife Conservation. *Frontiers in Psychology*, 11, 1277. <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2020.01277>
- Chapman, P. M. (2018). Chapman, P. M. (2018). Prospects for mammals in Borneo's selectively-logged tropical forests: looking beyond species richness and abundance. *Doctoral dissertation, Imperial College London*.
- Chatelain, M., & Szulkin, M. (2020). Mammals in urban environments. Em I. Douglas, P. M. L. Anderson, D. Goode, M. C. Houck, D. Maddox, H. Nagendra, & T. P. Yok (Orgs.), *The Routledge Handbook of Urban Ecology* (2nd ed, p. 383–398). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780429506758-33>
- Chaves, Ó. M., Júnior, J. C. S., Buss, G., Hirano, Z. M. B., Jardim, M. M. A., Amaral, E. L. S., Godoy, J. C., Peruchi, A. R., Michel, T., & Bicca-Marques, J. C. (2022). Wildlife is imperiled in peri-urban landscapes: Threats to arboreal mammals. *Science of The Total Environment*, 821, 152883. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152883>

Chen, D. M., Narváez-Torres, P. R., Tiafinjaka, O., Farris, Z. J., Rasoloharijaona, S., Louis, E. E., & Johnson, S. E. (2021). Lemur paparazzi: Arboreal camera trapping and occupancy modeling as conservation tools for monitoring threatened lemur species. *American Journal of Primatology*, 83(7), e23270. <https://doi.org/10.1002/ajp.23270>

Cisotto, M. F. (2014). A natureza e a produção do espaço urbano: o exemplo do no entorno da Mata de Santa Genebra, Campinas (SP), Brasil. *Revista de Geografia (UFPE)*, 31(3), 211-229.

Chowdhury, S., Brown, J., & Swedell, L. (2020). Anthropogenic effects on the physiology and behavior of chacma baboons in the Cape Peninsula of South Africa. *Conservation Physiology*, 8(1), coaa066. <https://doi.org/10.1093/conphys/coaa066>

Clark, C. J., Poulsen, J. R., & Parker, V. T. (2001). The Role of Arboreal Seed Dispersal Groups on the Seed Rain of a Lowland Tropical Forest. *Biotropica*, 33(4), 606–620. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2001.tb00219.x>

Conti, I. V. (2023). Predation attempt by marmosets (*Callithrix* spp.) on a Picazuro pigeon's nest (*Patagioenas picazuro*) in an urban environment. *Neotropical Primates*, 29(2), 1.

Conti, I. V., Setz, E. Z. F. (2021). Da cantoria ao silêncio em uma década: Um novo censo dos bugios (*Alouatta guariba clamitans*) da Santa Genebra. *Anais do XXIX Congresso de Iniciação Científica UNICAMP*, Campinas, Brasil.

Corrêa, F. M., Chaves, Ó. M., Printes, R. C., & Romanowski, H. P. (2018). Surviving in the urban–rural interface: Feeding and ranging behavior of brown howlers (*Alouatta guariba clamitans*) in an urban fragment in southern Brazil. *American Journal of Primatology*, 80(6), e22865. <https://doi.org/10.1002/ajp.22865>

Crosmary, W., Valeix, M., Fritz, H., Madzikanda, H., & Côté, S. (2012). African ungulates and their drinking problems: hunting and predation risks constrain access to water. *Animal Behaviour*, 83, 145-153. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2011.10.019>.

Cudney-Valenzuela, S. J., Arroyo-Rodríguez, V., Morante-Filho, J. C., Toledo-Aceves, T., & Andresen, E. (2023). Tropical forest loss impoverishes arboreal mammal assemblages by increasing tree canopy openness. *Ecological Applications*, 33(1), e2744. <https://doi.org/10.1002/eap.2744>

Cunha, A. A., Vieira, M. V., & Grelle, C. E. V. (2006). Preliminary observations on habitat, support use and diet in two non-native primates in an urban Atlantic Forest fragment: The capuchin monkey (*Cebus* sp.) and the common marmoset (*Callithrix jacchus*) in the Tijuca forest, Rio de Janeiro. *Urban Ecosystems*, 9(4), 351–359. <https://doi.org/10.1007/s11252-006-0005-4>

Cunneyworth, P. M. K., & Slade, A. M. (2021). Impact of Electric Shock and Electrocution on Populations of Four Monkey Species in the Suburban Town of Diani, Kenya. *International Journal of Primatology*, 42(2), 171–186. <https://doi.org/10.1007/s10764-020-00194-z>

- Da Silva Lucas, P., Ruiz Miranda, C. R., Alves-Eigenheer, M., Francisco, T. M., Martins, A. F., & Soares, C. (2024). Assessment of the Risk Posed by Interspecific Encounters on Baited Capture Platforms for Monitoring an Endangered Platyrrhine. *International Journal of Primatology*, 45(4), 887–912. <https://doi.org/10.1007/s10764-024-00424-8>
- Davison, C. W., Chapman, P. M., Wearn, O. R., Bernard, H., & Ewers, R. M. (2019). Shifts in the demographics and behavior of bearded pigs (*Sus barbatus*) across a land-use gradient. *Biotropica*, 51(6), 938–948. <https://doi.org/10.1111/btp.12724>
- De Andrade, A. C. (2022). Density of marmosets in highly urbanized areas and the positive effect of arboreous vegetation. *Urban Ecosystems*, 25(1), 101–109. <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01131-5>
- De Oliveira-Filho, E. F., Oliveira, R. A. S., Ferreira, D. R. A., Laroque, P. O., Pena, L. J., Valença-Montenegro, M. M., Mota, R. A., & Gil, L. H. V. G. (2018). Seroprevalence of selected flaviviruses in free-living and captive capuchin monkeys in the state of Pernambuco, Brazil. *Transboundary and Emerging Diseases*, 65(4), 1094–1097. <https://doi.org/10.1111/tbed.12829>
- Dearborn, D. C., & Kark, S. (2010). Motivations for Conserving Urban Biodiversity. *Conservation Biology*, 24(2), 432–440. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01328.x>
- Devaux, C. A., Mediannikov, O., Medkour, H., & Raoult, D. (2019). Infectious Disease Risk Across the Growing Human-Non-Human Primate Interface: A Review of the Evidence. *Frontiers in Public Health*, 7, 305. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2019.00305>
- Dimovski, A. M., & Robert, K. A. (2018). Artificial light pollution: Shifting spectral wavelengths to mitigate physiological and health consequences in a nocturnal marsupial mammal. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological and Integrative Physiology*, 329(8–9), 497–505. <https://doi.org/10.1002/jez.2163>
- Dittus, W. P. J. (2020). Shields on Electric Posts Prevent Primate Deaths: A Case Study at Polonnaruwa, Sri Lanka. *Folia Primatologica*, 91(6), 643–653. <https://doi.org/10.1159/000510176>
- Doherty, T. S., Glen, A. S., Nimmo, D. G., Ritchie, E. G., & Dickman, C. R. (2016). Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(40), 11261–11265. <https://doi.org/10.1073/pnas.1602480113>
- Douglas, I., Anderson, P. M. L., Goode, D., Houck, M. C., Maddox, D., Nagendra, H., & Yok, T. P. (Orgs.). (2020a). *The Routledge Handbook of Urban Ecology (2o ed)*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780429506758>
- Eisenberg, J. F., & Redford, K. H. (1999). *Mammals of the Neotropics: The central Neotropics (Vol. 3)*. University of Chicago Press.
- Elliot, N. B., Cushman, S. A., Macdonald, D. W., & Loveridge, A. J. (2014). The devil is in the dispersers: Predictions of landscape connectivity change with demography. *Journal of Applied Ecology*, 51(5), 1169–1178. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12282>

- Elmqvist, T., Andersson, E., McPhearson, T., Bai, X., Bettencourt, L., Brondizio, E., Colding, J., Daily, G., Folke, C., Grimm, N., Haase, D., Ospina, D., Parnell, S., Polasky, S., Seto, K. C., & Van Der Leeuw, S. (2021). Urbanization in and for the Anthropocene. *Npj Urban Sustainability*, 1(1), 6. <https://doi.org/10.1038/s42949-021-00018-w>
- Emmons, L. H., & Feer, F. (1990). *Neotropical rainforest mammals: A field guide*. University of Chicago Press.
- Eo, K.-Y., Kwon, O.-D., Shin, N.-S., Shin, T., & Kwak, D. (2008). Sarcoptic Mange in Wild Raccoon Dogs (*Nyctereutes procyonoides*) in Korea. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 39(4), 671–673. <https://doi.org/10.1638/2008-0034.1>
- Farah, F. T., Rodrigues, R. R., Santos, F. A. M., Tamashiro, J. Y., Shepherd, G. J., Siqueira, T., ... & Manly, B. J. F. (2014). Forest destructuring as revealed by the temporal dynamics of fundamental species—case study of Santa Genebra Forest in Brazil. *Ecological Indicators*, 37, 40-44.
- Fardell, L. L., & Dickman, C. R. (2023). Marsupials in Urban Environments: Risks and Rewards. Em N. C. Cáceres & C. R. Dickman (Orgs.), *American and Australasian Marsupials* (p. 1–32). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-88800-8_52-1
- Fedigan, L. M. (1990). Vertebrate Predation in *Cebus capucinus*: Meat Eating in a Neotropical Monkey. *Folia Primatologica*, 54(3–4), 196–205. <https://doi.org/10.1159/000156444>
- Feliciano, R. D. E., Lima, C. F. M., & Schlindwein, M. N. (2024). The Occurrence of domestic dogs (*Canis lupus familiaris* Linnaeus, 1758) in the trails of arie mata of Santa Genebra, Campinas, São Paulo. *Revista de Biologia Neotropical/Journal of Neotropical Biology*, 21(1), 29-49.
- Ferrari, S. F. (2009). Predation Risk and Antipredator Strategies. Em P. A. Garber, A. Estrada, J. C. Bicca-Marques, E. W. Heymann, & K. B. Strier (Orgs.), *South American Primates* (p. 251–277). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-0-387-78705-3_10
- Fiori, F., De Paula, R. C., Navas-Suárez, P. E., Boulhosa, R. L. P., & Dias, R. A. (2023). The Sarcoptic Mange in Maned Wolf (*Chrysocyon brachyurus*): Mapping an Emerging Disease in the Largest South American Canid. *Pathogens*, 12(6), 830. <https://doi.org/10.3390/pathogens12060830>
- Francis, M. J., Spooner, P. G., & Matthews, A. (2015). The influence of urban encroachment on squirrel gliders (*Petaurus norfolcensis*): Effects of road density, light and noise pollution. *Wildlife Research*, 42(4), 324. <https://doi.org/10.1071/WR14182>
- Frey, S., Volpe, J. P., Heim, N. A., Paczkowski, J., & Fisher, J. T. (2020). Move to nocturnality not a universal trend in carnivore species on disturbed landscapes. *Oikos*, 129(8), 1128–1140. <https://doi.org/10.1111/oik.07251>
- Galetti, M., & Pedroni, F. (1994). Seasonal Diet of Capuchin Monkeys (*Cebus apella*) in a Semideciduous Forest in South-East Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 10(1), 27–39.

- Galetti, M., & Sazima, I. (2006). Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. *Natureza & conservação*, 4(1), 58-63.
- Gallo, T., Fidino, M., Gerber, B., Ahlers, A. A., Angstmann, J. L., Amaya, M., Concilio, A. L., Drake, D., Gay, D., Lehrer, E. W., Murray, M. H., Ryan, T. J., St Clair, C. C., Salsbury, C. M., Sander, H. A., Stankowich, T., Williamson, J., Belaire, J. A., Simon, K., & Magle, S. B. (2022). Mammals adjust diel activity across gradients of urbanization. *eLife*, 11, e74756. <https://doi.org/10.7554/eLife.74756>
- Gallo, T., Fidino, M., Lehrer, E. W., & Magle, S. (2019). Urbanization alters predator-avoidance behaviours. *Journal of Animal Ecology*, 88(5), 793–803. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12967>
- Gaynor, K., Hohnowski, C., Carter, N., & Brashares, J. (2018). The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science*, 360, 1232 - 1235. <https://doi.org/10.1126/science.aar7121>.
- Gerber, B. D., Devarajan, K., Farris, Z. J., & Fidino, M. (2024). A model-based hypothesis framework to define and estimate the diel niche via the ‘Diel.Niche’ R package. *Journal of Animal Ecology*, 93(2), 132–146. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.14035>
- Gilbert, N. A., McGinn, K. A., Nunes, L. A., Shipley, A. A., Bernath-Plaisted, J., Clare, J. D. J., Murphy, P. W., Keyser, S. R., Thompson, K. L., Maresh Nelson, S. B., Cohen, J. M., Widick, I. V., Bartel, S. L., Orrock, J. L., & Zuckerberg, B. (2023). Daily activity timing in the Anthropocene. *Trends in Ecology & Evolution*, 38(4), 324–336. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.10.008>
- Gonçalves, B. D. A., Lima, L. C. P., & Aguiar, L. M. (2022). Diet diversity and seasonality of robust capuchins (*Sapajus sp.*) in a tiny urban forest. *American Journal of Primatology*, 84(8), e23396. <https://doi.org/10.1002/ajp.23396>
- Godoy-Güinao, J., Silva-Rodríguez, E. A., Zambrano, B., & Díaz, I. A. (2023). Habitat use in three-dimensional environments: A camera-trap assessment of vertical profile use by wildlife in the temperate forests of Chile. *Forest Ecology and Management*, 529, 120668. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120668>
- González-Suárez, M., Zanchetta Ferreira, F., & Grilo, C. (2018). Spatial and species-level predictions of road mortality risk using trait data. *Global Ecology and Biogeography*, 27(9), 1093–1105. <https://doi.org/10.1111/geb.12769>
- Gordo, M., Calleia, F. O., Vasconcelos, S. A., Leite, J. J. F., & Ferrari, S. F. (2013). The Challenges of Survival in a Concrete Jungle: Conservation of the Pied Tamarin (*Saguinus bicolor*) in the Urban Landscape of Manaus, Brazil. Em L. K. Marsh & C. A. Chapman (Orgs.), *Primates in Fragments* (p. 357–370). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8839-2_23
- Gottsberger, B., & Gruber, E. (2004). Temporal partitioning of reproductive activity in a neotropical anuran community. *Journal of Tropical Ecology*, 20(3), 271–280. <https://doi.org/10.1017/S0266467403001172>

- Gracanin, A., & Mikac, K. M. (2022). Camera traps reveal overlap and seasonal variation in the diel activity of arboreal and semi-arboreal mammals. *Mammalian Biology*, 102(2), 341–355. <https://doi.org/10.1007/s42991-021-00218-y>
- Gray, E. R., & Van Heezik, Y. (2016). Exotic trees can sustain native birds in urban woodlands. *Urban Ecosystems*, 19(1), 315–329. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0493-1>
- Gregory, T., Abra, F., Linden, B., Nekaris, K. A. I., Soanes, K., & Teixeira, F. Z. (2022). A new window into canopy bridges as a mitigation strategy for arboreal mammals. *Folia Primatologica*, 93(3–6), 197–203. <https://doi.org/10.1163/14219980-930306IN>
- Gregory, T., Carrasco-Rueda, F., Balbuena, D., & Kolowski, J. (2022). Rush hour: Arboreal mammal activity patterns in natural canopy bridges in the Peruvian Amazon. *Folia Primatologica*, 93(3–6), 465–477. <https://doi.org/10.1163/14219980-20211209>
- Gregory, T., Lunde, D., Zamora Meza, H. T., & Carrasco-Rueda, F. (2015). Records of *Coendou ichillus* (Rodentia, Erethizontidae) from the Lower Urubamba Region of Peru. *ZooKeys*, 509, 109–121. <https://doi.org/10.3897/zookeys.509.9821>
- Gribel, R. (1988). Visits of *Caluromys lanatus* (Didelphidae) to Flowers of *Pseudobombax tomentosum* (Bombacaceae): A Probable Case of Pollination by Marsupials in Central Brazil. *Biotropica*, 20(4), 344. <https://doi.org/10.2307/2388329>
- Grinde, B., & Patil, G. G. (2009). Biophilia: Does Visual Contact with Nature Impact on Health and Well-Being? *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 6(9), 2332–2343. <https://doi.org/10.3390/ijerph6092332>
- Hamer, A. J., & McDonnell, M. J. (2008). Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. *Biological Conservation*, 141(10), 2432–2449. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.020>
- Hansen, C. P., Kays, R., & Millspaugh, J. J. (2024). From backyard to backcountry: Changes in mammal communities across an urbanization gradient. *Journal of Mammalogy*, 105(1), 175–191. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyad110>
- Hansen, C. P., Parsons, A. W., Kays, R., & Millspaugh, J. J. (2020). Does Use of Backyard Resources Explain the Abundance of Urban Wildlife? *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 570771. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.570771>
- Haysom, J. K., Deere, N. J., Wearn, O. R., Mahyudin, A., Jami, J. B., Reynolds, G., & Struebig, M. J. (2021). Life in the Canopy: Using Camera-Traps to Inventory Arboreal Rainforest Mammals in Borneo. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4, 673071. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.673071>
- Hilário, R. R., & Ferrari, S. F. (2015). Dense understory and absence of capuchin monkeys (*Sapajus xanthosternos*) predict higher density of common marmosets (*Callithrix jacchus*) in the Brazilian Northeast. *American Journal of Primatology*, 77(4), 425–433. <https://doi.org/10.1002/ajp.22358>

Hope, D., Gries, C., Zhu, W., Fagan, W. F., Redman, C. L., Grimm, N. B., Nelson, A. L., Martin, C., & Kinzig, A. (2003). Socioeconomics Drive Urban Plant Diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100(15), 8788–8792.

Huck, M., Juarez, C. P., Rotundo, M. A., Dávalos, V. M., & Fernandez-Duque, E. (2017). Mammals and their activity patterns in a forest area in the Humid Chaco, northern Argentina. *Check List*, 13(4), 363–378. <https://doi.org/10.15560/13.4.363>

Hunter, P. (2007). The human impact on biological diversity: How species adapt to urban challenges sheds light on evolution and provides clues about conservation. *EMBO reports*, 8(4), 316–318.

Ikeda, T., Uchida, K., Matsuura, Y., Takahashi, H., Yoshida, T., Kaji, K., & Koizumi, I. (2016). Seasonal and Diel Activity Patterns of Eight Sympatric Mammals in Northern Japan Revealed by an Intensive Camera-Trap Survey. *PLOS ONE*, 11(10), e0163602. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0163602>

iNaturalist. (2008–2023). iNaturalist [Banco de dados online]. California Academy of Sciences e National Geographic Society. <https://www.inaturalist.org>

Isbell, L. A., & Bidner, L. R. (2016). Vervet monkey (*Chlorocebus pygerythrus*) alarm calls to leopards (*Panthera pardus*) function as a predator deterrent. *Behaviour*, 153(5), 591–606. <https://doi.org/10.1163/1568539X-00003365>

Isaac, B., White, J., Ierodiaconou, D., & Cooke, R. (2014). Simplification of Arboreal Marsupial Assemblages in Response to Increasing Urbanization. *PLoS ONE*, 9(3), e91049. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0091049>

IUCN. (2015). *Callithrix jacchus*: Bezerra, B., Bicca-Marques, J., Miranda, J., Mittermeier, R.A., Oliveira, L., Pereira, D., Ruiz-Miranda, C., Valença Montenegro, M., da Cruz, M. & do Valle, R.R.: *The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T41518A17936001*. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T41518A17936001.en>

Jones, M. E., & Barmuta, L. A. (2000). Niche differentiation among sympatric Australian dasyurid carnivores. *Journal of mammalogy*, 81(2).

José, Rílary da Silva Ântonio. (2024). Ecologia alimentar, padrão de atividades de *Alouatta guariba clamitans*, cabrera, 1940 (atelidae: primates) e mudanças na cobertura da vegetação em um remanescente de floresta estacional semidecídua atlântica. *Tese de mestrado. Universidade Estadual de Campinas*.

Julien-Laferriere, D. (1997). The Influence of Moonlight on Activity of Woolly Opossums (*Caluromys philander*). *Journal of Mammalogy*, 78(1), 251–255. <https://doi.org/10.2307/1382659>

Keppeler, F. W., De Souza, A. C., Hallwass, G., Begossi, A., De Almeida, M. C., Isaac, V. J., & Silvano, R. A. M. (2018). Ecological influences of human population size and distance to urban centres on fish communities in tropical lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(5), 1030–1043. <https://doi.org/10.1002/aqc.2910>

Keyes, O., Hopkins, P., Temple-Wood, R., & Lahiri, M. (2015). *exif: Metadata extraction from images* (R package version 0.3.1) [Software]. Comprehensive R Archive Network (CRAN). <https://CRAN.R-project.org/package=exif>

Kowarik, I. (2011). Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159(8–9), 1974–1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>

Kowarik, I., Fischer, L. K., & Kendal, D. (2020). Biodiversity Conservation and Sustainable Urban Development. *Sustainability*, 12(12), 4964. <https://doi.org/10.3390/su12124964>

Kowarik, I., & Von Der Lippe, M. (2018). Plant population success across urban ecosystems: A framework to inform biodiversity conservation in cities. *Journal of Applied Ecology*, 55(5), 2354–2361. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13144>

Koyama, A., Egawa, C., Taki, H., Yasuda, M., Kanzaki, N., Ide, T., & Okabe, K. (2018). Non-native plants are a seasonal pollen source for native honeybees in suburban ecosystems. *Urban Ecosystems*, 21(6), 1113–1122. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0793-3>

Kronfeld-Schor, N., & Dayan, T. (2003). Partitioning of Time as an Ecological Resource. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 153–181. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132435>

Kuijper, D. P. J., Sahlén, E., Elmhagen, B., Chamaillé-Jammes, S., Sand, H., Lone, K., & Cromsigt, J. P. G. M. (2016). Paws without claws? Ecological effects of large carnivores in anthropogenic landscapes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1841), 20161625. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1625>

Laidlaw, K., Broadbent, E., & Eby, S. (2021). Effectiveness of aerial wildlife crossings: Do wildlife use rope bridges more than hazardous structures to cross roads?. *Revista de Biología Tropical*, 69(3), 1138–1148.

Leite, Y. L. R., Costa, L. P., & Stallings, J. R. (1996). Diet and vertical space use of three sympatric opossums in a Brazilian Atlantic Forest reserve. *Journal of Tropical Ecology*, 12(3), 435–440. <https://doi.org/10.1017/S0266467400009640>

Lins, P. G. A. D. S., & Ferreira, R. G. (2019). Competition during sugarcane crop raiding by blond capuchin monkeys (*Sapajus flavius*). *Primates*, 60(1), 81–91. <https://doi.org/10.1007/s10329-018-0698-z>

Livesley, S. J., McPherson, E. G., & Calfapietra, C. (2016). The Urban Forest and Ecosystem Services: Impacts on Urban Water, Heat, and Pollution Cycles at the Tree, Street, and City Scale. *Journal of Environmental Quality*, 45(1), 119–124. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.11.0567>

Lira, P. K., Fernandez, F. A. D. S., Carlos, H. S. A., & Curzio, P. D. L. (2007). Use of a fragmented landscape by three species of opossum in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 23(4), 427–435. <https://doi.org/10.1017/S0266467407004142>

- Lousa, T. C., Camargo, M. R., Sacramento, T. S., & Mendes, F. D. C. (2024). Feeding Platforms as an Effective Strategy to Prevent the Consumption of Refuse by Urban Populations of Capuchin Monkeys (*Sapajous libidinosus*). *American Journal of Primatology*, e23688. <https://doi.org/10.1002/ajp.23688>
- Lousa, T. C., De Grande, T. O., & Mendes, F. D. C. (2022). Time budget and foraging strategies of two provisioned groups of tufted capuchin monkeys, *Sapajus libidinosus*, in a small, seasonal urban forest fragment. *Primates*, 63(4), 387–395. <https://doi.org/10.1007/s10329-022-00993-3>
- MacGregor-Fors, I., Avendaño-Reyes, S., Bandala, V. M., Chacón-Zapata, S., Díaz-Toribio, M. H., González-García, F., Lorea-Hernández, F., Martínez-Gómez, J., Montes De Oca, E., Montoya, L., Pineda, E., Ramírez-Restrepo, L., Rivera-García, E., Utrera-Barrillas, E., & Escobar, F. (2015). Multi-taxonomic diversity patterns in a neotropical green city: A rapid biological assessment. *Urban Ecosystems*, 18(2), 633–647. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0410-z>
- MacLagan, S. J., Coates, T., & Ritchie, E. G. (2018). Don't judge habitat on its novelty: Assessing the value of novel habitats for an endangered mammal in a peri-urban landscape. *Biological Conservation*, 223, 11–18. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.022>
- Marques, R. V., & Fábian, M. E. (2018). Daily activity patterns of medium and large neotropical mammals during different seasons in an area of high-altitude Atlantic rain forest in the South of Brazil. *Rev Bras Zoociências*, 19(3), 38-64.
- Martins, E. G., & Bonato, V. (2004). On the diet of *Gracilinanus microtarsus* (Marsupialia, Didelphidae) in an Atlantic Rainforest fragment in southeastern Brazil. *Mammalian Biology*, 69(1), 58–60. <https://doi.org/10.1078/1616-5047-116>
- McCleery, R. (2015). Urban Mammals. Em J. Aitkenhead-Peterson & A. Volder (Orgs.), *Agronomy Monographs* (p. 87–102). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr55.c5>
- McDonnell, M. J. (2011). *Urban Ecology: Patterns, Processes, and Applications* (J. H. Breuste, T. Elmqvist, G. Guntenspergen, P. James, & N. E. McIntyre, Orgs.). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199563562.001.0001>
- McKinney, T. (2011). The effects of provisioning and crop-raiding on the diet and foraging activities of human-commensal white-faced Capuchins (*Cebus capucinus*). *American Journal of Primatology*, 73(5), 439–448. <https://doi.org/10.1002/ajp.2091>
- Mazué, F., Guerbois, C., Fritz, H., Rebout, N., & Petit, O. (2023). Less bins, less baboons: Reducing access to anthropogenic food effectively decreases the urban foraging behavior of a troop of chacma baboons (*Papio hamadryas ursinus*) in a peri-urban area. *Primates*, 64(1), 91–103. <https://doi.org/10.1007/s10329-022-01032-x>
- Mendonça-Santos, R. G., Antoniazzi, R., Camarota, F., dos Reis, Y. T., & Viana-Junior, A. B. (2023). Scattered trees as crucial elements in maintaining urban diversity: A case study with canopy ants in a biodiversity hotspot. *Acta Oecologica*, 118, 103894.

- Mills, J. R., Cunningham, P., & Donovan, G. H. (2016). Urban forests and social inequality in the Pacific Northwest. *Urban Forestry & Urban Greening*, 16, 188–196. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.02.011>
- Moore, J. F., Soanes, K., Balbuena, D., Beirne, C., Bowler, M., Carrasco-Rueda, F., Cheyne, S. M., Coutant, O., Forget, P., Haysom, J. K., Houlihan, P. R., Olson, E. R., Lindshield, S., Martin, J., Tobler, M., Whitworth, A., & Gregory, T. (2021). The potential and practice of arboreal camera trapping. *Methods in Ecology and Evolution*, 12(10), 1768–1779. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13666>
- Moreira, J. R., Ferraz, K. M. P. M. B., Herrera, E. A., & Macdonald, D. W. (Orgs.). (2013). *Capybara*. Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-4000-0>
- Nishikawa, M., & Mochida, K. (2010). Coprophagy-related interspecific nocturnal interactions between Japanese macaques (*Macaca fuscata yakui*) and sika deer (*Cervus nippon yakushimae*). *Primates*, 51(2), 95–99. <https://doi.org/10.1007/s10329-009-0182-x>
- Nowak, D. J. (2006). Institutionalizing urban forestry as a “biotechnology” to improve environmental quality. *Urban Forestry & Urban Greening*, 5(2), 93–100. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.04.002>
- Nuruzzaman, Md. (2015). Urban Heat Island: Causes, Effects and Mitigation Measures - A Review. *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, 3(2), 67. <https://doi.org/10.11648/j.ijema.20150302.15>
- O’Connell, A. F., Nichols, J. D., & Karanth, K. U. (Orgs.). (2011). *Camera Traps in Animal Ecology*. Springer Japan. <https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4>
- Oliveira-Santos, L. G. R., Tortato, M. A., & Graipel, M. E. (2008). Activity pattern of Atlantic Forest small arboreal mammals as revealed by camera traps. *Journal of Tropical Ecology*, 24(05), 563–567. <https://doi.org/10.1017/S0266467408005324>
- Keyes O., Hopkins, P., Temple-Wood, R., Lahiri, M. (2015). *exif: Read EXIF Metadata from JPEGs* (p. 0.1.0) [Dataset]. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.exif>
- Papi, B. S. (2011). *Uso do espaço do marsupial Caluromys philander (Didelphimorphia, Didelphidae) no Parque Nacional da Serra dos Órgãos-Rio de Janeiro, Brasil*. Universidade do Estado do Rio de Janeiro.
- Parsons, A. W., Forrester, T., McShea, W. J., Baker-Whatton, M. C., Millsaugh, J. J., & Kays, R. (2017). Do occupancy or detection rates from camera traps reflect deer density? *Journal of Mammalogy*, 98(6), 1547–1557. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyx128>
- Passamani, M. (2010). Use of space and activity pattern of *Sphiggurus villosus* (F. Cuvier, 1823) from Brazil (Rodentia: Erethizontidae). *Mammalian Biology*, 75(5), 455–458. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2009.04.005>
- Pataki, D. E. (2015). Grand challenges in urban ecology. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 3. <https://doi.org/10.3389/fevo.2015.00057>

- Patton, J. L., Pardiñas, U. F. J., & D'Elía, G. (2015). *Mammals of South America, Volume 2: Rodents*. University of Chicago Press.
<https://doi.org/10.7208/chicago/9780226169606.001.0001>
- Pelayo-Martínez, J., Ortiz-Lozada, L., Sosa, V. J., Mota-Vargas, C., & Durán-Antonio, J. (2023). Daily activity of threatened canopy mammals in a private protected natural area of tropical southeastern Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 94, e944951.
<https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2023.94.4951>
- Persons, W. E., & Eason, P. (2017). Human activity and habitat type affect perceived predation risk in urban white-footed mice (*Peromyscus leucopus*). *Ethology*, 123(5), 348–356.
<https://doi.org/10.1111/eth.12604>
- Piano, E., Souffreau, C., Merckx, T., Baardsen, L. F., Backeljau, T., Bonte, D., Brans, K. I., Cours, M., Dahirel, M., Debortoli, N., Decaestecker, E., De Wolf, K., Engelen, J. M. T., Fontaneto, D., Gianuca, A. T., Govaert, L., Hanashiro, F. T. T., Higuti, J., Lens, L., ... Hendrickx, F. (2020). Urbanization drives cross-taxon declines in abundance and diversity at multiple spatial scales. *Global Change Biology*, 26(3), 1196–1211.
<https://doi.org/10.1111/gcb.14934>
- Piana, M. R., Aronson, M. F., Pickett, S. T., & Handel, S. N. (2019). Plants in the city: Understanding recruitment dynamics in urban landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(8), 455–463. <https://doi.org/10.1002/fee.2098>
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Groffman, P. M., Band, L. E., Boone, C. G., Burch, W. R., Grimmond, C. S. B., Hom, J., Jenkins, J. C., Law, N. L., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Szlavecz, K., Warren, P. S., & Wilson, M. A. (2008). Beyond Urban Legends: An Emerging Framework of Urban Ecology, as Illustrated by the Baltimore Ecosystem Study. *BioScience*, 58(2), 139–150. <https://doi.org/10.1641/B580208>
- Pinto, F. A. S., Cirino, D. W., Cerqueira, R. C., Rosa, C., & Freitas, S. R. (2022). How Many Mammals Are Killed on Brazilian Roads? Assessing Impacts and Conservation Implications. *Diversity*, 14(10), 835. <https://doi.org/10.3390/d14100835>
- Pires, M. M., Martins, E. G., Silva, M. N. F., & Dos Reis, S. F. (2010). *Gracilinanus microtarsus* (Didelphimorphia: Didelphidae). *Mammalian Species*, 42, 33–40.
<https://doi.org/10.1644/851.1>
- Printes, R. C., Buss, G., Jardim, M. M. D. A., Fialho, M. D. S., Dornelles, S. D. S., Perotto, M., Brutto, L. F. G., Girardi, E., Jerusalinsky, L., Liesenfeld, M. V. A., Lokschin, L. X., & Romanowski, H. P. (2010). The Urban Monkeys Program: A Survey of *Alouatta clamitans* in the South of Porto Alegre and Its Influence on Land use Policy between 1997 and 2007. *Primate Conservation*, 25(1), 11–19. <https://doi.org/10.1896/052.025.0103>
- Porfirio, G., Santos, F. M., Foster, V., Nascimento, L. F., Macedo, G. C., Barreto, W. T. G., Fonseca, C., & Herrera, H. M. (2017). Terrestriality of Wild Sapajus cay (Illiger, 1815) as Revealed by Camera Traps. *Folia Primatologica*, 88(1), 1–8.
<https://doi.org/10.1159/000464148>

- Pruetz, J., & Bertolani, P. (2009). Chimpanzee (*Pan troglodytes verus*) Behavioral Responses to Stresses Associated with Living in a Savannah-Mosaic Environment: Implications for Hominin Adaptations to Open Habitats. *PaleoAnthropology*, 2009, 252–262. <https://doi.org/10.4207/PA.2009.ART33>
- Rasec-Silva, A., Bertassoni, A., & De Marco Júnior, P. (2023). Capuchin monkey (*Sapajus spp.*) diet: Current knowledge, gaps, and future directions. *Primates*, 64(3), 305–317. <https://doi.org/10.1007/s10329-023-01057-w>
- Refinetti, R. (2008). The diversity of temporal niches in mammals. *Biological Rhythm Research*, 39(3), 173–192. <https://doi.org/10.1080/09291010701682690>
- Rega-Brodsky, C. C., Aronson, M. F. J., Piana, M. R., Carpenter, E.-S., Hahs, A. K., Herrera-Montes, A., Knapp, S., Kotze, D. J., Lepczyk, C. A., Moretti, M., Salisbury, A. B., Williams, N. S. G., Jung, K., Katti, M., MacGregor-Fors, I., MacIvor, J. S., La Sorte, F. A., Sheel, V., Threfall, C. G., & Nilon, C. H. (2022). Urban biodiversity: State of the science and future directions. *Urban Ecosystems*, 25(4), 1083–1096. <https://doi.org/10.1007/s11252-022-01207-w>
- Riley, S. P. D., Sauvajot, R. M., Fuller, T. K., York, E. C., Kamradt, D. A., Bromley, C., & Wayne, R. K. (2003). Effects of Urbanization and Habitat Fragmentation on Bobcats and Coyotes in Southern California. *Conservation Biology*, 17(2), 566–576. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01458.x>
- Ritzel, K., & Gallo, T. (2020). Behavior Change in Urban Mammals: A Systematic Review. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 576665. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.576665>
- Robert, K. A., Lesku, J. A., Partecke, J., & Chambers, B. (2015). Artificial light at night desynchronizes strictly seasonal reproduction in a wild mammal. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1816), 20151745. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1745>
- Roberts, M., Brand, S., & Maliniak, E. (1985). The Biology of Captive Prehensile-Tailed Porcupines, *Coendou prehensilis*. *Journal of Mammalogy*, 66(3), 476–482. <https://doi.org/10.2307/1380922>
- Rocha, S. M., De Oliveira, S. V., Heinemann, M. B., & Gonçalves, V. S. P. (2017). Epidemiological Profile of Wild Rabies in Brazil (2002-2012). *Transboundary and Emerging Diseases*, 64(2), 624–633. <https://doi.org/10.1111/tbed.12428>
- Rovero, F., & Marshall, A. R. (2009). Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology*, 46(5), 1011–1017. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01705.x>
- Rose, L. M. (1997). Vertebrate predation and food-sharing in Cebus and Pan. *International Journal of Primatology*, 18(5), 727–765.
- Rose, L. M., Perry, S., Panger, M. A., Jack, K., Manson, J. H., Gros-Louis, J., Mackinnon, K. C., & Vogel, E. (2003). Interspecific interactions between *Cebus capucinus* and other Species: data from three Costa Rican sites. *International Journal of Primatology*.

Roze, U. (2012). *Porcupines: The animal answer guide*. J. Hopkins university press.

Russell A. Mittermeier, Anthony B. Rylands, & Don E. Wilson. (2013). *Handbook of the mammals of the world: Vol. 3: Primates*.

Saito, M., & Koike, F. (2013). Distribution of Wild Mammal Assemblages along an Urban–Rural–Forest Landscape Gradient in Warm-Temperate East Asia. *PLoS ONE*, 8(5), e65464. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065464>

Santini, L., González-Suárez, M., Russo, D., Gonzalez-Voyer, A., Von Hardenberg, A., & Ancillotto, L. (2019). One strategy does not fit all: Determinants of urban adaptation in mammals. *Ecology Letters*, 22(2), 365–376. <https://doi.org/10.1111/ele.13199>

Schell, C. J., Dyson, K., Fuentes, T. L., Des Roches, S., Harris, N. C., Miller, D. S., Woelfle-Erskine, C. A., & Lambert, M. R. (2020). The ecological and evolutionary consequences of systemic racism in urban environments. *Science*, 369(6510), eaay4497. <https://doi.org/10.1126/science.aay4497>

Schulte, M., Gutiérrez-Espeleta, G., & Lynch, J. W. (2020). Human-monkey interaction dynamics and their dietary impacts on central American white-faced capuchins (*Cebus imitator*) at Manuel Antonio National Park, Costa Rica. *Neotropical Primates*, 26(1), 1–9. <https://doi.org/10.62015/np.2020.v26.73>

Seto, K. C., Sánchez-Rodríguez, R., & Fragkias, M. (2010). The New Geography of Contemporary Urbanization and the Environment. *Annual Review of Environment and Resources*, 35(1), 167–194. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-100809-125336>

Sha, J. C. M., & Hanya, G. (2013). Diet, Activity, Habitat Use and Ranging of Two Neighboring Groups of Food-Enhanced Long-Tailed Macaques (*Macaca fascicularis*). *American Journal of Primatology*, 75(6), 581–592. <https://doi.org/10.1002/ajp.22137>

Shannon, G., Cordes, L. S., Hardy, A. R., Angeloni, L. M., & Crooks, K. R. (2014). Behavioral Responses Associated with a Human-Mediated Predator Shelter. *PLoS ONE*, 9(4), e94630. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0094630>

Simioni, S. S., Ribeiro, F. S., Pardini, R., & Püttker, T. (2022). Human-Wildlife Interactions in Urban Areas: Case of *Didelphis aurita*. In: N. C. Cáceres & C. R. Dickman (Orgs.), *American and Australasian Marsupials* (p. 1–19). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-88800-8_29-2

Smith, J. A., Thomas, A. C., Levi, T., Wang, Y., & Wilmers, C. C. (2018). Human activity reduces niche partitioning among three widespread mesocarnivores. *Oikos*, 127(6), 890–901. <https://doi.org/10.1111/oik.04592>

Sobroza, T., Dunn, J., Gordo, M., & Barnett, A. (2023). Do pied tamarins increase scent marking in response to urban noise?. *Ethology Ecology & Evolution*, 36, 136 - 149. <https://doi.org/10.1080/03949370.2023.2248591>.

- Soccorsi, A. E., & LaPoint, S. D. (2023). Assessing spatiotemporal patterns of mesocarnivores along an urban-to-rural gradient. *The Journal of Wildlife Management*, 87(7), e22474. <https://doi.org/10.1002/jwmg.22474>
- Soto-Calderón, I. D., Acevedo-Garcés, Y. A., Álvarez-Cardona, J., Hernández-Castro, C., & García-Montoya, G. M. (2016). Physiological and parasitological implications of living in a city: The case of the white-footed tamarin (*Saguinus leucopus*). *American Journal of Primatology*, 78(12), 1272–1281. <https://doi.org/10.1002/ajp.22581>
- Soulsbury, C. D., Iossa, G., Baker, P. J., Cole, N. C., Funk, S. M., & Harris, S. (2007). The impact of sarcoptic mange *Sarcoptes scabiei* on the British fox *Vulpes vulpes* population. *Mammal Review*, 37(4), 278–296. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2007.00100.x>
- Spotswood, E. N., Beller, E. E., Grossinger, R., Grenier, J. L., Heller, N. E., & Aronson, M. F. J. (2021). The Biological Deserts Fallacy: Cities in Their Landscapes Contribute More than We Think to Regional Biodiversity. *BioScience*, 71(2), 148–160. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa155>
- Steiger, S. S., Valcu, M., Spoelstra, K., Helm, B., Wikelski, M., & Kempenaers, B. (2013). When the sun never sets: Diverse activity rhythms under continuous daylight in free-living arctic-breeding birds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1764), 20131016. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.1016>
- Steiner, M., & Huettmann, F. (2023). *Sustainable Squirrel Conservation: A Modern Reassessment of Family Sciuridae*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-23547-4>
- Stelzner, J. K. (1988). Thermal effects on movement patterns of yellow baboons. *Primates*, 29(1), 91–105. <https://doi.org/10.1007/BF02380852>
- Sukopp, H. (2008). On the Early History of Urban Ecology in Europe. In J. M. Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, U. Simon, & C. ZumBrunnen (Eds.), *Urban Ecology* (pp. 79–97). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_6
- Suscke, P., Presotto, A., & Izar, P. (2021). The role of hunting on *Sapajus xanthosternos*' landscape of fear in the Atlantic Forest, Brazil. *American Journal of Primatology*, 83(5), e23243. <https://doi.org/10.1002/ajp.23243>
- Suzin, A., Back, J. P., Garey, M. V., & Aguiar, L. M. (2017). The Relationship Between Humans and Capuchins (*Sapajus sp.*) in an Urban Green Area in Brazil. *International Journal of Primatology*, 38(6), 1058–1071. <https://doi.org/10.1007/s10764-017-9996-3>
- Swingland, I. R. & Greenwood, Paul J. (1983). *The ecology of animal movement* (pp. 1-311). Oxford: Clarendon Press.
- Tagg, N., McCarthy, M., Dieguez, P., Bocksberger, G., Willie, J., Mundry, R., Stewart, F., Arandjelovic, M., Widness, J., Landsmann, A., Agbor, A., Angedakin, S., Ayimisin, A. E., Bessone, M., Brazzola, G., Corogenes, K., Deschner, T., Dilambaka, E., Eno-Nku, M., ... Boesch, C. (2018). Nocturnal activity in wild chimpanzees (*Pan troglodytes*): Evidence for

flexible sleeping patterns and insights into human evolution. *American Journal of Physical Anthropology*, 166(3), 510–529. <https://doi.org/10.1002/ajpa.23478>

Tan, C. L., Yang, Y., & Niu, K. (2013). Into the night: Camera traps reveal nocturnal activity in a presumptive diurnal primate, *Rhinopithecus brelichi*. *Primates*, 54(1), 1–6. <https://doi.org/10.1007/s10329-012-0318-2>

Teixeira, F. Z., Printes, R. C., Fagundes, J. C. G., Alonso, A. C., & Kindel, A. (2013). Canopy bridges as road overpasses for wildlife in urban fragmented landscapes. *Biota Neotropica*, 13(1), 117–123. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000100013>

Thompson, C. A., Benson, J. F., & Patterson, B. R. (2024). Risk avoidance during dispersal: Temporal and behavioral shifts in selection by non-resident eastern wolves (*Canis c.f. lycaon*). *Biological Conservation*, 300, 110879. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110879>

Vailshery, L. S., Jaganmohan, M., & Nagendra, H. (2013). Effect of street trees on microclimate and air pollution in a tropical city. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(3), 408–415. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.03.002>

Van Doormaal, N., Ohashi, H., Koike, S., & Kaji, K. (2015). Influence of human activities on the activity patterns of Japanese sika deer (*Cervus nippon*) and wild boar (*Sus scrofa*) in Central Japan. *European Journal of Wildlife Research*, 61(4), 517–527. <https://doi.org/10.1007/s10344-015-0922-8>

Van Helden, B. E., Close, P. G., Stewart, B. A., Speldewinde, P. C., & Comer, S. J. (2020). An underrated habitat: Residential gardens support similar mammal assemblages to urban remnant vegetation. *Biological Conservation*, 250, 108760. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108760>

Van Roekel, K., Snijders, L., & Visscher, D. (2024). Spatiotemporal responses of ungulates to hunting in a fenced multi-use area. *Wildlife Research*. <https://doi.org/10.1071/wr24027>.

Vehkaoja, M., Niemi, M., & Väänänen, V.-M. (2020). Effects of urban infrastructure on aquatic invertebrate diversity. *Urban Ecosystems*, 23(4), 831–840. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00947-x>

Verçosa, J. V. D. A., & Setz, E. Z. F. (2020). Dieta e área de vida de saguis urbanos no parque linear do Ribeirão das Pedras (Campinas-SP, Brasil). *Neotropical Primates*, 26(2), 17–24. <https://doi.org/10.62015/np.2020.v26.57>

Verçosa, J. V. D. A., & Setz, E. Z. F. (2020). Dieta Sazonal dos primatas da ARIE Mata de Santa Genebra. Anais do XXVIII Congresso de Iniciação Científica da UNICAMP, Campinas, Brasil.

Voss, R. S., & Jansa, S. A. (2012). Snake-venom resistance as a mammalian trophic adaptation: Lessons from didelphid marsupials. *Biological Reviews*, 87(4), 822–837. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2012.00222.x>

Wang, Y., Allen, M. L., & Wilmsers, C. C. (2015). Mesopredator spatial and temporal responses to large predators and human development in the Santa Cruz Mountains of

California. *Biological Conservation*, 190, 23–33.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.007>

Watts, D. P. (2020). Meat eating by nonhuman primates: A review and synthesis. *Journal of human Evolution*, 149, 102882. <https://doi.org/10.1016/j.jhevol.2020.102882>

Weiland, U., & Richter, M. (2011). Urban Ecology–Brief History and Present Challenges. Em M. Richter & U. Weiland (Orgs.), *Applied Urban Ecology* (1o ed, p. 1–11). Wiley.
<https://doi.org/10.1002/9781444345025.ch1>

White, R. J., & Razgour, O. (2020). Emerging zoonotic diseases originating in mammals: A systematic review of effects of anthropogenic land-use change. *Mammal Review*, 50(4), 336–352. <https://doi.org/10.1111/mam.12201>

Whittington, J., Hebblewhite, M., Baron, R. W., Ford, A. T., & Paczkowski, J. (2022). Towns and trails drive carnivore movement behaviour, resource selection, and connectivity. *Movement Ecology*, 10(1), 17. <https://doi.org/10.1186/s40462-022-00318-5>

Whitworth, A., Beirne, C., Pillco Huarcaya, R., Whittaker, L., Serrano Rojas, S. J., Tobler, M. W., & MacLeod, R. (2019). Human disturbance impacts on rainforest mammals are most notable in the canopy, especially for larger-bodied species. *Diversity and Distributions*, 25(7), 1166–1178. <https://doi.org/10.1111/ddi.12930>

Wilkinson, C. E., Quinn, N., Eng, C., & Schell, C. J. (2025). Environmental Health and Societal Wealth Predict Movement Patterns of an Urban Carnivore. *Ecology Letters*, 28(2), e70088. <https://doi.org/10.1111/ele.70088>

Woinarski, J. C. Z., & Fisher, D. O. (2023). Conservation Biogeography of Modern Species of Australasian Marsupials. Em N. C. Cáceres & C. R. Dickman (Orgs.), *American and Australasian Marsupials* (p. 1–48). Springer International Publishing.
https://doi.org/10.1007/978-3-030-88800-8_44-1

Woolley, L., Geyle, H. M., Murphy, B. P., Legge, S. M., Palmer, R., Dickman, C. R., Augusteyn, J., Comer, S., Doherty, T. S., Eager, C., Edwards, G., Harley, D. K. P., Leiper, I., McDonald, P. J., McGregor, H. W., Moseby, K. E., Myers, C., Read, J. L., Riley, J., ... Woinarski, J. C. Z. (2019). Introduced cats *Felis catus* eating a continental fauna: Inventory and traits of Australian mammal species killed. *Mammal Review*, 49(4), 354–368.
<https://doi.org/10.1111/mam.12167>

Wollnik, F., Breit, A., & Reinke, D. (1991). Seasonal Change in the Temporal Organization of Wheel-Running Activity of the European Hamster, *Cricetus cricetus*. *Naturwissenschaften*, 78.

Wood, E. M., & Esaian, S. (2020). The importance of street trees to urban avifauna. *Ecological Applications*, 30(7), e02149. <https://doi.org/10.1002/eap.2149>

Wu, Y., Wang, H., Wang, H., & Feng, J. (2018). Arms race of temporal partitioning between carnivorous and herbivorous mammals. *Scientific Reports*, 8(1), 1713.
<https://doi.org/10.1038/s41598-018-20098-6>

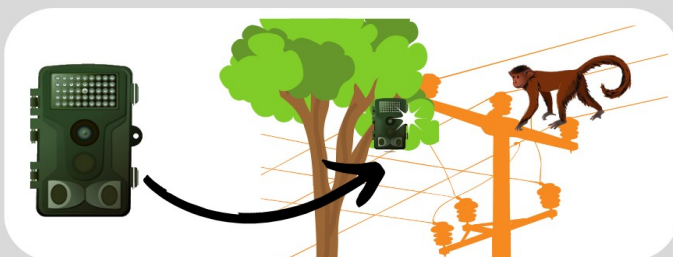
Yabsley, S. H., Meade, J., Hibburt, T. D., Martin, J. M., Boardman, W. S. J., Nicolle, D., Walker, M. J., Turbill, C., & Welbergen, J. A. (2022). Variety is the spice of life: Flying foxes exploit a variety of native and exotic food plants in an urban landscape mosaic. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 907966. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.907966>

Zeller, K. A., Wattles, D. W., Conlee, L., & DeStefano, S. (2019). Black bears alter movements in response to anthropogenic features with time of day and season. *Movement Ecology*, 7(1), 19. <https://doi.org/10.1186/s40462-019-0166-4>

MATERIAL SUPLEMENTAR 1

- Folheto entregue aos moradores

Caro vizinho(a) da Santa Genebra. Esse equipamento da figura é uma câmera trap. Nós, pesquisadores do Departamento de Biologia Animal da UNICAMP (Universidade Estadual de Campinas), em associação com a ARIE Mata de Santa Genebra, usaremos elas para monitorar a movimentação dos mamíferos arborícolas (aqueles que vivem em árvores) na rede de fios elétricos. As câmeras possuem um sensor de movimento, que ao ser ativado, tira uma foto e registra o dia e horário que esses animais estão circulando fora da mata em busca de alimento. Todos esses dados serão utilizados em uma pesquisa científica, beneficiando tanto nossa fauna quanto os moradores. As câmeras estão apontadas diretamente para os fios onde os animais passam, **não registrando de forma alguma as moradias ou pessoas.**



Dúvidas ou sugestões? Nos mande uma mensagem

 **(19) 99899-4133**

LEVIn (Laboratório de Ecologia das Variações Individuais) - UNICAMP

MATERIAL SUPLEMENTAR 2

- Coordenadas dos pontos de instalação das câmeras.

Pontos	Coordenadas	Fases de instalação
P1	-22.8274443, -47.1047572	F1, F2
P2	-22.8273805, -47.1046554	F1, F2
P3	-22.8279556, -47.1047684	F1, F2
P4	-22.827805, -47.104824	F1
P5	-22.8273805, -47.1046554	F2
P6	-22.8273805, -47.1046554	F1, F2
P7	-22.8277229, -47.1045353	F2
P8 (P8.a e P8.b) *	-22.8238209, -47.1046418	F1 e F2
P9	-22.8234665, -47.1045965	F2
P10 (P10.a e P10.b) *	-22.8293971, -47.1052099	F1, F2
P11	-22.8289443, -47.1050683	F1, F2
P12 (P12.a e P12.b) *	-22.8240007, -47.1051168	F1, F2
P13	-22.8303799, -47.1049794	F1, F2
P14	-22.828362, -47.105095	F1, F2
P15	-22.8242102, -47.1050786	F1
P16	-22.8306707, -47.1047549	F1, F2
P17	-22.8309194, -47.1047944	F1, F2
P18	-22.8237965, -47.104984	F1, F2
P19	-22.8308288, -47.1045581	F2
P20**	-22.8240007, -47.1051168	F2
P21**	-22.8293971, -47.1052099	F2

*Pontos onde duas câmeras foram instaladas.

**Câmeras de vídeo.

MATERIAL SUPLEMENTAR 3

Espécies de aves detectadas pelas câmeras no período de setembro de 2022 a agosto de 2023.

Família	Espécie	Nome comum	IUCN ¹
Accipitridae	<i>Geranospiza caerulescens</i>	Gavião-pernilongo	LC
	<i>Rupornis magnirostris</i>	Gavião-carijó	LC
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	Rolinha-roxa	LC
	<i>Patagioenas picazuro</i>	Asa-branca	LC
Cracidae	<i>Penelope obscura</i>	Jacuaçu	LC
Cuculidae	<i>Guira guira</i>	Anu-branco	LC
	<i>Piaya cayana</i>	Alma-de-gato	LC
Dendrocolaptidae	<i>Campylorhamphus falcularius</i>	Arapaçu-de-bico-torto	LC
Furnariidae	<i>Furnarius rufus</i>	João-de-Barro	LC
Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	Pardal	LC
Psittacidae	<i>Psittacara leucophthalmus</i>	Periquitão-maracanã	LC
Rhinocryptidae	<i>Thlypopsis sayaca</i>	Sanhaço-cinzento	LC
Strigidae	<i>Athene cunicularia</i>	Coruja-buraqueira	LC
Turdidae	<i>Turdus amaurochalinus</i>	Sabiá-poca	LC
	<i>Turdus flavipes</i>	Sabiá-una	LC
	<i>Turdus leucomelas</i>	Sabiá-barranco	LC
	<i>Turdus rufiventris</i>	Sabiá-laranjeira	LC
Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Bem-te-vi	LC

¹IUCN: LC (Menos preocupante).

MATERIAL SUPLEMENTAR 4

Registros de ouriço-cacheiro (*C. spinosus*) interagindo com o poste em P20.

Data	Horário	Comportamento
------	---------	---------------

10/03/2023	21:49	Cheirar
11/03/2023	04:09	Cheirar e marcar
11/03/2023	05:06	Marcar
11/03/2023	21:30	Cheirar e marcar
11/03/2023	21:49	Cheirar
12/03/2023	12:47	Marcar
14/03/2023	19:58	Marcar
17/03/2023	20:29	Cheirar
17/03/2023	22:21	Cheirar
18/03/2023	12:47	Cheirar
21/03/2023	03:11	Cheirar
21/03/2023	22:48	Marcar
23/03/2023	20:50	Marcar
10/04/2023	23:54	Marcar
16/04/2023	22:47	Cheirar
24/04/2023	20:53	Marcar
11/05/2023	02:21	Marcar
19/05/2023	08:02	Marcar
04/06/2023	21:10	Marcar
13/06/2023	21:09	Cheirar e marcar

SUPPLEMENTAL MATERIAL 5

Camera trap days for each sampling station and capture rate per sampling station for each species, as well as overall capture rates, for both seasons.

Sampling Stations	Cameras trap days		<i>S. nigritus</i>		<i>C. spinosus</i>		<i>D. albiventris</i>		<i>C. lanatus</i>		General	
	Dry season	Wet season	Dry season	Wet season	Dry season	Wet season	Dry season	Wet season	Dry season	Wet season	Dry season	Wet season
P1	159	101	3.45	2.06	0	0	0	0	0	0	3.45	2.07
P2**	11	0	3.18	0	0.81	0	0	0	0	0	4	0
P3	145	11	0.84	0.18	0.13	0	0.03	0	0	0	1.02	0.18
P4	17	5	0.05	0.2	0	0	0	0	0	0	0.05	0.20
P5*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P6*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P7	136	17	0.51	0	0	0	0	0	0	0	0.51	0
P8	159	80	2.73	5.02	0.32	1.9	0.22	2.13	0	0	3.27	9.06
P9	142	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P10	148	23	0.10	0.6	0.03	0.3	0	0	0	0	0.14	0.91
P11	159	149	0.03	0.6	0	0	0	0	0	0	0.03	0.61
P12	159	143	16.63	7.41	0.63	2.25	0.34	0.35	0.03	0.01	17.65	10.03
P13	74	46	0.14	0.10	0.14	0.23	0	0	0	0	0.29	0.34
P14	159	72	0.05	0.01	1.59	1.81	0.09	0.01	0.06	0.27	1.81	2.12
P15**	17	50	10.70	18.24	0	0	0	0	0	0	10.70	18.24
P16	157	97	0.79	0.44	0.12	0.52	0	0	0	0	0.91	0.96

P17	142	11	0.88	0.72	0.01	0	0	0	0	0	0.90	0.72
P18	159	18	1.81	2.27	0.29	1.5	0.02	0	0	0	2.13	3.77
P19	142	11	0.86	1.18	0.07	0.18	0	0	0	0	0.90	1.36

*Did not work

**Failed after a while

SUPPLEMENTAL MATERIAL 6

Activity probabilities for each species during the Wet season, according to the General model.

Probabilities	<i>C.</i> <i>philander</i>	<i>D.</i> <i>albiventris</i>	<i>S.</i> <i>nigritus</i>	<i>C.</i> <i>spinosus</i>
Diurnal	0.00	0.00	1.00	0.00
Nocturnal	0.88	1.00	0.00	1.00
Crepuscular	0.00	0.00	0.00	0.00
Cathemeral	0.00	0.00	0.00	0.00
Diurnal-Crepuscular	0.00	0.00	0.00	0.00
Diurnal-Nocturnal	0.01	0.00	0.00	0.00
Crepuscular- Nocturnal	0.11	0.00	0.00	0.00

Activity probabilities for each species during the Dry season, according to the general model.

Probabilities	<i>C.</i> <i>philander</i>	<i>D.</i> <i>albiventris</i>	<i>S.</i> <i>nigritus</i>	<i>C.</i> <i>spinosus</i>
Diurnal	0	0	1	0
Nocturnal	0.98	1.00	0.00	1.00
Crepuscular	0.00	0.00	0.00	0.00
Cathemeral	0.00	0.00	0.00	0.00
Diurnal-Crepuscular	0.00	0.00	0.00	0.00
Diurnal-Nocturnal	0.01	0.00	0.00	0.00
Crepuscular- Nocturnal	0.01	0.00	0.00	0.00

SUPPLEMENTAL MATERIAL 7

- Median probabilities

Table 1. Median probabilities for the Wet season.

Species	Median probabilities		
	p_crep	p_day	p_night
<i>C. philander</i>	0.09338055	0.02471396	0.86944337
<i>D. albiventris</i>	0.01238161	0.97503021	0.01242681
<i>S. nigrinus</i>	0.05822509	0.03965894	0.90015371
<i>C. spinosus</i>	0.07856571	0.02196544	0.89869605

Table 2. Median probabilities for the Dry season.

Species	Median probabilities		
	p_crep	p_day	p_night
<i>C. philander</i>	0.03089742	0.03186974	0.923869972
<i>D. albiventris</i>	0.06678323	0.01397413	0.915615430
<i>S. nigrinus</i>	0.02974804	0.96284835	0.007384744
<i>C. spinosus</i>	0.07501227	0.02920521	0.895091880

- Posterior Quantiles probabilities

Table 3. Posterior quantile probabilities for the Wet season.

Species	Percentages	p_crep_1	p_day_1	p_night_1
<i>C. philander</i>	2.5%	0.02326963	0.0008412569	0.8047756
	50%	0.09338055	0.0247139562	0.8694434
	97.5%	0.17638703	0.1037793865	0.9581624
<i>D. albiventris</i>	2.5%	0.03159309	0.01910562	0.8574886
	50%	0.05822509	0.03965894	0.9001537
	97.5%	0.09231853	0.07082501	0.9357411
<i>S. nigritus</i>	2.5%	0.008758839	0.9689460	0.008860457
	50%	0.012381608	0.9750302	0.012426806
	97.5%	0.017015438	0.9803947	0.016924136
<i>C. spinosus</i>	2.5%	0.06090543	0.01273062	0.8758137
	50%	0.07856571	0.02196544	0.8986961
	97.5%	0.09925158	0.03443380	0.9190120

Table 4. Posterior quantile probabilities for the Dry season.

Species	Percentages	p_crep_1	p_day_1	p_night_1
<i>C. philander</i>	2.5%	0.001065771	0.001141544	0.8158633
	50%	0.030897424	0.031869739	0.9238700
	97.5%	0.135185068	0.136137380	0.9878438
<i>D. albiventris</i>	2.5%	0.02956801	0.002015409	0.8559280
	50%	0.06678323	0.013974126	0.9156154
	97.5%	0.12180264	0.048658584	0.9564435
<i>S. nigritus</i>	2.5%	0.02477882	0.9566860	0.005162301
	50%	0.02974804	0.9628483	0.007384744
	97.5%	0.03523743	0.9684186	0.010117519
<i>C. spinosus</i>	2.5%	0.05382411	0.01684030	0.8691686
	50%	0.07501227	0.02920521	0.8950919
	97.5%	0.09840145	0.04496412	0.9205291

SUPPLEMENTAL MATERIAL 8

- Gelman-Rubin diagnostic tests

Table 1. Gelman-Rubin diagnostic test results for the Wet season.

Species		Point est.	Upper C. I.
<i>C. philander</i>	p1_1	1.00	1.00
	p1_2	1.00	1.00
<i>D. albiventris</i>	p1_1	1.00	1.01
	p1_2	1.00	1.00
<i>S. nigrinus</i>	p1_1	1.00	1.01
	p1_2	1.00	1.01
<i>C. spinosus</i>	p1_1	1.00	1.00
	p1_2	1.00	1.00

Table 2. Gelman-Rubin diagnostic test results for the Dry season.

Species		Point est.	Upper C. I.
<i>C. philander</i>	p1_1	1.00	1.00
	p1_2	1.00	1.00
<i>D. albiventris</i>	p1_1	1.00	1.00
	p1_2	1.00	1.00
<i>S. nigrinus</i>	p1_1	1.01	1.02
	p1_2	1.00	1.01
<i>C. spinosus</i>	p1_1	1.00	1.00

p1_2	1.00	1.00
------	------	------

ANEXOS

ANEXO 1

DECLARAÇÃO DE BIOÉTICA E BIOSSEGURANÇA



COORDENADORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO
INSTITUTO DE BIOLOGIA
Universidade Estadual de Campinas
Caixa Postal 6109. 13083-970, Campinas, SP, Brasil
Fone (19) 3521-6378. email: cpgib@unicamp.br



DECLARAÇÃO

Em observância ao **§5º do Artigo 1º da Informação CCPG-UNICAMP/001/15**, referente a Bioética e Biossegurança, declaro que o conteúdo de minha Dissertação de Mestrado, intitulada ***"A vida por um fio: ecologia urbana de mamíferos que se deslocam pela rede de fios elétricos"***, desenvolvida no Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Biologia da Unicamp, não versa sobre pesquisa envolvendo seres humanos, animais ou temas afetos a Biossegurança.

Assinatura: Isabela Viotto Conti
Nome do(a) aluno(a): Isabela Viotto Conti

Assinatura: Raul Costa Pereira
Nome do(a) orientador(a): Prof. Dr. Raul Costa Pereira

Data: 23/07/2025

ANEXO 2

DECLARAÇÃO DE DIREITOS AUTORAIS

Declaração

As cópias de artigos de minha autoria ou de minha co-autoria, já publicados ou submetidos para publicação em revistas científicas ou anais de congressos sujeitos a arbitragem, que constam da minha Dissertação/Tese de Mestrado/Doutorado, intitulada **"A vida por um fio: ecologia urbana de mamíferos que se deslocam pela rede de fios elétricos"**, não infringem os dispositivos da Lei n.º 9.610/98, nem o direito autoral de qualquer editora.

Campinas, 23 de jul. de 25

Assinatura : Isabela V. Conti
Nome do(a) autor(a): **Isabela Viotto Conti**
RG n.º 54132245

Assinatura : Raul Costa Pereira .
Nome do(a) orientador(a): **Raul Costa Pereira**
RG n.º 001560521