



FATORES QUE INFLUENCIAM A DETECTABILIDADE DE MAMÍFEROS TERRESTRES EM UMA ÁREA DE MATA ATLÂNTICA NO SUDESTE DO BRASIL

Cecilia Cronemberger^{1,2*}, Cristian de Sales Dambros³, Julian Nicholas Garcia Willmer⁴, Mariana Silva Ferreira⁵, Átilla Colombo Ferreguetti⁴ & Helena Godoy Bergallo^{2,4,6}

¹Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Av. Rotariana s/n, CEP 25960-602, Teresópolis, RJ, Brasil.

² Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente, Rua São Francisco Xavier 524, bloco F - sala 12.005, Maracanã, CEP 20550-900, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

³ Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Departamento de Ecologia e Evolução, Av. Roraima, 1000, CEP 97105-900, Santa Maria, RS, Brasil.

⁴ Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, CEP 20550-900, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

⁵ Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia, Av. Carlos Chagas Filho, 373, Cidade Universitária, CEP 21941-590, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

⁶ Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Departamento de Ecologia, Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, CEP 20550-900, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

E-mails: ceciliacronemberger@gmail.com (*autora correspondente); cristian.dambros@ufsm.br; julian_willmer@hotmail.com; msferreira84@gmail.com; atilla.ferreguetti@gmail.com; vena.bergallo@gmail.com

Resumo: O uso de dados de presença e ausência em estudos de monitoramento de fauna vem aumentando rapidamente nas últimas décadas. Este estudo usa dados de presença e ausência obtidos por armadilhas fotográficas ao longo de oito anos na localidade do Garrafão, no estado do Rio de Janeiro, para analisar o efeito do esforço amostral e de sucessivas trocas de modelo de armadilha fotográfica e tipo de registro (foto ou vídeo) sobre a probabilidade de detecção de mamíferos, bem como o efeito da presença de animais domésticos e pessoas sobre a probabilidade de ocupação das espécies, utilizando um modelo estático de ocupação multi-espécies (MSOM). Registramos cinco espécies de mamíferos terrestres de médio porte: *Cuniculus paca*, *Dasyprocta leporina*, *Didelphis aurita*, *Nasua nasua* e *Leopardus wiedii*, além de uma espécie de pequeno porte, *Guerlinguetus brasiliensis*. O esforço amostral e a substituição progressiva de modelos de armadilha e tipo de registro influenciaram positivamente a detectabilidade das espécies, com um efeito maior sobre as espécies de menor peso corpóreo. Apenas *Didelphis aurita* apresentou aumento na probabilidade de ocupação ao longo do tempo, enquanto as demais espécies apresentaram estimativas pouco informativas. A ocupação média das espécies não foi influenciada pela presença de gatos domésticos e pessoas, mas foi positivamente correlacionada com a presença de cães domésticos. Os resultados reforçam a importância de incorporar o efeito do modelo de armadilha fotográfica e suas configurações sobre a detectabilidade nos modelos de ocupação, o que pode trazer mais precisão nas estimativas de ocupação em estudos em que há mudanças de equipamento, como programas de monitoramento de longo prazo.

Palavras-chave: amostragem passiva; mamíferos de médio porte; modelo de ocupação multi-espécies, monitoramento.

FACTORS INFLUENCING TERRESTRIAL MAMMAL DETECTION IN AN ATLANTIC FOREST AREA, SOUTHEASTERN BRAZIL: The use of presence-absence data in wild animal monitoring studies has increased rapidly in recent decades. This study uses presence-absence data obtained by camera traps over eight years in the locality of Garrafão, in Rio de Janeiro state, to analyze the effects of sampling effort and successive changes in camera trap model and record type (photo or video) on mammal species' detection probabilities, as well as the effect of the presence of domestic animals and people on the species' occupancy, using a static multi-species occupancy model (MSOM). We recorded five medium-sized terrestrial mammal species: *Cuniculus paca*, *Dasyprocta leporina*, *Didelphis aurita*, *Nasua nasua* and *Leopardus wiedii*, in addition to a small species, *Guerlinguetus brasiliensis*. Sampling effort and progressive replacement in camera trap models and type of record positively influenced the detection probabilities of the species, with a greater effect on smaller sized species. Only one species, *Didelphis aurita*, increased its occupancy over time, while the other species showed uninformative estimates. Mean occupancy of the species was not influenced by the presence of domestic cats and people, but was positively correlated with the presence of domestic dogs. The results reinforce the importance of incorporating the effect of camera trap model and its settings on detection probabilities in occupancy models, which may result in greater precision in occupancy estimates in studies where there are equipment changes, such as long-term monitoring programs.

Keywords: passive sampling; medium-sized mammals; multi-species occupancy model, monitoring.

INTRODUÇÃO

O monitoramento da ocorrência de espécies é fundamental para promover ações de conservação e manejo da biodiversidade, especialmente em áreas protegidas (Balmford, Green & Jenkins 2003, Morrison *et al.* 2011). O uso de dados de presença e ausência em estudos de monitoramento de fauna vem aumentando rapidamente nas últimas décadas (MacKenzie *et al.* 2002, Sollmann 2018). Isso provavelmente se deve ao fato de o monitoramento da presença e ausência ter menores restrições econômicas e logísticas quando comparado ao monitoramento da abundância e, assim, torna-se mais atraente em estudos de monitoramento de longo prazo e em grandes escalas espaciais (MacKenzie *et al.* 2002, 2003). Outro fator que vem contribuindo para o uso de dados de presença e ausência é o desenvolvimento de métodos passivos de coleta como armadilhas fotográficas e sofisticadas análises de dados binários (Sollmann 2018, Pollock *et al.* 2020). A partir destas informações, podemos obter tanto a probabilidade de ocupação local, isto é, a probabilidade de um local (ou unidade amostral) ser ocupado por uma espécie, quanto a probabilidade de detecção, que informa a probabilidade de detectar uma determinada espécie durante uma determinada ocasião de amostragem, dado que a espécie está presente na área (MacKenzie *et al.* 2002).

Muitos estudos fazem a suposição implícita que todas as espécies presentes serão detectadas ou que falsas ausências são insignificantes. No entanto, outros estudos vêm demonstrando que as probabilidades de detecção são frequentemente muito inferiores a 1 (Kery 2002, Tyre *et al.* 2003) e que falsas ausências podem ter um impacto negativo nos estudos de monitoramento (Rhodes *et al.* 2006). Não considerar que a detecção é imperfeita gera um viés nas análises e resulta em uma subestimativa da probabilidade de ocupação das espécies (MacKenzie & Bailey 2004, Kojin & Grelle 2012). Uma fonte de variação sobre a probabilidade de detecção de espécies por armadilhas fotográficas que nem sempre é levada em consideração é o desempenho de diferentes marcas e modelos e das configurações adotadas, como registros em fotos ou vídeos (Wellington *et al.* 2014, Hofmeester *et al.* 2019). Esta questão é particularmente importante em estudos longos, como no monitoramento, em que ocorre substituição de equipamentos por modelos mais novos (Rovero *et al.* 2013). Modelos de ocupação que consideram a detecção imperfeita se apresentam como uma alternativa eficiente para lidar com esses vieses, uma vez que estimam a ocupação e a detectabilidade separadamente (MacKenzie *et al.* 2002).

O bairro do Garrafão é uma localidade inserida dentro dos limites do Parque Nacional da Serra dos

Órgãos (PARNASO), e adjacente ao Parque Estadual dos Três Picos, na região serrana do Estado do Rio de Janeiro. Esta localidade é palco do mais longo estudo de monitoramento ininterrupto de populações de pequenos mamíferos já realizado no Brasil (Gentile *et al.* 2023). Apesar do extenso conhecimento sobre a comunidade de pequenos mamíferos, informações sobre a mastofauna de médio e grande porte ainda são limitadas (Macedo *et al.* 2007). Apesar de inserida em uma unidade de conservação de proteção integral, a localidade do Garrafão tem longo histórico de ocupação humana (Rocha 2007), sendo atualmente ocupada por um condomínio residencial com 47 propriedades (Viveiros de Castro 2018). Neste contexto, é grande a circulação de pessoas e animais domésticos na mata próxima às residências, o que pode afetar o uso do espaço e ocupação da área pelas espécies nativas de mamíferos (Lessa *et al.* 2016, 2017).

Este trabalho usa dados de presença e ausência de mamíferos terrestres de médio porte gerados por armadilhas fotográficas em um único sítio amostral, na localidade do Garrafão, durante oito anos, para analisar o efeito do esforço amostral e de sucessivas trocas de modelo de armadilha fotográfica e tipo de registro (foto ou vídeo) sobre a probabilidade de detecção das espécies, bem como o efeito da presença de animais domésticos e pessoas sobre a probabilidade de ocupação. A hipótese do estudo é que a detectabilidade das espécies seja afetada pelo esforço amostral, modelo de câmara e modo de registro utilizado. A detecção de algumas espécies que necessitam de áreas de vida maiores costuma ser afetada pelo esforço amostral. Por outro lado, a tecnologia tem avançado muito e a qualidade das armadilhas fotográficas também, assim a detecção também pode ser afetada pela marca e se modo vídeo ou foto utilizado. Em uma escala temporal, a ocupação local das espécies pode decair se ocorrer um aumento na ocupação temporal de espécies exóticas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na localidade do Garrafão, bairro pertencente ao município de Guapimirim, localizado no Parque Nacional da

Serra dos Órgãos, região serrana do estado do Rio de Janeiro (22°28'28" S, 42°59'86" W, WGS84, Figura 1). A área, de cerca de 196 hectares, compreende um grande vale, nos arredores dos afluentes do rio Iconha, na face sul da Serra, no complexo vegetacional da floresta pluvial montana (Rizzini 1979). A vegetação encontra-se em estágio sucessional secundário e maduro, com dois estratos no dossel. São encontrados na região cipós e lianas, epífitas (principalmente bromélias), palmeiras-de-espinho (*Astrocaryum aculeatissimum*), palmitos (*Euterpe edulis*), pteridófitas e bambus (*Guadua tagoara*) (Macedo *et al.* 2007).

O ponto amostral está localizado próximo a uma grade fixa de captura de pequenos mamíferos (denominada grade B), estabelecida pelo grupo de pesquisa do Laboratório de Vertebrados da Universidade Federal do Rio de Janeiro, e monitorada ininterruptamente por 22 anos (1997-2019, Gentile *et al.* 2023) (Figura 2). O ponto amostral está a 37 m da trilha para a Cachoeira do Garrafão, que cruza a grade de amostragem, a 70 m da estrada interna do condomínio e a 122 m de distância do Rio Iconha. A cobertura vegetal é fechada, com dossel de cerca de 10 m, com sub-bosque mais fechado, em razão da presença de bambuzal, e mais aberto em outras áreas devido ao uso frequente da trilha de acesso à cachoeira. O ponto amostral fica a 640 metros acima do nível do mar. O relevo da região é irregular, principalmente nos pontos próximos à cachoeira. O clima é mesotérmico-úmido-moderado (Nimer 1989). As médias mensais mínimas e máximas de temperatura variaram entre $15,8 \pm 0,5$ °C e $24,8 \pm 1,6$ °C e a precipitação é, em média, 1.627,6 mm/ano. Os meses mais secos são junho, julho e agosto.

Registro dos mamíferos

Este trabalho utiliza dados de um único ponto amostral oriundo do projeto de monitoramento de mamíferos de médio e grande porte do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. A localização do ponto amostral do Garrafão foi definida em um desenho amostral sistemático, em que estações amostrais foram regularmente distribuídas, em uma adaptação do método desenvolvido por Team Network (2011). A amostragem se concentrou na época seca, entre abril e outubro de cada ano, com

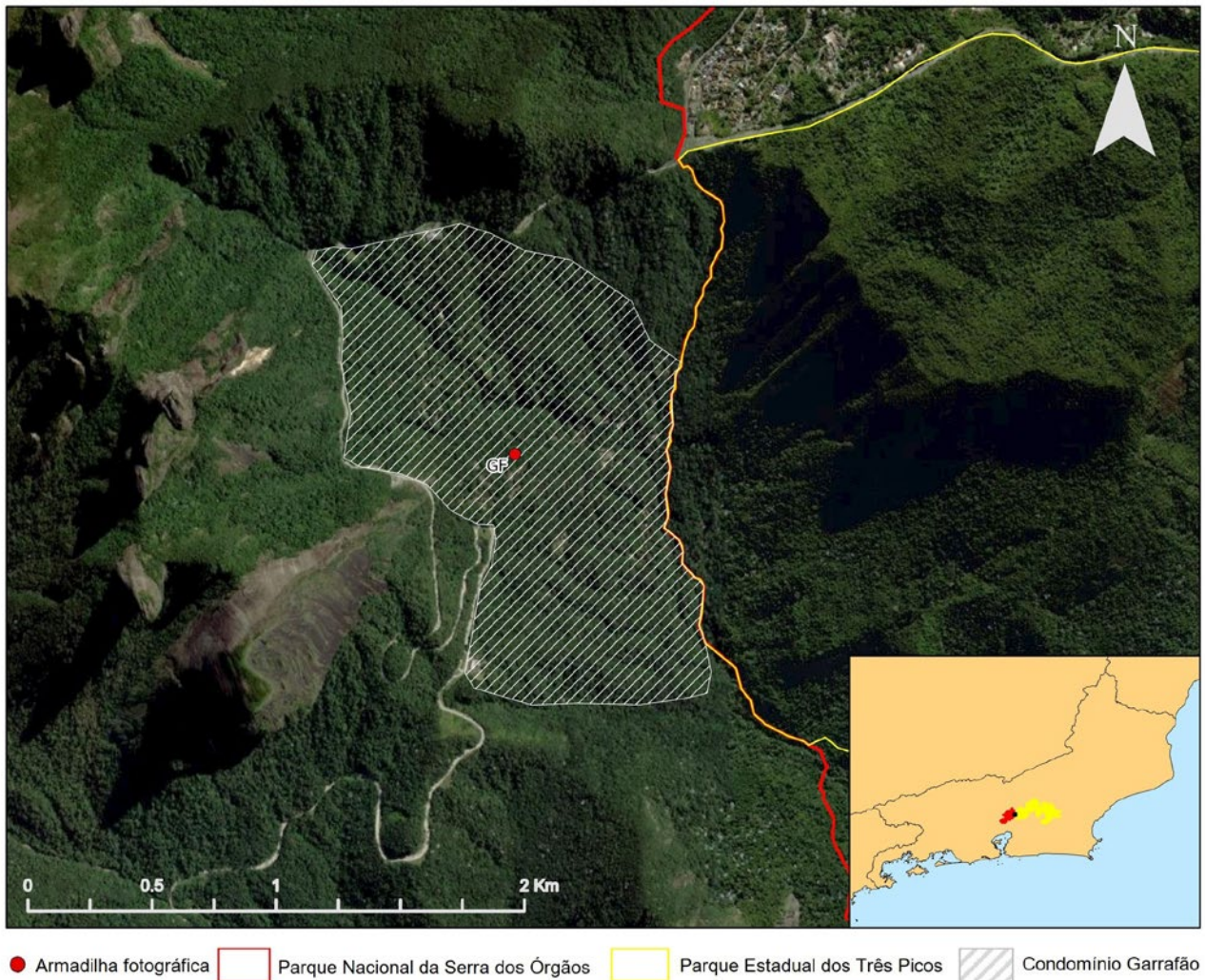


Figura 1. Localização do ponto amostral (em vermelho) na localidade do Garrafão (hachurado) em relação ao Estado do Rio de Janeiro e às unidades de conservação Parque Nacional da Serra dos Órgãos e Parque Estadual dos Três Picos. Imagem de satélite: ESRI, Maxar.

Figure 1. Sampling point location (red dot) in the Garrafão site (hatched) in relation to the Rio de Janeiro State and the protected areas of Serra dos Órgãos National Park and Três Picos State Park. Satellite image: ESRI, Maxar.

exceção de 2016. O período de permanência das armadilhas em campo variou de 60 a 187 dias (ver material suplementar 1). A marca e modelo das armadilhas utilizadas variaram ao longo do tempo de acordo com a disponibilidade de material, bem como o tipo de registro (foto ou vídeo, ver material suplementar 1). Foram utilizados os seguintes modelos de armadilhas fotográficas: Tigrinus 6D em (modo foto), Bushnell Trophy Cam Brown (em modo vídeo), Amcrest (em modo híbrido - três fotos sequenciais seguidas de vídeo) e Bushnell Trophy Cam Agressor (em modo vídeo). O esforço efetivo total em 8 anos foi de 961 armadilhas-dia.

Consideramos apenas as espécies de mamíferos terrestres com peso corporal médio maior que

1 kg, por serem passíveis de mais fácil registro e identificação por armadilhas fotográficas (Lima *et al.* 2017). Apesar de sua massa corpórea de menos de 300g, incluímos o caxinguelê (*Guerlinguetus brasiliensis*) entre os mamíferos alvo deste estudo porque a espécie costuma ser bem registrada por armadilhas fotográficas, é de fácil identificação e costuma ser incluída em estudos deste tipo, ao lado de espécies maiores (Tobler *et al.* 2008, Lima *et al.* 2017).

Modelo de ocupação

Para investigar a variação temporal na ocupação das espécies, considerando a detecção imperfeita,

utilizamos um modelo de ocupação multi-espécies (MSOM) estático, a partir de uma abordagem hierárquica bayesiana. Modelos de ocupação são formulados de maneira hierárquica, em geral considerando que a presença de uma espécie em determinada área de estudo depende de duas escalas: temporal e espacial, relacionadas a dois parâmetros de interesse: detectabilidade e ocupação, respectivamente (Mackenzie *et al.* 2002). Um modelo de ocupação simples tem dois níveis hierárquicos (um espacial e um temporal, *e.g.* Mackenzie *et al.* 2002), enquanto um modelo dinâmico de múltiplas estações tem três níveis

(um nível espacial e dois níveis temporais, *e.g.* Mackenzie *et al.* 2003).

Para trabalhar com um modelo de ocupação com apenas um ponto amostral, substituímos a dimensão espacial por uma segunda dimensão temporal, mantendo assim um desenho hierárquico. O modelo elaborado pode ser considerado estático por não incorporar os parâmetros de extinção e colonização nos intervalos entre os anos, mas incorpora o tempo decorrido em dois níveis hierárquicos (semanas e meses). Organizamos o histórico de presença/ausência das espécies em $i = 133$ ocasiões de sete dias, depois organizados, em



Figura 2. Detalhe da área de estudo e sua localização em relação à grade B de amostragem de pequenos mamíferos, ao Rio Iconha, a trilha para a Cachoeira do Garrafão, a estrada interna do condomínio e as áreas ocupadas. Imagem: OpenStreetMap.

Figure 2. Study area and its location in relation to grid B of small mammals sampling, surrounded by the Iconha River, the Cachoeira do Garrafão trail, the internal road and the areas with human occupation of Condomínio Garrafão. Image: OpenStreetMap.

outra dimensão, em $j = 40$ meses, que podiam ter entre 1 e 5 ocasiões de sete dias (Figura 3). Como explicitado por Steenweg *et al.* (2018), a definição de ocupação varia com as escalas espacial e temporal de cada estudo. Aqui não estamos usando o termo ocupação como a proporção de sítios onde uma espécie é encontrada, mas como proporção de ocasiões em que uma espécie foi detectada.

O modelo hierárquico foi descrito pela equação:

$$Y_{ijk} \sim \text{Bernoulli}(p_{ik} \times Z_{jk})$$

onde Y é a presença/ausência da espécie k em cada ocasião i e mês j , p representa a probabilidade de detecção da espécie k em cada ocasião i e Z é uma variável latente que indica a ocorrência verdadeira da espécie k em cada mês j e é descrita pela equação:

$$Z_{jk} \sim \text{Bernoulli}(\psi_{jk})$$

onde ψ_{jk} é a probabilidade de ocupação do ponto amostral no mês j pela espécie k .

Consideramos que a probabilidade de detecção varia em função da identidade de cada espécie; do esforço amostral, dado pelo número de armadilhas-dia, e do modelo de armadilha e tipo de registro (foto ou vídeo). Consideramos que o tempo decorrido, em meses, como um fator aleatório que afeta a

detecção, e assim incorporamos mudanças no modelo e tipo de registro. Modelamos a associação da detecção com estas covariáveis usando uma função logit:

$$\text{Logit}(p_{ik}) = a + a_k + a_1 \times E_i + a_2 \times M_i + a_{2k} \times M_i + a_3 \times M_i^2 + a_{3k} \times M_i^2$$

onde a representa o intercepto da detecção; a_k representa um intercepto de detecção diferente para cada espécie, para considerar a variação interespecífica; E_i é o esforço amostral na ocasião i ; M_i é o mês da ocasião i ; M_i^2 é um termo quadrático para permitir que p apresente uma variação não linear ao longo do tempo; a_1, a_2 e a_3 são os coeficientes das variáveis E_i, M_i e M_i^2 , respectivamente; e a_{2k} e a_{3k} são coeficientes da espécie k para as variáveis M_i e M_i^2 , com distribuição normal e média zero. As variáveis M_i e M_i^2 foram padronizadas.

Na dimensão de mês, modelamos a ocupação das espécies nativas em função da presença ou ausência de cães domésticos (*Canis lupus familiaris*), gatos domésticos (*Felis catus*) e pessoas (*Homo sapiens*) na mesma escala de tempo. Modelamos a associação de ψ_{jk} com estas covariáveis usando uma função logit:

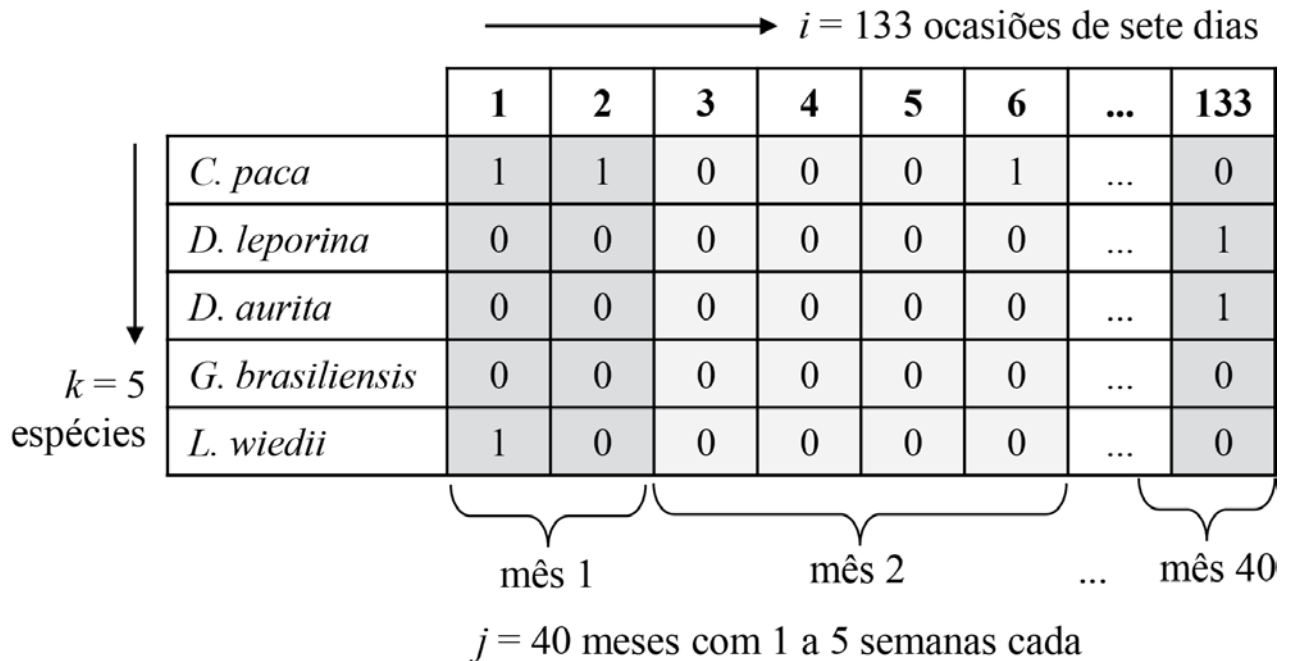


Figura 3. Representação esquemática do histórico de presença e ausência das espécies em dois níveis hierárquicos. 1= detecção da espécie na ocasião; 0= não detecção da espécie na ocasião.

Figure 3. Schematic representation of presence and absence history of species in two hierarchical levels. 1 = detection of the species at the time; 0 = no detection of the species at the time.

$$\text{Logit}(\psi_{jk}) = b + b_k + b_1 \times D_j + b_2 \times C_j + b_3 \times H_j + b_4 \times M_j + b_{4k} \times M_j + b_5 \times M_j^2 + b_{5k} \times M_j^2$$

onde b representa o intercepto da ocupação; b_k representa um intercepto de ocupação diferente para cada espécie, para considerar a variação interespecífica; D_j é o histórico de capturas de cães domésticos; C_j é o histórico de capturas de gatos domésticos; H_j é o histórico de capturas de pessoas; M_j é o mês j ; M_j^2 é um termo quadrático para permitir que ψ apresente uma variação não linear ao longo do tempo; b_1 , b_2 , b_3 , b_4 e b_5 são os coeficientes das covariáveis D_j , C_j , H_j , M_j e M_j^2 , respectivamente; e b_{4k} e b_{5k} são coeficientes específicos de cada espécie, com distribuição normal e média zero, que representam a variação interespecífica da variação de ψ ao longo do tempo. As variáveis M_j e M_j^2 foram padronizadas.

O modelo foi rodado no pacote `runjags` (Denwood 2016) em ambiente R (R Core Team, 2020), com a sintaxe detalhada no material suplementar (Material Suplementar 2). Usamos Cadeias Markovianas de Monte Carlo (MCMC) para estimar a distribuição de probabilidade posterior para cada parâmetro do modelo. Executamos três cadeias MCMC usando 2000 iterações, com fases de adaptação e *burn-in* de 2000 e 3000 iterações, respectivamente, e um fator de *thinning* de 8 para alcançar a convergência de parâmetros. Utilizamos probabilidades prévias (ou *priors*) pouco informativas para os interceptos e coeficientes, com distribuição normal, média 0 e desvio padrão de 81.

A convergência das cadeias MCMC foi confirmada por inspeção visual dos gráficos resultantes e pelo cálculo da estatística de Gelman-Rubin (Gelman & Rubin 1992). Consideramos haver suporte estatístico para o efeito de uma covariável quando a estimativa do parâmetro e o intervalo de confiança eram diferentes de zero.

RESULTADOS

Foram registradas seis espécies de mamíferos terrestres nativos pelas armadilhas fotográficas: paca (*Cuniculus paca*), cutia (*Dasyprocta leporina*), gambá (*Didelphis aurita*), caxinguelê (*Guerlinguetus brasiliensis*), quati (*Nasua nasua*) e gato maracajá (*Leopardus wiedii*), além de

cães domésticos (*Canis lupus familiaris*), gatos domésticos (*Felis catus*) e pessoas (*Homo sapiens*) (Figura 4).

O número de disparos e registros independentes de mamíferos nativos feitos pelas armadilhas fotográficas variou entre os anos (Figura 5). O número de espécies registradas em um mesmo ano variou de um a cinco e nenhuma espécie foi registrada todos os anos. As espécies mais registradas ao longo do estudo foram *D. leporina*, *D. aurita* e *C. paca*. Como *N. nasua* foi registrado uma única vez em todo o estudo, não incluímos a espécie no modelo multi-espécies.

As detectabilidades de *D. aurita* e *D. leporina* foram afetadas pelo esforço amostral e pelo conjunto de modelo de armadilha fotográfica e modo de registro, enquanto *C. paca* foi mais afetada pelo esforço que pelo modelo (Figura 6). O efeito do esforço se concentrou entre 2012 e 2015, quando foram utilizadas duas armadilhas fotográficas frente a frente, permitindo que o esforço máximo em uma semana chegasse a 14 armadilhas-dia. No entanto, este esforço máximo foi alcançado em poucas ocasiões, devido a falhas no funcionamento destas armadilhas. As detectabilidades de todas as espécies mostram pequenos picos e vales nas mesmas ocasiões neste período, como reflexo de variações no esforço amostral (Figura 7, coluna da esquerda). Por exemplo, entre os meses 13 e 15, o esforço amostral médio aumentou de 3,5 para 13,75 e depois baixou para 6,0 armadilhas/dias em cada ocasião de sete dias.

A detectabilidade de *G. brasiliensis* foi mais afetada pelo tipo de armadilha que pelo esforço (figura 6). Já *L. wiedii* apresentou detectabilidade sempre baixa, entre 0,004 e 0,131 (IC 95% 0,0005 a 0,43) independentemente do esforço e do tipo de armadilha.

A única espécie que apresentou flutuação na probabilidade de ocupação ao longo do tempo, considerando o intervalo de confiança da estimativa, foi *Didelphis aurita*. Sua ocupação mediana passou de 0,14 (IC 95% 0,03 a 0,46) no mês 23 (2015) para 0,93 (IC 95% 0,58 a 1) no mês 40 (2021). As demais espécies apresentaram uma variação menor da mediana da ocupação ao longo do tempo, porém com intervalos de confiança amplos, com exceção de *Dasyprocta leporina* (Figura 7, coluna da direita). Esta espécie



Figura 4. Imagens representativas das espécies de mamíferos terrestres registradas na localidade do Garrafão, Parque Nacional da Serra dos Órgãos. A) *Cuniculus paca*; B) *Dasyprocta leporina*; C) *Didelphis aurita*; D) *Guerlinguetus brasiliensis*; E) *Leopardus wiedii*; F) *Nasua nasua*; G) *Canis lupus familiaris*; H) *Felis catus*.

Figure 4. Representative images of terrestrial mammals species recorded in Garrafão, Serra dos Órgãos National Park. A) *Cuniculus paca*; B) *Dasyprocta leporina*; C) *Didelphis aurita*; D) *Guerlinguetus brasiliensis*; E) *Leopardus wiedii*; F) *Nasua nasua*; G) *Canis lupus familiaris*; H) *Felis catus*.

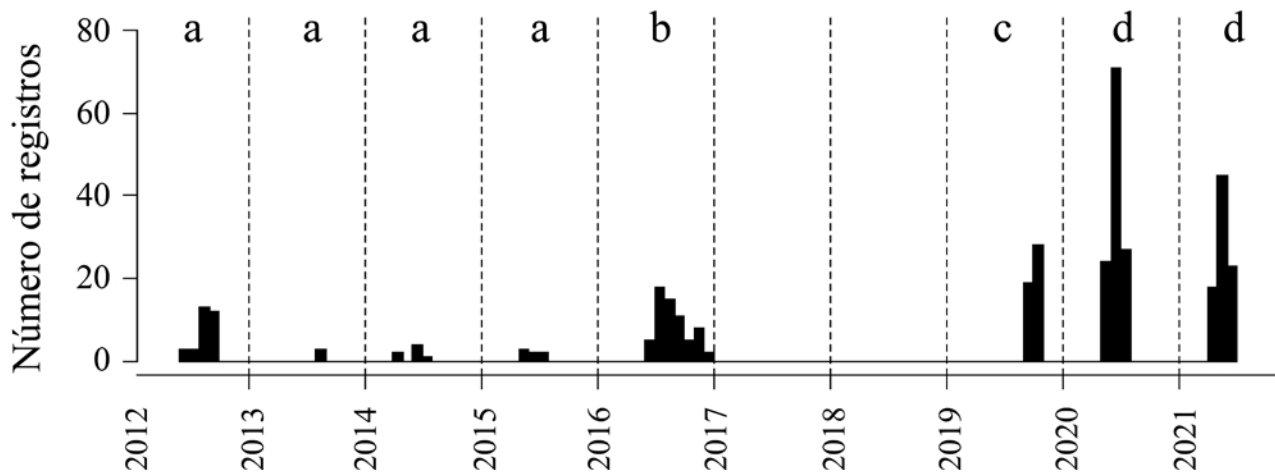


Figura 5. Número de registros independentes de mamíferos terrestres nativos realizados por armadilhas fotográficas na localidade do Garrafão, Parque Nacional da Serra dos Órgãos. Marca/modelo de armadilha fotográfica e tipo de registro: a) Tigrinus 6D em modo foto; b) Bushnell Trophy Cam Brown em modo vídeo; c) Amcrest em modo híbrido - três fotos sequenciais seguidas de vídeo; d) Bushnell Trophy Cam Aggressor em modo vídeo.

Figure 5. Number of independent records of native terrestrial mammals made by camera traps in Garrafão site, Serra dos Órgãos National Park. Camera trap model and type of recording are: a) Tigrinus 6D in photo mode; b) Bushnell Trophy Cam Brown in video mode; c) Amcrest in hybrid mode, three sequential photos followed by video; d) Bushnell Trophy Cam Aggressor in video mode.

apresentou a mediana da probabilidade de ocupação entre 0,97 e 1 ao longo de todo o estudo, porém o intervalo de confiança da estimativa começou amplo em 2012 (0,04 a 1), quando a espécie não foi detectada, e foi se estreitando conforme sua detectabilidade aumentou, até ficar entre 0,96 e 1 ao final do estudo. *Cuniculus paca*, *G. brasiliensis* e *L. wiedii* apresentaram probabilidades de ocupação medianas altas (entre 0,81 e 1; 0,72 e 1; e 0,83 e 1, respectivamente) ao longo de todo o período estudado, porém com intervalos de confiança amplos.

A presença de cães domésticos foi associada positivamente a ocupação média das espécies nativas, enquanto a presença de gatos e pessoas não apresentou efeito sobre a ocupação média (Figura 8).

DISCUSSÃO

As seis espécies de mamíferos registradas neste estudo representam 25% do conjunto de 24 espécies passíveis de registro e identificação por armadilhas fotográficas, segundo a lista de espécies do PARNASO (Cronemberger *et al.* 2019). A não detecção de outras espécies não implica necessariamente na sua ausência na localidade

(Pease *et al.* 2016, Sollmann 2018, Urbanek *et al.* 2019). Naturalmente, o único ponto amostral analisado neste estudo não foi suficiente para registrar todas as espécies do PARNASO, que têm diferentes preferências de habitat e padrões de uso do espaço. Srbeek-Araujo & Chiarello (2013) e Pease *et al.* (2016) observaram em experimentos que armadilhas fotográficas localizadas em um mesmo tronco de árvore, porém voltadas para direções diferentes, registraram conjuntos diferentes de espécies.

Outras espécies de mamíferos terrestres de médio porte foram registradas na localidade do Garrafão por outros métodos, como avistamento e atropelamento: *Sylvilagus tapetillus*, *Dasyopus novemcinctus*, *Dasyopus sp.*, *Coendou sp.*, *Cerdocyon thous*, e *Tamandua tetradactyla* (Macedo *et al.* 2007, Cronemberger *et al.* 2019) e podem ser consideradas presentes na localidade, embora não tenham sido detectadas neste estudo. Além destas, o projeto de monitoramento de mamíferos de médio e grande porte do PARNASO registrou, num raio de 1,5 km ao redor do ponto amostral, as espécies *Cerdocyon thous*, *Eira barbara*, *Leopardus guttulus* e *L. pardalis* (Cronemberger, dados não publicados).

No presente estudo, não foi possível separar o efeito da marca/modelo do equipamento e o

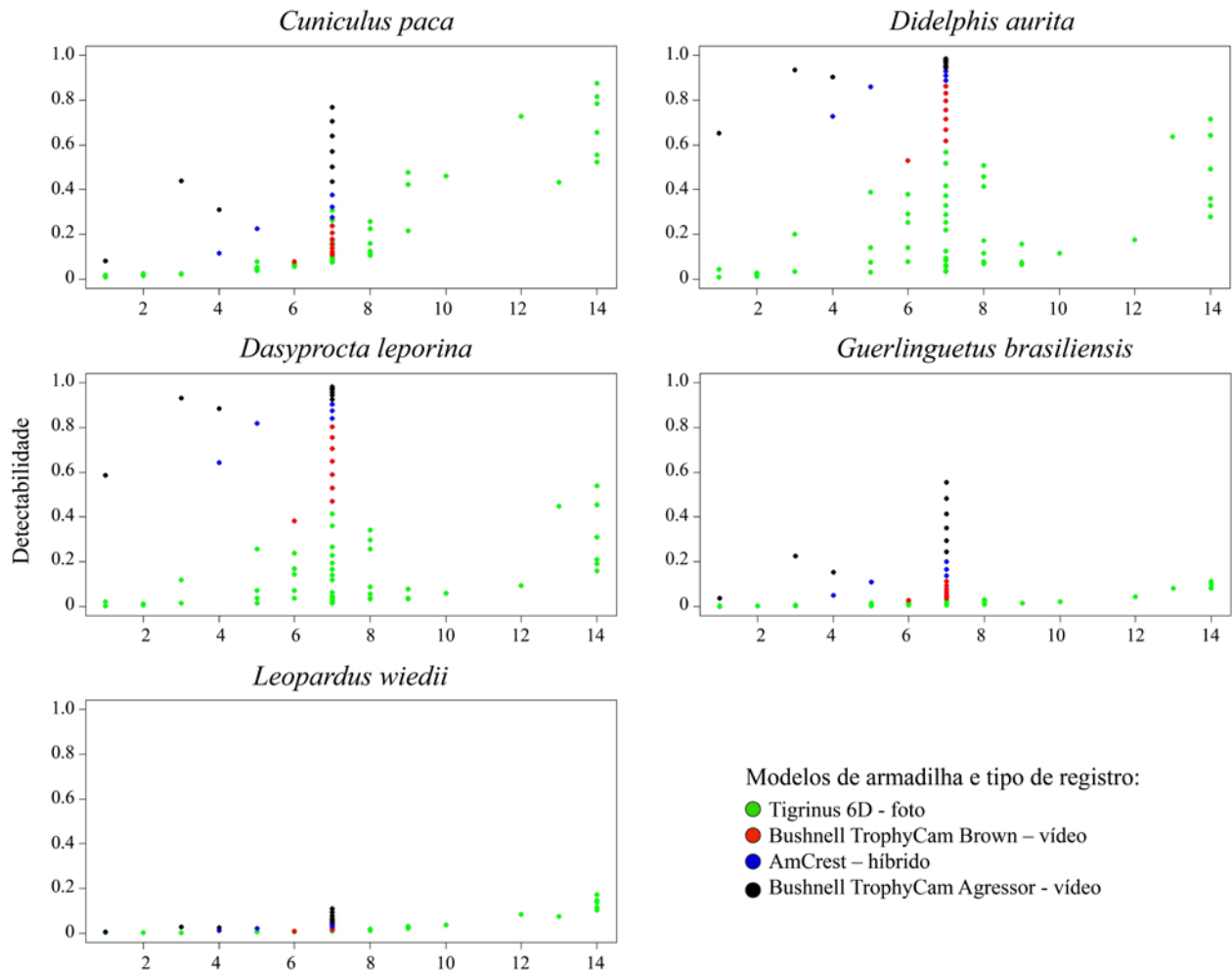


Figura 6. Efeito do esforço amostral em uma semana (armadilhas-dia), modelos de armadilha e tipo de registro sobre a detectabilidade das espécies de mamíferos terrestres na localidade do Garrafão, Parque Nacional da Serra dos Órgãos.

Figure 6. Effect of sampling effort in one week (trap-day), trap models and type of record on the detectability of terrestrial mammal species in Garrafão site, Serra dos Órgãos National Park.

efeito do tipo de registro (foto ou vídeo) sobre a detectabilidade das espécies. O primeiro modelo utilizado registrou uma única foto por disparo, sendo substituído ao longo do tempo por outros modelos com registro em vídeo ou fotos sequenciais. Apesar de o tempo de resposta de vídeos geralmente ser maior do que para fotos, quanto mais material é coletado em cada registro (ou seja, vídeo ou fotos sequenciais em relação a uma foto única), maior é a probabilidade de identificação correta das espécies, pois diferentes ângulos e o comportamento podem auxiliar a identificação (Apps & McNutt 2018, Hofmeester *et al.* 2019).

Idealmente, um projeto deve trabalhar sempre com o mesmo modelo de armadilhas fotográficas

para que os resultados sejam comparáveis (Sollmann *et al.* 2013, Hofmeester *et al.* 2019), pois marcas diferentes de armadilhas fotográficas têm desempenhos diferentes (Swann *et al.* 2004, Wellington *et al.* 2014, Apps & McNutt 2018). No entanto, programas de monitoramento nem sempre contam com uma padronização de equipamento devido às limitações logísticas e financeiras, bem como à substituição do equipamento por modelos mais novos (Hofmeester *et al.* 2019). Não sendo possível padronizar o equipamento ao longo do tempo, duas soluções viáveis seriam alternar os diferentes equipamentos nos diferentes pontos de amostragem, e incluir no modelo de ocupação o efeito do desempenho de cada tipo de armadilha sobre a detectabilidade das espécies (Hofmeester

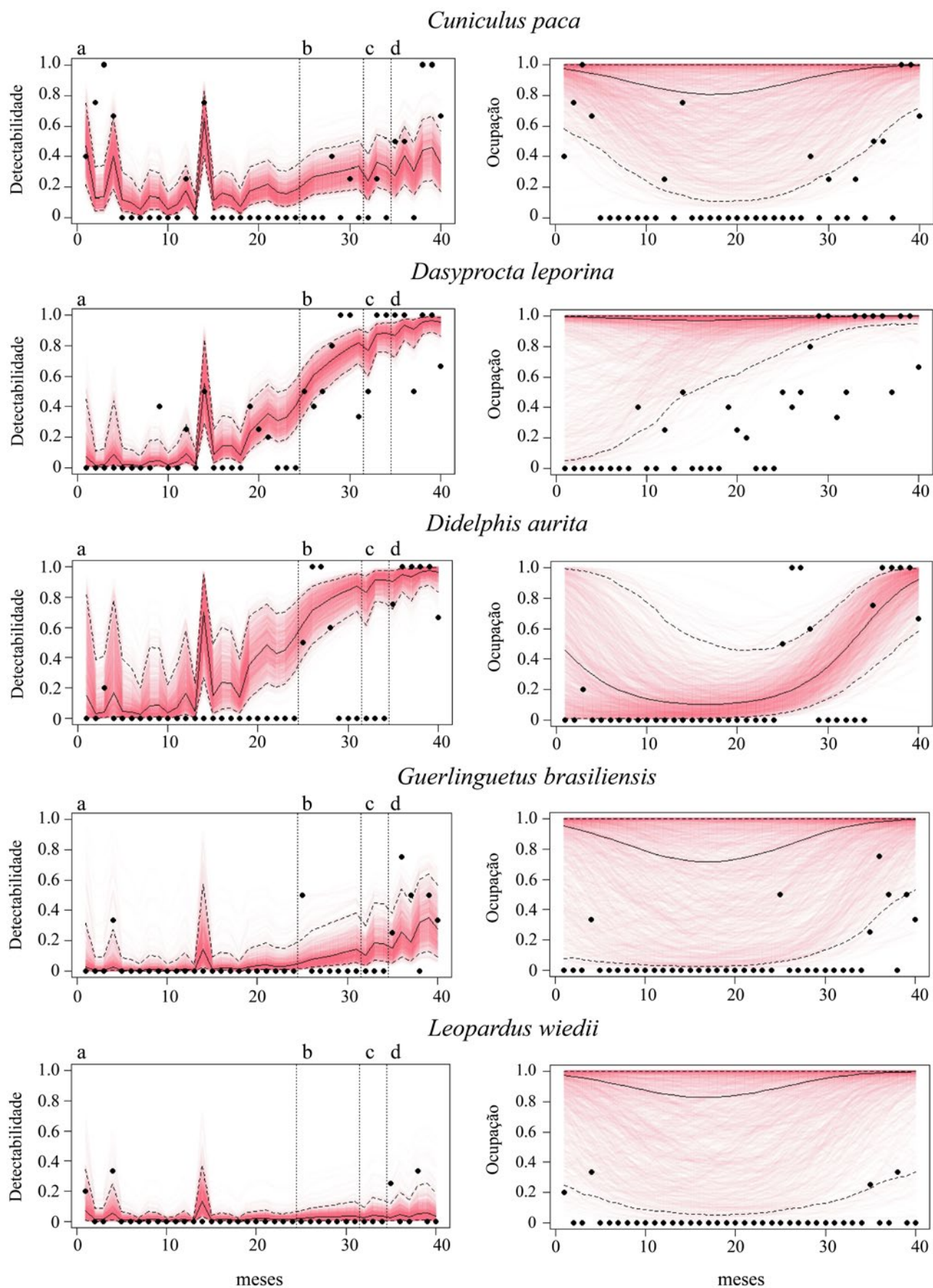


Figura 7. Probabilidade de detecção p (coluna da esquerda) e de ocupação ψ (coluna da direita) de *C. paca*, *D. leporina*, *D. aurita*, *G. brasiliensis* e *L. wiedii* na localidade do Garrafão, Parque Nacional da Serra dos Órgãos,

ao longo do tempo. Os pontos pretos representam a ocupação *naive*; a linha preta representa a mediana dos valores de detecção e ocupação ao longo do tempo e as linhas vermelhas representam a região de maior probabilidade posterior, dada por uma seleção de 1000 estimativas obtidas a partir das cadeias markovianas no modelo Bayesiano, linhas pontilhadas representam o intervalo de confiança de 95%. Regiões do gráfico com maior densidade de linhas vermelhas representam regiões com maior probabilidade posterior. As linhas pontilhadas na coluna da esquerda marcam os momentos em que houve troca do modelo de armadilha e tipo de registro utilizados, conforme descrito na figura 5.

Figure 7. Detection probability p (left column) and occupancy ψ (right column) over time of *C. paca*, *D. leporina*, *D. aurita*, *G. brasiliensis* and *L. wiedii* in Garrafão, Serra dos Órgãos National Park. The black dots represent the naive occupancy; the black line represents the detection and occupancy values (median) over time and the red lines represent the region of greatest posterior probability, given by a selection of 1000 estimates obtained from the Markov chains in the Bayesian model, dotted lines represent the 95% confidence interval. Graph regions with higher density of red lines represent regions with higher posterior probability. The dotted lines in the left column mark the moments when the trap model and type of record used were changed, as described in figure 5.

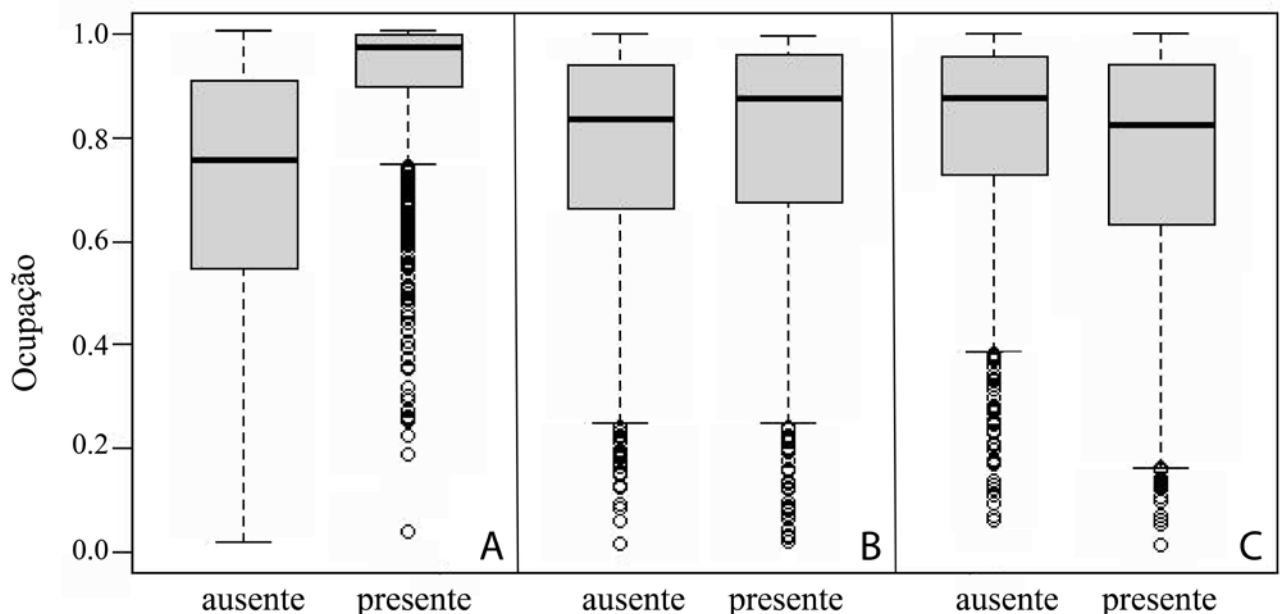


Figura 8. Efeito da presença de cães (A), gatos (B) e pessoas (C) sobre a ocupação média dos mamíferos terrestres nativos na localidade do Garrafão, no Parque Nacional da Serra dos Órgãos.

Figure 8. Effect of the presence of dogs (A), cats (B) and people (C) on the average occupancy of native terrestrial mammals in Garrafão, Serra dos Órgãos National Park.

et al. 2019). Erb *et al.* (2012) encontraram que o tipo de equipamento afetou a detectabilidade de quase todas as espécies estudadas, sendo uma das marcas avaliadas correlacionada positivamente com a detectabilidade. Nossos resultados também demonstram a influência do tipo de equipamento e tipo de registro sobre a detectabilidade das espécies, com um efeito maior sobre as espécies de menor peso corpóreo. *Dasyprocta leporina*, *D. aurita* e *G. brasiliensis* apresentaram maior variação da detectabilidade em função do tipo de equipamento e registro, com maiores probabilidades de detecção pelo modelo Bushnell

TrophyCam Aggressor em modo vídeo. Com exceção de *L. wiedii* e *C. paca*, nota-se um aumento na eficiência dos modelos de armadilha fotográfica e tipo de registro ao longo do tempo, com modelos mais modernos, fazendo registro em vídeo ou fotos sequenciais, apresentando um desempenho superior. O modelo Tigrinus 6.D em modo foto se mostrou particularmente ruim para detectar *G. brasiliensis*, a espécie de menor peso corpóreo, mas, quando o esforço foi grande (duas armadilhas funcionando simultaneamente) teve desempenho equivalente ao modelo Bushnell CamTrophy Aggressor para detectar as espécies maiores, *C. paca*

e *L. wiedii*, corroborando estudos que encontraram um desempenho melhor no registro de espécies grandes em relação às pequenas em diversos modelos de câmera (Swann *et al.* 2004, Wellington *et al.* 2014, Urbanek *et al.* 2019).

De maneira geral, os intervalos de confiança das probabilidades de ocupação foram bastante amplos e, por isso, são pouco informativos. Isso acontece quando há poucos registros das espécies, poucas réplicas temporais e/ou espaciais (Mackenzie *et al.* 2018). Neste estudo, analisamos um único ponto amostral, portanto não nos referimos aqui a ocupação na dimensão espacial, mas apenas à dimensão temporal.

A única espécie que apresentou flutuação na probabilidade de ocupação ao longo do tempo, considerando o intervalo de confiança, foi *Didelphis aurita*. É sabido que *D. aurita* tem uma população estável nesta localidade, pois foi a espécie mais capturada pelas armadilhas tipo gaiola do projeto de monitoramento de populações de pequenos mamíferos na Grade B, entre 1997 e 2013 (Ferreira *et al.* 2016). No entanto, o monitoramento de pequenos mamíferos terminou em 2019, portanto não há dados de abundância local que possam corroborar ou refutar o resultado encontrado de aumento na ocupação da espécie.

A probabilidade de detecção de *D. aurita* foi influenciada pelo tipo de armadilha e registro, apresentando detecção próxima a 1 com o modelo Bushnell TrophyCam Agressor em modo vídeo. Não é incomum que os registros da espécie por armadilhas fotográficas sejam imagens da parte posterior do corpo ou apenas da cauda, o que pode indicar que o equipamento só foi acionado pelo animal quando ele estava muito próximo, saindo do campo de visão da câmera antes do fim do registro, de forma similar ao observado por Urbanek *et al.* (2019), levando a dificuldade de identificar a espécie, quando esta é registrada (Hofmeester *et al.* 2019). O uso de vídeo ao invés de foto pode amenizar este problema (Hofmeester *et al.* 2019), o que pode ajudar a explicar o aumento na probabilidade de detecção da espécie quando foram adotados registros sequenciais.

A presença de animais domésticos e pessoas não afetou negativamente a ocupação média das espécies, como tem sido encontrado em outros estudos (Lessa *et al.* 2016, 2017). Porém, aqui avaliamos o efeito de animais domésticos

e pessoas numa escala temporal, e não espacial. Pelo contrário, a ocupação média das espécies nativas foi mais alta quando havia cães presentes do que quando não havia. Trata-se provavelmente de uma correlação espúria, resultante do fato de cães e espécies nativas serem influenciados por algum fator não medido neste estudo, como épocas com maior disponibilidade de recursos.

Em conclusão, nossos resultados demonstram a influência do modelo de armadilha fotográfica e tipo de registro sobre a detectabilidade das espécies e reforçam a importância de incorporar essas diferenças nas análises, o que pode trazer mais precisão nas estimativas de ocupação em estudos em que há mudanças nesses parâmetros, como programas de monitoramento de longo prazo.

AGRADECIMENTOS

Esta pesquisa foi apoiada com recursos financeiros do ICMBio (Chamada de Projetos CGPEQ/DIBIO/ICMBio 2010, 2011 e 2012) e PELD/CNPq (PELD-MCF, Processo CNPq 442349/2020-3). CC agradece ao ICMBio pelas autorizações de pesquisa SISBIO 24613 e 70802; ao CENAP/ICMBio, LabVert/UFRJ e Lucas Gonçalves Silva pelo empréstimo de material. JNGW agradece a CAPES (Processo No 88887.339225/2019-00). HGB agradece as bolsas de pesquisa da FAPERJ (E-26/200.913/2021) e CNPq (306585/2018-9).

REFERÊNCIAS

- Apps P., & McNutt J. W. 2018. Are camera traps fit for purpose? A rigorous, reproducible and realistic test of camera trap performance. *African Journal of Ecology*, 56(4), 710–720. DOI: 10.1111/aje.12573
- Balmford, A., Green, R. E., & Jenkins, M. 2003. Measuring the changing state of nature. *Trends in Ecology and Evolution*, 18 (7), 326–330. DOI: 10.1016/S0169-5347(03)00067-3
- Beisiegel, B. M., & Campos, C. 2013. Avaliação do risco de extinção do quati *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3(1), 269–276. DOI: 10.37002/biobrasil.v%25vi%25i.396

- Cronemberger, C., Delciellos, A. C., Barros, C. S., Gentile, R., Weksler, M., Braz, A. G., Teixeira, B. R., Loretto, D., Vilar, E. M., Pereira, F. A., Santos, J. R. C., Geise, L., Pereira, L. G., Aguiéiras, M., Vieira, M. V., Estrela, P. C., Junger, R. B., Honorato, R. S., Moratelli, R., Vilela, R. V., Guimarães, R. R., Cerqueira, R., Costa-Neto, S. F., Cardoso, T. S. e Nascimento, J. L. 2019. Mamíferos do Parque Nacional da Serra dos Órgãos: atualização da lista de espécies e implicações para a conservação. *Oecologia Australis*, 23(02), 191–214. DOI: 10.4257/oeco.2019.2302.02
- Denwood, M. J. 2016. *runjags: An R Package Providing Interface Utilities, Model Templates, Parallel Computing Methods and Additional Distributions for MCMC Models in JAGS*. *Journal of Statistical Software*, 71(9), 1–25. DOI: 10.18637/jss.v071.i09
- Erb, P. L., McShea, W. J., & Guralnick, R. P. 2012. Anthropogenic influences on macro-level mammal occupancy in the Appalachian trail corridor. *PLoS ONE*, 7(8), e42574. DOI: 10.1371/journal.pone.0042574
- Ferreira, M. S., Vieira, M. V., Cerqueira, R. & Dickman, C. R. 2016. Seasonal dynamics with compensatory effects regulate populations of tropical forest marsupials: a 16-year study. *Oecologia*, 182(4), 1095–1106. DOI: 10.1007/s00442-016-3735-x
- Gelman, A., & Rubin, D. B. 1992. Inference from iterative simulation using multiple sequences. *Statistical Science*, 457-472. DOI: 10.1214/ss/1177011136
- Gentile, R., Loretto, D., Kajin, M., Freitas, S. F., Finotti, R, Vieira, M. V., & Cerqueira, R. 2023. Garrafão Project: Origin, history and main aspects of the development of the largest long-term study of ecology of small mammals in Brazil. *Oecologia Australis*. 27(2): 106-120. DOI: 10.4257/oeco.2023.2702.01
- Hofmeester, T., Cromsigt, J. P. G. M., Odden, J., Andrén, H., Kindberg, J., & Linnell, J. D. C. 2019. Framing pictures: A conceptual framework to identify and correct for biases in detection probability of camera traps enabling multi-species comparison. *Ecology and Evolution*, 9(4), 2320–2336. DOI: 10.1002/ece3.4878
- Kajin, M., & Grelle, C. E. V. 2012. Microhabitat selection when detection is imperfect: the case of an endemic Atlantic forest mammal. *Ecological Research*, 27 (6), 1005–1013. DOI: 10.1007/s11284-012-0977-x
- Kery, M. 2002. Inferring the absence of a species: a case study of snakes. *The Journal of wildlife management*, 330-338. DOI: 10.2307/3803165
- Lima, E, Beca, G., de Lara Muylaert, R., Jenkins, C. N., Perilli, M. L. L., de Oliveira Paschoal, A. M., Massara, R. L., Paglia, A. P., Chiarello, A. G., Graipel, M. E., Cherem, J. J., Regolin, A. L., Oliveira Santos, L. G. R., Brocardo, C. R., Paviolo, A., Di Bitetti, M. S., Scoss, L. M., Rocha, F. L., Fusco-Costa, R., Rosa, C. A. d., da Silva, M. X., Hufnagel, L., Santos, P. M., Duarte, G. T., Guimarães, L. N., Bailey, L. L., Guimarães Rodrigues, F. H., Cunha, H. M., Moreli Fantacini, F., Batista, G. O., Bogoni, J. A., Tortato, M. A., Luiz, M. R., Peroni, N., de Castilho, P. V., Maccarini, T. B., Picinatto Filho, V., De Angelo, C., Cruz, P., Quiroga, V., Iezzi, M. E., Varela, D., Cavalcanti, S. M. C., Martensen, A. C., Maggiorini, E. V., Keesen, F. F., Valle Nunes, A., Lessa, G. M., Cordeiro-Estrela, P., Beltrão, M. G., de Albuquerque, A. C. F., Ingberman, B., Cassano, C. R., Junior, L. C., Ribeiro, M. C. and Galetti, M. 2017. ATLANTIC-CAMTRAPS: a dataset of medium and large terrestrial mammal communities in the Atlantic Forest of South America. *Ecology*, 98(11), 2979. DOI: 10.1002/ecy.1998
- Lessa, I., Guimarães, T. C. S., Bergallo, H. G., Cunha, A., & Vieira, E. M. 2016. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? *Natureza & Conservação*, 14(2), 46–56. DOI: 10.1016/j.ncon.2016.05.001
- Lessa, I. C. M., Ferregueti, Á. C., Kajin, M., Dickman, C. R., & Bergallo, H. G. 2017. You can't run but you can hide: the negative influence of human presence on mid-sized mammals on an Atlantic Island. *Journal of Coastal Conservation*, 21(6), 829–836. DOI: doi.org/10.1007/s11852-017-0544-2
- Macedo, J., Loretto, D., Mello, M. C. S., Freitas, S. R., Vieira, M. V., & Cerqueira, R. 2007. História natural dos mamíferos de uma área perturbada do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. In: Cronemberger, C., Viveiros de Castro, E.B. (Eds), *Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos*. pp. 165–181. Brasília: ICMBio.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, A. J., & Langtimm, C. A. 2002. Estimating site occupancy rates when

- detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8), 2248-2255. DOI:10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Hines, J. E., Knutson, M. G., & Franklin, A. B. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology*, 84(8), 2200-2207. DOI: 10.1890/02-3090
- MacKenzie, D. I., & Bailey, L. L. 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 9(3), 300-318. DOI: 10.1198/108571104X3361
- Mackenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L., & Hines, J. E. 2018. *Occupancy Estimation and Modelling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. 2nd ed. Elsevier. Academic Press: p. 631.
- Morrison, J. C., Sechrest, W., Dinerstein, E., Wilcove, D. S., & Lamoreux, J. F. 2011. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *Journal of Mammalogy*, 88(6), 1363-1380. DOI: 10.1644/06-MAMM-A-124R2.1
- Nimer, E. 1989. *Climatologia do Brasil*. 2nd ed. Rio de Janeiro: IBGE/Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais: p. 421.
- Pease, B. S., Nielsen, C. K., & Holzmueller, E. J. 2016. Single-camera trap survey designs miss detections: impacts on estimates of occupancy and community metrics. *PLoS ONE*, 11(11), e0166689. DOI: 10.1371/journal.pone.0166689
- Pollock, K. H., Nichols, J. D., Simons, T. R., Farnsworth, G. L., Bailey, L. L. & Sauer, J. R. 2002. Large scale wildlife monitoring studies: statistical methods for design and analysis. *Envirometrics*, 13, 105-119. DOI: 10.1002/env.514
- R Core Team. 2020. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Rhodes, J. R., Tyre, A. J., Jonzén, N., McAlpine, C. A., & Possingham, H. P. 2006. Optimizing presence-absence surveys for detecting population trends. *The Journal of Wildlife Management*, 70(1), 8-18. DOI:10.2193/0022-541X(2006)70[8:OPSFDP]2.0.CO;2
- Rizzini, C. T. 1979. *Tratado de fitogeografia do Brasil*. São Paulo: EDUSP: p. 123.
- Rocha, L. G. M. 2007. A situação fundiária do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. In: C. Cronemberger, E. B. Viveiros de Castro (Eds), *Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos*. pp. 39-54. Brasília: ICMBio.
- Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D., & Meek, P. 2013. "Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix*, 24(2), 148-156. DOI: 10.4404/hystrix-24.2-6316
- Srbek-Araujo, A. C., & Chiarello, A. G. 2013. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 13, 51-62. DOI: 10.1590/S1676-06032013000200005
- Sollmann, R., Mohamed, A., Samejima, H., Wilting, A. 2013. Risky business or simple solution - Relative abundance indices from camera-trapping. *Biological Conservation*, 159, 405-412. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.12.025.
- Sollmann, R. 2018. A gentle introduction to camera-trap data analysis. *African Journal of Ecology*, 56(4), 740-749. DOI: 10.1111/aje.12557
- Steenweg, R., Hebblewhite, M., Whittington, J., Lukacs, P., & McKelvey, K. 2018. Sampling scales define occupancy and underlying occupancy-abundance relationships in animals. *Ecology*, 99, 172-183. DOI: 10.1002/ecy.2054
- Swann, D. E., Hass, C. C., Dalton, D. C., & Wolf, S. A. 2004. Infrared-triggered cameras for detecting wildlife: an evaluation and review. *Wildlife Society Bulletin*, 32(2), 357-365. DOI:10.2193/0091-7648(2004)32[357:ICFDWA]2.0.CO;2
- TEAM Network. 2011. *Terrestrial Vertebrate Protocol Implementation Manual*, v. 3.1. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International, Arlington, VA, USA: p. 69.
- Tobler, M., Carrillo-Percegué, S. E., Leite Pitman, R., Mares, R., & Powell, G. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11(3), 169-178. DOI: 10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x
- Tyre, A. J., Tenhumberg, B., Field, S. A., Niejalke, D., Parris, K., & Possingham, H. P. 2003. Improving precision and reducing bias in biological surveys: estimating false-negative error rates. *Ecological Applications*, 13(6), 1790-1801. DOI: 10.1890/02-5078

- Urbanek, R. E., Ferreira H. J., Olfenbittel C., Dukes, C. G., & Albers, G. 2019. See what you've been missing: an assessment of Reconyx® PC900 Hyperfire cameras. *Wildlife Society Bulletin*, 43(4), 1–9. DOI: 10.1002/wsb.1015
- Viveiros de Castro, E. B. 2018. Changing a Brazilian protected areas paradigm: why public use is not just optional. *Journal of Park and Recreation Administration*, 36, 129–140. DOI: 10.18666/JPra-2018-V36-I3-8409
- Wellington, K., Bottom, C., Merrill, C., & Litvaitis, J. A. 2014. Identifying performance differences among trail cameras used to monitor forest mammals. *Wildlife Society Bulletin*, 38(3), 634–638. DOI: 10.1002/wsb.425

MATERIAL SUPPLEMENTAR

Material Suplementar 1. Esforço amostral, marca/modelo de armadilha fotográfica utilizada e tipo de registro em cada ano. * Tempo de resposta conforme indicado pelo fabricante no manual.

Supplementary Material 1. *Sampling effort, model of camera trap used and type of record in each year.*
* *Response time as indicated in the camera trap manual.*

Material Suplementar 2. Script do modelo de ocupação multi-espécies (MSOM) utilizado.

Supplementary Material 2. *Multi-species occupancy model (MSOM) script.*

Material Suplementar 3. Dados (em formato .csv).

Supplementary Material 3. *Data (.csv format).*

Submitted: 18 July 2022

Accepted: 26 December 2022

*Associate Editors: Camila Barros
and Alan Braz*