



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-graduação em Ecologia

**Padrão de Ocupação e Atividade de Tamanduá-bandeira
em uma Área de Proteção no Cerrado**

Priscilla Braga Petrazzini

Orientadora: Prof. Dra. Ludmilla M.S. Aguiar

Brasília - DF

2018



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-graduação em Ecologia

Padrão de Ocupação e Atividade de Tamanduá-bandeira em uma Área de Proteção no Cerrado Central

Priscilla Braga Petrazzini

Orientadora: Prof. Dra. Ludmilla M.S. Aguiar

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Brasília - DF

2019

Aos grandes amores da minha vida: meus pais e minha irmã. Para vocês que não mediram esforços para que eu chegasse até aqui.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a minha família por todo o amor e por serem o alicerce. Eu não conseguiria passar por essa fase se não fosse o desabafo no telefone com a minha irmã Amanda, as minhas visitas para a Bahia para tomar um vinho com painho, ao jeitinho lindo e divertido da mainha que sempre me arranca uma risada ou receber uma lambida da Katy e do Jack. Eu teria enlouquecido!!! Sei que não foi fácil aturar o meu humor, meus choros (que sabemos não ser pouco) e por isso só tenho que agradecer por todo o carinho e confiança que sempre depositaram em mim. Vocês tornam a minha vida muito mais bonita!

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de mestrado concedida. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PPGECL) que, por meio da bolsa PROEX, permitiu a realização deste estudo.

À minha orientadora Ludmilla M. S. Aguiar por aceitar esse desafio. Pela paciência, por escutar minhas ideias, por me ajudar a resolver de imediato qualquer problema que surgia (e não foram poucos os imprevistos, não é mesmo?). Por todas as dúvidas esclarecidas e todas as discussões científicas que me fez aprender muito. Espero te dar muito orgulho por esses anos à frente. Agradeço de coração pelo tempo dedicado a este projeto.

Aos que me ajudaram a concluir esse trabalho. Foram TANTOS que não vou citar nomes para não correr o risco de esquecer de alguém. Meu mais sincero agradecimento aos colegas de dentro e fora do programa de Pós-graduação pelo auxílio durante as campanhas de campo, sem perder aquela alegria mesmo nos momentos mais cansativos.

Aos amigos do programa de pós-graduação da UnB pelas alegrias, tristezas e dores compartilhadas. É sempre bom ter alguém do lado para rir junto dos momentos desesperadores, não é mesmo? À Camila Moniz e À Carla Hegel pela mão estendida e pelos conselhos. Ao Doufe, Paulo, Giovanna e o dom de me arrancar risadas. Ao Wagner pelos pastéis e lanches regados a horas e horas de conversa. Ao Marcelo por ser o melhor amigo que fiz aqui e o melhor pizzaiolo do DF.

Ao meu grande amigo Paulo Victor, também conhecido como Sandrinha, por me tornar cada dia mais humana e empática. Sei que sou uma pessoa bem melhor depois que te conheci. Obrigada por você existir!!!!!!!!!!

Ao LABCOM (vulgo BATLAB) pelas opiniões construtivas do projeto, pelas campanhas de campo incríveis, pelas produtivas discussões ecológicas na mesa do bar e pelos lanches

maravilhosos a cada início e fim de semestre. Vocês são INCRÍVEIS!!!! Essa tese não teria sido sucedida sem vocês!

Aos meus amigos da 409 por me adotar nos momentos bons e ruins. Vocês sempre me acolheram e me fez sentir segura. Uma família que formei aqui em Brasília. Sou até apresentada como agregada da casa. Como não amar? Agradeço em especial à Carla Hegel e ao Marcelo Assis que prontamente leram os capítulos iniciais e fizeram contribuições valiosas. Sinto-me muito grata pela paciência em ouvir minhas dúvidas e me explicar conceitos.

Às moradoras da república Cebruthius que não me deixaram enlouquecer. Por todas as batatas-fritas na cozinha, por todas as “cocorinhas” sem motivo específico e pelo apoio psicológico. Foi maravilhoso compartilhar esse último ano com vocês.

Aos meus amigos baianos de longa data! Sou abençoada por tê-los na minha vida e só tenho a agradecer pelo apoio constante, comemorando junto as minhas vitórias e sempre me colocando para cima.

Meu Deus!!! Eu olho para trás e fico abismada com o quanto amadureci durante o meu mestrado. Foram dois anos de muitas mudanças e aprendizados. Eu sabia que não seria fácil, mas não imaginei que seria tão intenso. Agradeço ao mestrado por esta transformação tão profunda como pesquisadora e pessoa. Meu mais sincero obrigado a TODOS os meus cristais! Eu não conseguiria passar dessa fase sem o carinho e contínuo apoio de todos. Sintam-se parte desta conquista.

Finalmente, gostaria de agradecer ao Cerrado por sua beleza, complexidade e capacidade de resistir às adversidades. Este trabalho é dedicado a este bioma (infelizmente) menosprezado e que constantemente me surpreende e inspira.

ÍNDICE

RESUMO GERAL	7
ABSTRACT	8
INTRODUÇÃO GERAL	9
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	144
CAPÍTULO 1 - MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE REMANESCENTES EM ÁREA PROTEGIDA DE CERRADO	18
INTRODUÇÃO.....	19
MATERIAIS E MÉTODOS.....	21
RESULTADOS.....	24
DISCUSSÃO.....	30
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	34
CAPÍTULO 2 - INFLUÊNCIA ANTRÓPICA E NATURAL NA OCUPAÇÃO DE TAMANDUÁ- BANDEIRA (<i>Myrmecophaga tridactyla</i>) EM UMA ÁREA DE SAVANA BRASILEIRA	40
RESUMO	41
ABSTRACT	42
INTRODUÇÃO	43
MATERIAIS E MÉTODOS	45
RESULTADOS.....	47
DISCUSSÃO.....	49
AGRADECIMENTOS.....	53
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54
FIGURAS E TABELAS	58
CAPÍTULO 3 - YOU SAY GOODBYE AND I SAY HELLO: PATTERN OF ACTIVITY AND TEMPORAL OVERLAP BETWEEN THE GIANT ANTEATERS (<i>Myrmecophaga tridactyla</i>) AND OTHER MAMMALS	62
RESUMO	63
ABSTRACT	64
INTRODUCTION.....	64
MATERIAL AND METHODS	67
RESULTS.....	68
DISCUSSION	69
ACKNOWLEDGMENTS.....	72
REFERENCES.....	73
FIGURES AND TABLES.....	79
CONCLUSÃO FINAL	83

RESUMO GERAL

Mediante o avanço do desmatamento e da conversão da cobertura vegetal para atividades agropecuárias, a conservação da biodiversidade do bioma Cerrado encontra-se sob constante ameaça. A expansão dessas atividades põe em risco as populações de tamanduás que, por conta da perda de habitat e consequente declínio populacional, se tornam mais susceptíveis à extinção. A identificação dos picos de atividade em conjunto com os modelos obtidos a partir das análises de probabilidade de ocupação e detecção permitem compreender os efeitos de variáveis bióticas e abióticas (e suas combinações) para as espécies. A obtenção de dados relativos a atividade e padrões de ocupação e detecção permitem projeções e orientações para a conservação e o manejo adequado da fauna. Dentro deste contexto, este estudo tem como objetivo caracterizar a composição da comunidade de mamíferos de médio e grande porte, avaliar o padrão temporal de atividade e identificar os fatores ambientais que afetam a probabilidade de ocupação e detecção do tamanduá-bandeira na Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça-de-veado. Para tal, foram obtidos registros com armadilhas fotográficas, em funcionamento por 30 dias consecutivos. Com os dados obtidos, estimamos a riqueza utilizando o estimador não-paramétrico *Jackknife 1* de espécies, comparando com estudos prévios na área de estudo. Os registros foram utilizados para elaboração de modelos para avaliar a influência de diferentes covariáveis na ocupação e detecção do tamanduá-bandeira com o uso de modelos de probabilidade e detecção. Além disto, estimamos o padrão de atividade e a sobreposição temporal do tamanduá-bandeira com possíveis predadores e competidores. Observamos uma riqueza de 15 espécies nativas e três espécies invasoras, estas últimas encontradas apenas na Fazenda Água Limpa. Nós observamos que a riqueza de espécies na APA GCV decresceu desde o levantamento realizado em 1989. A probabilidade de ocupação do tamanduá-bandeira foi melhor explicada pela proporção de vegetação aberta (savânica). Essa variável esteve presente em três dos quatro melhores modelos, enquanto que as distâncias da água e das rodovias apresentaram efeitos negativos e positivos, respectivamente, na ocupação da espécie na área de estudo. Em adição, a espécie apresentou um padrão de atividade crepuscular e noturno, com clara dissimilaridade temporal com a atividade humana e com a da onça-parda. Provavelmente, essa foi uma forma de diminuir o risco de predação. Os resultados obtidos neste estudo permitiram preencher lacunas de conhecimento acerca da distribuição do tamanduá-bandeira, bem como fornecem dados biológicos que servem de diretriz para o planejamento de sua conservação.

Palavras-chave: Câmera-trap, Área protegida, Termorregulação, Uso do hábitat, Xenarthra.

ABSTRACT

Through the progress of deforestation and the conversion of land to agricultural activities, the biodiversity conservation of the Cerrado biome is continuously under threat. The expansion of these activities endangers populations of anteaters that, due to the loss of their habitat resulting in population decline, become more susceptible to extinction. The identification of the activity peaks in conjunction with the models obtained from the occupancy and detection probabilities analyzes allow us to understand the effects of biotic and abiotic variables (and their combinations) on the species. Obtaining data on the activity and patterns of occupation and detection allow for projections and guidelines for the conservation and proper management of the fauna. In this context, this study aims to describe the composition of mammals of medium and large size community, to evaluate the temporal pattern of activity and to identify environmental factors that affect the probability of occupation and detection of the giant anteaters in the APA Gama e Cabeça-de-veado. Photographic records were obtained with camera traps, which were installed for 30 consecutive days. We used the obtained data to estimate species richness, using the non-parametric estimator *Jackknife*, comparing with previous studies in the study area. The records were used to elaborate models of occupancy and detection probability to evaluate the influence of different covariables on the occupation and detection of the anteaters. Besides, we estimated the activity pattern and temporal overlap of the anteaters with possible predators and competitors. We obtained a 15 richness of native species and three invasor, who were found only in the Fazenda Água Limpa. We observe that the richness of the APA GCV decrease since the study carried out in 1989. The probability of occupation of the anteaters was better explained by the proportion of open vegetation (savanna). This variable was present in three of the four best models, while the water and highway distances had negative and positive effects, respectively, on the occupation of the species in the study area. Also, the species presented a pattern of dawn and nocturnal activity, with an evident temporal dissimilarity with human activity and that of the puma. This pattern was probably a way to reduce the risk of predation. The results obtained in this study allowed to fill in knowledge gaps about the distribution of the anteaters, as well as provide biological data that serve as a guideline for conservation planning.

Keywords: Camera-trap, Protected area, Thermoregulation, Habitat use, Xenarthra.

INTRODUÇÃO GERAL

As armadilhas fotográficas têm sido usadas para monitorar espécies crípticas em variados tipos de ambientes desde o século passado (Chapman 1927). Essas câmeras, que registram automaticamente a vida selvagem, surgiram na última década como uma das poderosas ferramentas para a pesquisa da vida selvagem. Desde os anos 90, com o advento de novos modelos digitais e facilidade de obtenção no comércio, o uso de armadilhas fotográficas aumentou substancialmente (Trolliet et al. 2014). Já foram utilizadas em estudos com diferentes espécies para avaliar o tamanho da população, a estimativa da abundância populacional, o uso do habitat, comportamentos, entre outros aspectos ecológicos (Trolle and Kéry 2003; Dillon and Kelly 2008; Ridout and Linkie 2009; Espartosa et al. 2011). Por ter potencial de aplicação para uma série de pesquisas emergentes, este método permite monitorar as espécies de determinada área e acessar as necessidades ambientais que elas possuem, preenchendo lacunas do conhecimento ainda existentes (Crawshaw and Quigley 1991; Bianchi et al. 2016).

Por outro lado, o aparecimento de novas tecnologias e o crescimento urbano apresentam um lado negativo. Diversos estudos relatam a influência das atividades antrópicas no forrageamento, no uso do espaço, nos aspectos sociais e reprodutivos, no estresse, na taxa de sobrevivência e no padrão de atividade das espécies da fauna nativa (Andrén 1994; Parks and Harcourt 2002; Treves and Karanth 2003; Ohashi et al. 2013; Paolino et al. 2016; Zapata-Ríos and Branch 2016; Massara et al. 2018b; Paschoal et al. 2018). As espécies podem apresentar comportamento mais cauteloso, evitando determinadas áreas ou modificando hábitos como resposta a estímulos humanos, causando consequências não letais para a sua aptidão (Frid and Dill 2002; Cresswell 2008; Bennie et al. 2014).

O uso de armadilhas fotográficas e modelagens para determinar quais fatores estão influenciando a presença de espécies vulneráveis em áreas nativas têm crescido nos últimos anos. Novas metodologias têm sido desenvolvidas e testadas para diminuir as falhas de detecção do coletor e aperfeiçoadas as análises estatísticas. A técnica de modelagem de ocupação e

detecção proposta por Mackenzie e colaboradores (2002) apresenta a vantagem de permitir estimar não apenas a ocupação, como a probabilidade de detecção das espécies e as variáveis relacionadas, proporcionando dados mais robustos.

A modelagem de ocupação pode ser utilizada com o objetivo de estimar a abundância e riqueza de espécies (MacKenzie and Nichols 2004; Versiani 2016), a densidade populacional (Jędrzejewski et al. 2017), a ocorrência de uma espécie determinada por variáveis do habitat (Rodrigues et al. 2014; Penido et al. 2017; Veum 2017; Massara et al. 2018b), interações interespecíficas (Veum 2017) e a influência de atividades antrópicas (Lessa et al. 2016; Paschoal et al. 2018). Estudos avaliando a frequência e abundância relativa geralmente assumem detectabilidade constante de ocorrência das espécies. Essa suposição raramente é precisa porque as populações de animais variam consideravelmente no tempo e no espaço (MacKenzie et al. 2002; Mackenzie 2005) e são influenciadas por diferentes fatores, como por exemplo, temperatura, fitofisionomia, presença de outras espécies e urbanização (Stanley and Royle 2005; Caruso et al. 2018). Os resultados obtidos com modelos de probabilidade de ocupação e detecção, considerando a probabilidade de a espécie ocupar a área, mas não ser detectada no estudo, permitem a obtenção de dados mais robustos e próximos à realidade da área pesquisada (Mackenzie 2005; MacKenzie et al. 2006).

Os dados obtidos a partir de registros fotográficos também permitem analisar os padrões de atividade das espécies e a sobreposição temporal da comunidade estudada (Lucherini et al. 2009; Ridout and Linkie 2009; Caravaggi et al. 2018). O padrão de atividade é um aspecto importante da ecologia comportamental. Fatores de origem natural e antrópicos como por exemplo, competição, temperatura, precipitação, luminosidade e disponibilidade de recursos, influenciam fortemente o horário e a duração do período de atividade dos mamíferos (Shaw et al. 1987; Schaik and Griffiths 1996). Geralmente, os animais modulam o seu comportamento em resposta às condições às quais estão expostas (Ashby 1972; Beier and McCullough 1990;

Beltran and Delibes 1994), otimizando seu tempo ativo e evitando fatores desfavoráveis. Como os períodos de atividade demandam um alto custo energético, seja na busca por alimento, seja por estresse térmico ou risco de predação (Lagos et al. 1995; Fernandez-Duque 2003; Mourão and Medri 2007; Vieira et al. 2010; Mendonça et al. 2015; Rota et al. 2016), a otimização do período ativo para períodos favoráveis reduz os *trade-offs* de suas atividades (McNab 1963, 1984; Lucherini et al. 2009; Caravaggi et al. 2018).

Diante disto, é possível afirmar que as mudanças ambientais oriundas de ações antrópicas apresentam fortes impactos na ecologia das espécies. Devido ao avanço do desmatamento, causado principalmente por atividades agropecuárias, o bioma Cerrado encontra-se em constante transformação, e essa transformação está ameaçando constantemente a persistência das espécies da fauna e da flora nativa (Ratter et al. 1997; Klink and Machado 2005). Espécies que possuem grandes requerimentos espaciais, tendem a desaparecer primeiro, com consequente redução populacional, e são as mais afetadas por estas mudanças (Dirzo et al. 2014; Paolino et al. 2016). Estudos sobre o padrão de atividade e as análises de probabilidade de ocupação e detecção permitem avaliar fatores importantes para a espécie. Com isso, identificando os fatores essenciais que afetam o crescimento populacional e a permanência da espécie, é possível propor estratégias de conservação.

O tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758) é uma espécie Neotropical, que ocorre ao longo das Américas do Sul e Central. Possui hábito terrestre e solitário, exceto no período reprodutivo, onde as fêmeas ficam com os filhotes durante os primeiros seis a nove meses de vida (Eisenberg and Redford 1999). A espécie possui patas dianteiras com garras curvadas, um crânio com um focinho alongado terminando em uma pequena boca sem dentes e com uma longa língua (Eisenberg and Redford 1999). Este conjunto de adaptações morfológicas permite a esta espécie um hábito alimentar especialista e confere vantagens na obtenção e aproveitamento do alimento. A fonte alimentar do tamanduá é

constituída principalmente por formigas e cupins, insetos sociais abundantes na natureza (McNab 1984).

Os tamanduás-bandeira podem ser ativos tanto ao longo do dia como da noite, dependendo das condições de tempo, da temperatura e da pluviosidade (Eisenberg and Redford 1999; Camilo-Alves and Mourão 2006). Porém, apresentam um maior período de atividade durante o entardecer e a noite (Medri and Mourão 2005). Em geral, tamanduás ocorrem em campos abertos onde são mais ativos nos horários mais amenos. Em temperaturas mais extremas, buscam proteção nas áreas mais fechadas (Camilo-Alves and Mourão 2006).

Com relação ao habitat, a espécie é encontrada em diferentes tipos, desde campos limpos, cerrados, florestas, até campos com plantações (Miranda 2004; Medri and Mourão 2005). Existe variação no valor médio da área de vida entre machos e fêmeas, sendo que quase sempre a estimativa para as fêmeas é maior que a dos machos (Miranda et al. 2015). Em um estudo realizado no Parque Nacional das Emas, foi estimada uma área de vida média de 6.93 km² para fêmeas e 10.8 km² para machos (Miranda 2004). Em um outro estudo, realizado no Pantanal mato-grossense, foram estimadas a área de vida de 11.9km² para uma fêmea e uma média de 5.7 km² para machos, com intensa sobreposição nas áreas de vida para ambos os sexos (Medri and Mourão 2005).

Atualmente, a espécie é listada como vulnerável pelo ICMBIO (Machado et al. 2008) e pela IUCN (Miranda et al. 2014). A espécie já é considerada extinta em alguns países como Argentina (Córdoba, Entre Ríos), Belize, El Salvador, Guatemala, Nicarágua, e Uruguai (Fallabrino and Castiñeira 2006). No Brasil, o tamanduá-bandeira está extinto regionalmente, nos estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Miranda et al. 2014).

Apesar da sua ampla distribuição no Brasil, a maior densidade de tamanduás se encontra nas áreas do Cerrado brasileiro (Diniz 2001). Por conta do acelerado processo de mudança do

uso da terra neste bioma, principalmente para o cultivo de soja (Ratter et al. 1997), a espécie vem sofrendo constante perda e fragmentação de seus habitats naturais. As maiores ameaças para o tamanduá-bandeira são a perda de habitat devido a urbanização e agropecuária, o fogo, os cachorros ferais, a caça ilegal e os atropelamentos (Miranda et al. 2014). Com isso, para a conservação da espécie, o primeiro passo é identificar os fatores que afetam a população e a permanência da espécie em um determinado habitat.

Apesar de ser uma espécie ameaçada, carismática e com distribuição ampla, ainda existem grandes lacunas no conhecimento biológico do tamanduá-bandeira. A maior parte dos estudos realizados serem *in situ*, a maioria das publicações envolvendo a espécie não possui um enfoque de conservação e comportamento (Diniz and Brito 2012). De acordo com Medri e Mourão (2008) ainda são necessários mais estudos científicos sobre densidade populacional, análise genética, população mínima viável, área de vida e utilização de habitats para compreensão dos requisitos ecológicos do tamanduá-bandeira e da resposta da espécie frente às perturbações antrópicas e mudanças ambientais.

A fim de ampliar o conhecimento ecológico sobre tamanduás-bandeira, o objetivo central desta dissertação foi o de avaliar o padrão de atividade temporal e uso da Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado da espécie e identificar quais fatores podem afetar a probabilidade de ocupação e de detecção na área de estudo. Para responder as perguntas envolvidas nesta pesquisa, esta dissertação está organizada em três capítulos originais, apresentados no formato de artigo científico seguindo a formatação da revista escolhida para a sua posterior publicação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRÉN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. *Oikos* 71:355.
- ASHBY, K. R. 1972. Patterns of daily activity in mammals. *Mammal Review* 1:171–185.
- BELTRAN, J. F., AND M. DELIBES. 1994. Environmental Determinants of Circadian Activity of Free-Ranging Iberian Lynxes. *Journal of Mammalogy* 75:382–393.
- BENNIE, J. J., J. P. DUFFY, R. INGER, AND K. J. GASTON. 2014. Biogeography of time partitioning in mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111:13727–13732.
- BIANCHI, R. D. C., N. OLIFIERS, M. E. GOMPPER, AND G. MOURÃO. 2016. Niche partitioning among mesocarnivores in a Brazilian wetland. *PLoS ONE* 11:1–17.
- DI BITETTI, M. S., C. D. DE ANGELO, Y. E. DI BLANCO, AND A. PAVIOLO. 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica* 36:403–412.
- CAMILO-ALVES, C. DE S. E P., AND G. DE M. MOURÃO. 2006. Responses of a Specialized Insectivorous Mammal (*Myrmecophaga tridactyla*). *Biotropica* 38:52–56.
- CARAVAGGI, A. ET AL. 2018. Seasonal and predator-prey effects on circadian activity of free-ranging mammals revealed by camera traps. *PeerJ* 6:e5827.
- CARUSO, N., A. E. J. VALENZUELA, C. L. BURDETT, E. M. LUENGOS VIDAL, D. BIROCHIO, AND E. B. CASANAVE. 2018. Summer habitat use and activity patterns of wild boar *Sus scrofa* in rangelands of central Argentina. *PLoS ONE* 13:1–15.
- CHAPMAN, F. 1927. Who treads our trails. *The National Geographic Magazine* 52:330–345.
- CRAWSHAW, P. G., AND H. B. QUIGLEY. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology* 223:357–370.
- CRESSWELL, W. 2008. Non-lethal effects of predation in birds. *Ibis* 150:3–17.
- DILLON, A., AND M. J. KELLY. 2008. Ocelot home range, overlap and density: Comparing radio telemetry with camera trapping. *Journal of Zoology* 275:391–398.
- DINIZ, L. S. M. 2001. Order Xenarthra (Edentata) (Sloths, Armadillos, Anteaters). Pp. 238–255 in *Biology, Medicine, and Surgery of South American Wild Animals*. Iowa State University Press, Ames, Iowa, USA.
- DINIZ, M. F., AND D. BRITO. 2012. The charismatic giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*): a famous John Doe? *Edentata* 13:76–83.
- DIRZO, R., H. S. YOUNG, M. GALETTI, G. CEBALLOS, N. J. B. ISAAC, AND B. COLLEN. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345:401–406.
- EISENBERG, J., AND K. REDFORD. 1999. *Mammals of the Neotropics, Volume 3: Ecuador,*

- Bolivia, Brazil. University of Chicago Press, Chicago.
- ESPARTOSA, K. D., B. T. PINOTTI, AND R. PARDINI. 2011. Performance of camera trapping and track counts for surveying large mammals in rainforest remnants. *Biodiversity and Conservation* 20:2815–2829.
- FALLABRINO, A., AND E. CASTIÑEIRA. 2006. Situación de Los Edentados en Uruguay. *Edentata* 7:1.
- FERNANDEZ-DUQUE, E. 2003. Influences of moonlight, ambient temperature, and food availability on the diurnal and nocturnal activity of owl monkeys (*Aotus azarai*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 54:431–440.
- FRID, A., AND L. DILL. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Ecology and Society* 6:11.
- FRITZ, S. A., O. R. P. BININDA-EMONDS, AND A. PURVIS. 2009. Geographical variation in predictors of mammalian extinction risk: Big is bad, but only in the tropics. *Ecology Letters* 12:538–549.
- JĘDRZEJEWSKI, W. ET AL. 2017. Density and population structure of the jaguar (*Panthera onca*) in a protected area of Los Llanos, Venezuela, from 1 year of camera trap monitoring. *Mammal Research* 62:9–19.
- KLINK, C. A., AND R. B. MACHADO. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19:707–713.
- LAGOS, V. O., L. C. CONTRERAS, P. L. MESERVE, J. R. GUTIÉRREZ, F. M. JAKSIC, AND J. R. GUTIERREZ. 1995. Effects of predation risk on space use by small mammals: A field experiment with a Neotropical rodent. *Oikos* 74:259.
- LESSA, I., T. C. S. GUIMARÃES, H. DE G. BERGALLO, A. CUNHA, AND E. M. VIEIRA. 2016. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? *Natureza e Conservação* 14:46–56.
- LUCHERINI, M. ET AL. 2009. Activity Pattern Segregation of Carnivores in the High Andes. *Journal of Mammalogy* 90:1404–1409.
- MACHADO, A. B. M., G. M. DRUMMOND, AND A. P. PAGLIA. 2008. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. 1st edition. Fundação Biodiversitas, Brasília, DF.
- MACKENZIE, D. I. 2005. Was it there? dealing with imperfect detection for species presence/absence data. *Australian and New Zealand Journal of Statistics* 47:65–74.
- MACKENZIE, D. I., AND J. D. NICHOLS. 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal Biodiversity and Conservation* 27:461–467.
- MACKENZIE, D. I., J. D. NICHOLS, G. B. LACHMAN, S. DROEGE, J. ANDREW ROYLE, AND LANGTIMM. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248–2255.

- MACKENZIE, D. I., J. D. NICHOLS, J. A. ROYLE, K. H. POLLOCK, L. L. BAILEY, AND J. E. HINES. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier, London, UK.
- MASSARA, R. L., A. M. DE O. PASCHOAL, L. L. BAILEY, P. F. DOHERTY, A. HIRSCH, AND A. G. CHIARELLO. 2018. Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. *Biotropica* 50:125–134.
- MCNAB, B. K. 1963. Bioenergetics and the Determination of Home Range Size. *The American Naturalist* 97:133–140.
- MCNAB, B. K. 1984. Physiological convergence amongst ant-eating and termite-eating mammals. *Journal of Zoology* 203:485–510.
- MEDRI, Í. M., AND G. MOURÃO. 2005. Home range of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal wetland, Brazil. *Journal of Zoology* 266:365–375.
- MEDRI, Í. M., AND G. DE M. MOURÃO. 2008. *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758. Pp. 711–713 in *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. vol. II. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF.
- MENDONÇA, A. H., C. RUSSO, A. C. G. MELO, AND G. DURIGAN. 2015. Edge effects in savanna fragments: a case study in the cerrado. *Plant Ecology and Diversity* 8:493–503.
- MIRANDA, F., A. BERTASSONI, AND A. M. ABBA. 2014. *Myrmecophaga tridactyla*. The IUCN Red List of Threatened Species e.T14224A4:14. Downloaded on 20 August 2018.
- MIRANDA, G. H. B. 2004. *Ecologia e conservação do Tamanduá-bandeira (Myrmecophaga tridactyla, Linnaeus, 1758) no Parque Nacional das Emas*. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília, Brasília.
- MOURÃO, G., AND Í. M. MEDRI. 2007. Activity of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal of Brazil. *Journal of Zoology* 271:187–192.
- OHASHI, H. ET AL. 2013. Differences in the activity pattern of the wild boar *Sus scrofa* related to human disturbance. *European Journal of Wildlife Research* 59:167–177.
- PAOLINO, R. M., N. F. VERSIANI, N. PASQUALOTTO, T. F. RODRIGUES, V. G. KREPSCHI, AND A. G. CHIARELLO. 2016. Buffer zone use by mammals in a Cerrado protected area. *Biota Neotropica* 16:1–13.
- PARKS, S. A., AND A. H. HARCOURT. 2002. Reserve size, local human density, and mammalian extinctions in U.S. protected areas. *Conservation Biology* 16:800–808.
- PASCHOAL, A. M. O. ET AL. 2018. Anthropogenic Disturbances Drive Domestic Dog Use of Atlantic Forest Protected Areas. *Tropical Conservation Science* 11:194008291878983.
- PENIDO, G. ET AL. 2017. Mesocarnivore activity patterns in the semiarid Caatinga: Limited by the harsh environment or affected by interspecific interactions? *Journal of Mammalogy* 98:1732–1740.

- RATTER, J. A., J. F. RIBEIRO, AND S. BRIDGEWATER. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80:223–230.
- RIDOUT, M. S., AND M. LINKIE. 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 14:322–337.
- RODRIGUES, T. F., R. M. PAOLINO, N. F. VERSIANI, N. A. P. SALVADOR, E. M. DE OLIVEIRA, AND A. G. CHIARELLO. 2014. The lowland tapir (*Tapirus terrestris*) is back to the largest protected area of Cerrado in the state of São Paulo, Brazil. *Tapir Conservation* 23:5–9.
- ROTA, C. T. ET AL. 2016. A multispecies occupancy model for two or more interacting species. *Methods in Ecology and Evolution* 7:1164–1173.
- SCHAIK, C. P. VAN, AND M. GRIFFITHS. 1996. Activity Periods of Indonesian Rain Forest Mammals. *Biotropica* 28:105–112.
- SHAW, J. H., J. MACHADO-NETO, AND T. S. CARTER. 1987. Behavior of Free-Living Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Biotropica* 19:255–259.
- STANLEY, T. R., AND J. A. ROYLE. 2005. Estimating site occupancy and abundance using indirect detection indices. *Journal of Wildlife Management* 69:874–883.
- TREVES, A., AND K. U. KARANTH. 2003. Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. *Conservation Biology* 17:1491–1499.
- TROLLE, M., AND M. KÉRY. 2003. Estimation of Ocelot Density in the Pantanal Using Capture–Recapture Analysis of Camera-Trapping Data. *Journal of Mammalogy* 84:607–614.
- TROLLIET, F., M.-C. HUYNEN, C. VERMEULEN, AND A. HAMBUECKERS. 2014. Use of camera traps for wildlife studies. A review. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ* 18:446–454.
- VERSIANI, N. F. 2016. O tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em áreas protegidas e seus entornos no Cerrado do nordeste do estado de São Paulo. Tese (Doutorado em Ciências -Biologia Comparada):171.
- VEUM, S. A. 2017. Using occupancy estimates to assess habitat use and interspecific interactions of bats in forested communities. Dissertação (Mestrado em Ciências):114.
- VIEIRA, E. M., L. C. BAUMGARTEN, G. PAISE, AND R. G. BECKER. 2010. Seasonal patterns and influence of temperature on the daily activity of the diurnal neotropical rodent *Necromys lasiurus*. *Canadian Journal of Zoology* 88:259–265.
- ZAPATA-RÍOS, G., AND L. C. BRANCH. 2016. Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. *Biological Conservation* 193:9–16.

CAPÍTULO 1

MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE REMANESCENTES EM UMA ÁREA PROTEGIDA DE CERRADO

INTRODUÇÃO

O Cerrado é formado por uma grande variedade de fitofisionomias que abrangem pastagens, savanas e florestas (Ribeiro and Walter 2008). No entanto, a formação predominante é o cerrado *stricto sensu*, composto por árvores e arbustos com cerca de 2-8 m de altura, gerando de 10 a 60% de cobertura, com uma camada de grama no nível do solo (Ratter et al. 1997). O Cerrado cobria originalmente cerca de 25% do país (IBGE 2004). Com a conversão em larga escala da cobertura vegetal para uso antrópico do solo, aproximadamente 50% do ecossistema já foi convertido, principalmente para expansão das terras agrícolas. O Cerrado produz 40% do Produto Interno Bruto agrícola do país (MMA 2014). Ao mesmo tempo, o Cerrado abriga cerca de 1/3 da biodiversidade nacional (Aguiar et al. 2004; Klink and Machado 2005; MMA 2007) que disputa espaço com as *commodities* agrícolas. Dentre todos os biomas brasileiros o Cerrado possui o terceiro maior grupo em diversidade de espécies de mamíferos (251 espécies) (Paglia et al. 2012), sendo que 32 são exclusivas do bioma (Paglia et al. 2012). A alta taxa de endemismo e a constante conversão dos seus habitats naturais, fazem do Cerrado um dos biomas mais ameaçados e prioritários em decisões de estratégias para a conservação da biodiversidade. Mesmo tão ameaçado, apenas 2,2% deste bioma encontram-se protegidos na forma de unidades de conservação de proteção integral (Klink and Machado 2005).

A perda de habitat é um fator que gera o declínio de populações de muitas espécies de mamíferos (Vynne et al. 2011; Dirzo et al. 2014), sendo o risco de extinção maior para aqueles animais com maior peso corpóreo, alto requerimento individual de área, baixa abundância, baixo potencial reprodutivo e baixo poder de dispersão (Chiarello 1999; Parks and Harcourt 2002; Frankham 2005; Dirzo et al. 2014). Áreas protegidas desempenham um importante papel na manutenção da diversidade biológica pois fornecem, pelo menos, áreas suficientes e

preservadas para a manutenção de espécies em logo prazo em uma determinada área. Mas apenas o estabelecimento dessas áreas não garante a proteção das espécies (Schwartz 1999; Bruner et al. 2001; Scott et al. 2010). Estimar e acompanhar alterações na abundância e na riqueza de espécies de mamíferos dentro de áreas protegidas é básico para compreender a dinâmica da comunidade e estabelecer ações prioritárias de manejo (Ceballos 2007; Vynne et al. 2011).

Para mamíferos do Cerrado, entretanto, estudos sistemáticos permanecem escassos, e a fauna de mamíferos continua pouco conhecida e mal documentada, persistindo muitas lacunas de conhecimento sobre densidade, comportamento e requerimentos ecológicos (Cabral et al. 2017). Diferentes metodologias vêm sendo aplicadas em estudos com o intuito de preencher as lacunas envolvendo a mastofauna de médio e grande porte (Trolliet et al. 2014), sendo a armadilhagem fotográfica um dos métodos mais satisfatórios para estudos com grandes mamíferos terrestres.

A armadilha fotográfica facilita estudos ecológicos com mamíferos, que são em sua maioria de hábitos noturnos e de difícil visualização. Essas características propiciam falhas no registro das espécies, além dos mamíferos apresentarem baixa densidade e grande área de vida. Além disso, o uso de armadilha fotográfica pode auxiliar na correta identificação das espécies (Silveira et al. 2003; Lyra-Jorge et al. 2008; Tobler et al. 2008; Espartosa et al. 2011; Norouzzadeh et al. 2017), assim como a detecção de espécies raras, aumentando a acurácia da identificação e dos inventários.

No Cerrado, estudos recentes com armadilhas fotográficas já foram realizados com objetivos diversos, como geração de lista de espécies (Bruna et al. 2010; Costa Estrela et al. 2015; Cabral et al. 2017; Laurindo et al. 2017), uso de zona tampão de área protegida (Paolino et al. 2016), ocupação (Ferreira et al. 2017), parâmetros demográficos de uma ou mais espécies (Peres et al. 2017), e distribuição geográfica de espécie exótica (Faria et al. 2015). No entanto

nenhum foi realizado, recentemente, na APA Gama Cabeça de Veado, para verificar quais espécies de mamíferos de médio e grande porte permanecem nessa área. Os últimos estudos publicados nessa área datam de 2009 e 2010. Dessa maneira, o presente estudo pretende estimar a riqueza de espécies e de guildas tróficas de mamíferos de médio e grande porte em uma área de proteção localizada na cidade de Brasília, Distrito Federal, no Cerrado do Brasil Central. Os registros obtidos foram comparados com levantamentos de mastofauna realizados anteriormente, buscando identificar diferenças na riqueza observada atualmente e no passado recente. Além disso foram comparadas a riqueza de espécies entre mata de galeria e cerrado *strictu senso*.

Considerando as características e atividade antrópica ao redor, esperavamos a presença de espécies exóticas e uma maior riqueza de mamíferos de grande e médio porte na Estação Ecológica do Jardim Botânico, que apresenta a maior área e maior influência de atividades antrópicas. Sobre a diferença na riqueza de espécies entre a mata e o cerrado, espera-se que a riqueza de espécies seja semelhante entre as duas fitofisionomias, uma vez que a característica da fauna de mamíferos do Cerrado é ser generalista, podendo utilizar todos os diferentes habitats (Marinho-Filho et al. 2002).

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo – A Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça-de-Veado (APA GCV), localizada a 16 km de Brasília, na porção centro-sul do Distrito Federal, foi criada em 1986 visando a proteção dos mananciais hídricos e da biodiversidade (UNESCO 2003). Abrange uma área de 23.650 ha, o que corresponde a cerca de 11% das APAs no Distrito Federal (Figura 1). Inserida em uma matriz antrópica, a área de proteção apresenta tanto em seu interior quanto em seu entorno núcleos urbanos e rurais, além de sítios de uso recreativo e de acesso exclusivo de pesquisadores para realização de atividades e o Aeroporto Internacional de Brasília (Felfili and Santos 2004; Ribeiro 2011).

O clima predominante na região, segundo classificação Köppen, é tropical de Savana, com precipitação variando entre 1.200mm a 1.700mm durante o ano. A temperatura média anual varia de 18° a 22°C, sendo os meses de setembro e outubro os mais quentes. A área de proteção faz limite com diversos setores habitacionais, núcleo rural e o Aeroporto Internacional de Brasília (UNESCO 2003).

Inserida no bioma Cerrado, a APA Gama Cabeça-de-Veado apresenta uma elevada diversidade florística e de fauna, bem como um mosaico de paisagens que incluem florestas e campos abertos (Ratter et al. 1997). Por abrigar uma grande quantidade de recursos hídricos, é uma importante área de proteção ambiental do Cerrado Central do Brasil (Felfili & Santos, 2004). Dentro da unidade de conservação, o estudo foi realizado na Reserva do IBGE (1.360 ha), Reserva do Jardim Botânico de Brasília (5.000 ha) e Fazenda Água Limpa/UnB (4.040 ha).

Desenho amostral - A riqueza das espécies da APA GCV foi estimada a partir da utilização de armadilhas fotográficas (Bushnell Trophy Cam). O estudo foi realizado de março a junho de 2018. Para a seleção dos pontos amostrais, uma grade de 2 km² foi disposta pela área, aonde o centroide de cada quadrante era um possível ponto de amostragem. Para obter o mesmo número de pontos entre as fitofisionomias, os pontos de cerrado foram aleatorizados e excluídos os excedentes, totalizando 60 pontos (mata = 30 e cerrado = 30). As armadilhas foram fixadas em troncos de árvores numa altura média de 40 cm, funcionando durante 24 horas/dia, ajustadas para alta sensibilidade. Cada sítio foi amostrado durante 15 dias consecutivos, sendo, em seguida, translocado para outro ponto. Esse rodízio se deve ao número reduzido de câmeras-trap disponíveis para este estudo.

Análise dos dados - Uma lista de espécies da APA GCV foi realizada com os registros dos mamíferos de médio e grande porte durante o período de estudo. Informações referentes à classificação em guilda trófica de cada espécie foram retirados de Marinho-Filho et al. (2002)

e a categoria de ameaça nacional e mundial obtidos de Machado et al. (2008) e IUCN (2014), respectivamente.

O esforço amostral foi avaliado com curvas de acumulação de espécies por subárea a partir do número de espécies registradas em relação ao número de pontos amostrados. As curvas médias de acumulação foram obtidas com um estimador não-paramétrico (Jackknife1) que se baseia na ocorrência de espécies raras e do número de amostras para estimar o total de espécies na comunidade. O estimador Jackknife é o mais recomendado para levantamento de dados a partir de armadilhas fotográficas (Tobler et al. 2008; Zlatanova and Popova 2018). A riqueza obtida foi comparada com dados obtidos em estudos posteriores realizados na APA. Em seguida, comparamos a riqueza entre as diferentes subáreas e entre os tipos de vegetação presente na APA GCV utilizando o teste tukey. As diferentes guildas tróficas foram comparadas entre porcentagem de registro e riqueza de espécies. Todas as análises e gráficos foram realizadas no programa R.

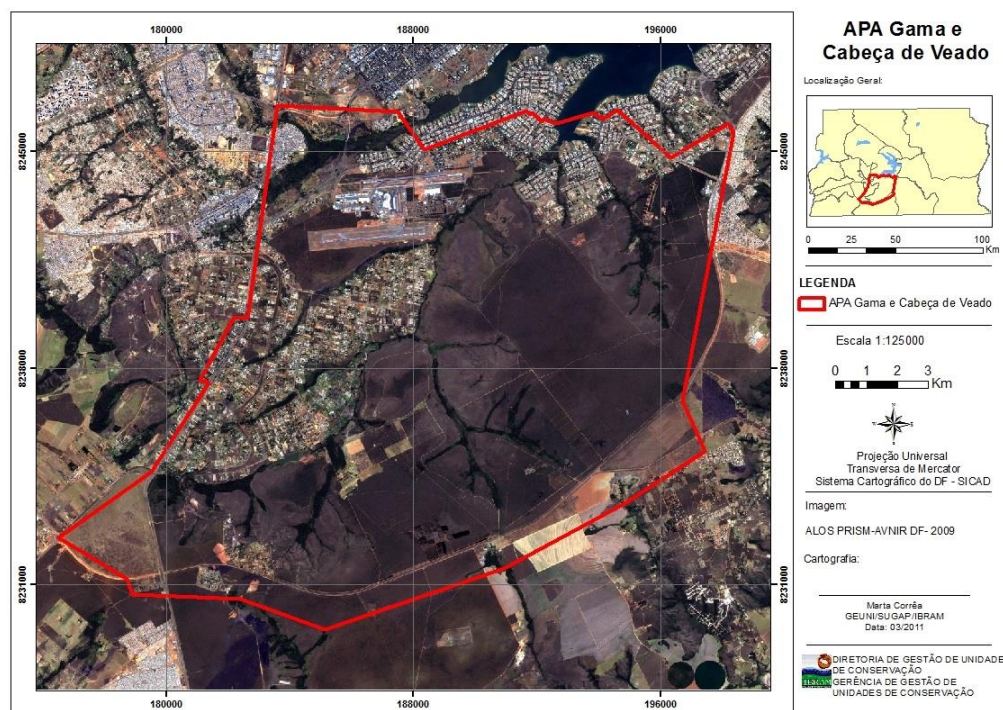


Figura 1 – Mapa da Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de veado (APA GCV). Fonte: IBRAM/DF.

RESULTADOS

Levantamento e Riqueza de Espécies - No período total de amostragem (março a junho de 2018), foram registradas 18 espécies de mamíferos de médio e grande porte, sendo 15 nativas e três domésticas (Tabela 1). A ordem Carnívora apresentou a maior riqueza com 44,44% das espécies registradas, seguida pela ordem Rodentia com 11,11%. A família Canidae foi a mais comum no estudo correspondendo a 16,6% (n=4) das espécies encontradas. Três espécies domésticas foram registradas: cães domésticos - *Canis familiaris*, gado - *Bos taurus* e cavalos - *Equus caballus*. Estas espécies exóticas foram registradas e ocorrem apenas na área da Fazenda Água Limpa/UnB.



Figura 2 – Fotos de câmera-trap de quatro espécies de mamíferos detectados na Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça-de-veado. (A) Tamanduá-bandeira, (B) Onça-parda, (C) Lobo-guará, (D) Veado-catingueiro.

Tabela 1 – Lista de espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas na APA Gama e Cabeça-de-veado. Categoria de ameaça: VU= vulnerável. * = Espécies domésticas.

Ordem	Família	Espécie	Nome popular	N	Guilda**	Ameaçado?
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	3	Onívoro	Não
Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira	43	Insetívoro	VU
Primates	Cebidae	<i>Callithrix sp.</i>	-	4	Onívoro	Não
	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	Paca	1	Frugívoro	Não
Rodentia	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta azarae</i>	Cutia	3	Frugívoro	Não
	Hydrochaeridae	<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	Capivara	8	Folívoros	Não
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapiti	3	Folívoros	Não
		<i>Canis lupus familiaris*</i>	Cachorro doméstico	10	-	Não
	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	Graxaim-do-campo	26	Onívoro	Não
		<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-guará	8	Onívoro	VU
	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguar	7	Carnívoro	Não
Carnivora		<i>Puma concolor</i>	Onça-parda	9	Carnívoro	VU
	Mephitidae	<i>Conepatus semistriatus</i>	Cangambá	4	Insetívoro	Não
	Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	Coati	2	Onívoro	Não
		<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão-pelada	2	Onívoro	Não
Perissodactyla	Equidae	<i>Equus caballus*</i>	Cavalo	16	-	Não
	Bovidae	<i>Bos taurus*</i>	Boi	5	-	Não
Artiodactyla	Cervidae	<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-catingueiro	12	Folívoros	Não
TOTAL DE ESPÉCIES		18				3

Tabela 2 – Levantamento da riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas na APA Gama e Cabeça-de-veado em diferentes períodos. (*) Registros obtidos a partir de capturas, observações diretas e vestígios na Fazenda Água Limpa (FAL); (**) Registros obtidos com armadilha fotográfica e observação direta; (***) Estudo realizado na área do Jardim Botânico utilizando transectos, observação direta, fezes, pegadas e registros informais (relatos de funcionários). + Espécies que não foram registradas nos levantamentos mais recentes.

Ordem	Espécie	Mares et al. (1989)*	Juarez (2008)**	Saracura e Giustina (2010)***	Presente estudo
Artiodactyla	<i>Mazama americana</i>	1	0	1	0
	<i>Mazama gouazoubira</i>	0	0	0	1
	<i>Ozotoceros bezoarticus</i> ⁺	1	0	0	0
	<i>Pecari tajacu</i> ⁺	1	0	0	0
	<i>Tayassu pecari</i> ⁺	1	0	0	0
Carnivora	<i>Cerdocyon thous</i>	1	1	1	1
	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	1	1	1	1
	<i>Pseudalopex vetulus</i>	0	1	1	0
	<i>Speothos venaticus</i>	1	0	1	0
	<i>Puma yaguarondi</i> ⁺	1	1	0	0
	<i>Leopardus pardalis</i>	1	1	1	1
	<i>Leopardus tigrinus</i>	0	0	1	0
	<i>Puma concolor</i>	1	1	1	1
	<i>Conepatus semistriatus</i>	0	1	0	1
	<i>Eira barbara</i> ⁺	1	0	0	0
	<i>Nasua nasua</i>	1	0	1	1
	<i>Procyon cancrivorus</i>	1	0	1	1
	Lagomorpha	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	1	0	0
Perissodactyla	<i>Tapirus terrestris</i> ⁺	1	0	0	0
Primates	<i>Alouatta caraya</i>	1	0	1	0
	<i>Callithrix penicillata</i>	1	0	1	1
	<i>Cebus libidinosus</i>	0	1	0	0
Cingulata	<i>Cabassous unicinctus</i> ⁺	1	0	0	0
	<i>Dasypus novemcinctus</i>	1	0	1	1
	<i>Dasypus septemcinctus</i>	1	1	1	0
	<i>Euphractus sexcinctus</i>	1	0	1	0
	<i>Priodontes maximus</i> ⁺	1	0	0	0
Pilosa	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	1	1	1	1
	<i>Tamandua tetradactyla</i>	1	1	1	0
	<i>Cuniculus paca</i>	0	0	0	1
Rodentia	<i>Dasyprocta azarae</i>	1	1	0	1
	<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	1	0	0	1
Riqueza de espécies		26	12	17	15

Os dados registrados foram comparados com levantamentos realizados de 1989 a 2009 (Tabela 2). O levantamento realizado em 1989 obteve uma riqueza de 26 espécies, enquanto que o inventário realizado por Juarez (2008) e por Saracura e Giustina (2010), esta última apenas para a Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília, obtiveram 12 e 17 espécies, respectivamente.

De acordo com a curva de acumulação, a maior riqueza de espécies de mamíferos foi encontrada na subárea da FAL (Figura 3). Porém, algumas espécies como *Dasyprocta azarae* e *Procyon cancrivorus* foram registradas apenas na reserva do IBGE e *Dasybus novemcinctus* encontrada apenas no Jardim Botânico de Brasília. As curvas apresentadas evidenciam que ainda existem novos táxons a serem registrados dentro da APA Gama e Cabeça-de-Veado. A curva de rarefação mais inclinada do que a apresentada nas outras áreas indica a necessidade de um esforço amostral maior, evidenciando a não detecção de algumas espécies.

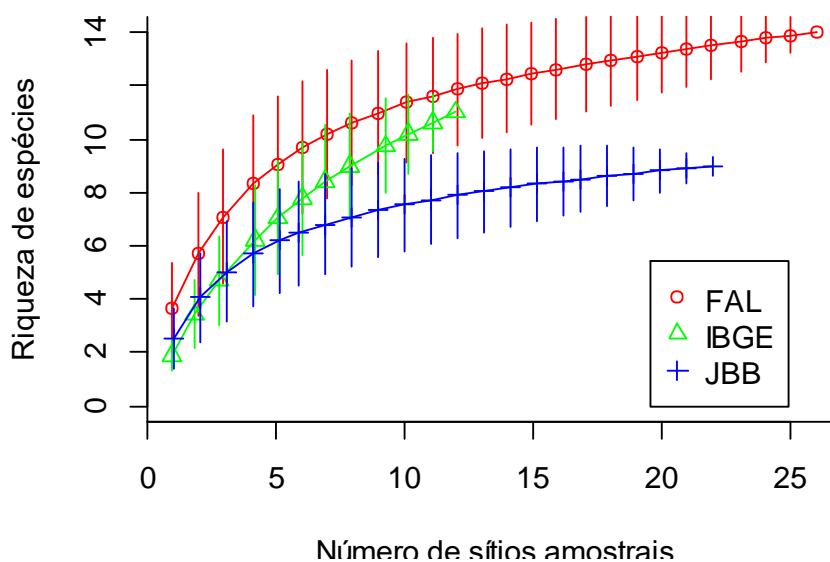


Figura 3 – Curva de rarefação (Sest) para espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas por armadilhamento fotográfico nas três subáreas pertencentes a APA Gama e Cabeça-de-Veado. FAL = Fazenda Água Limpa/UnB, IBGE = Reserva Ecológica do IBGE e JBB= Estação Ecológica Jardim Botânico de Brasília.

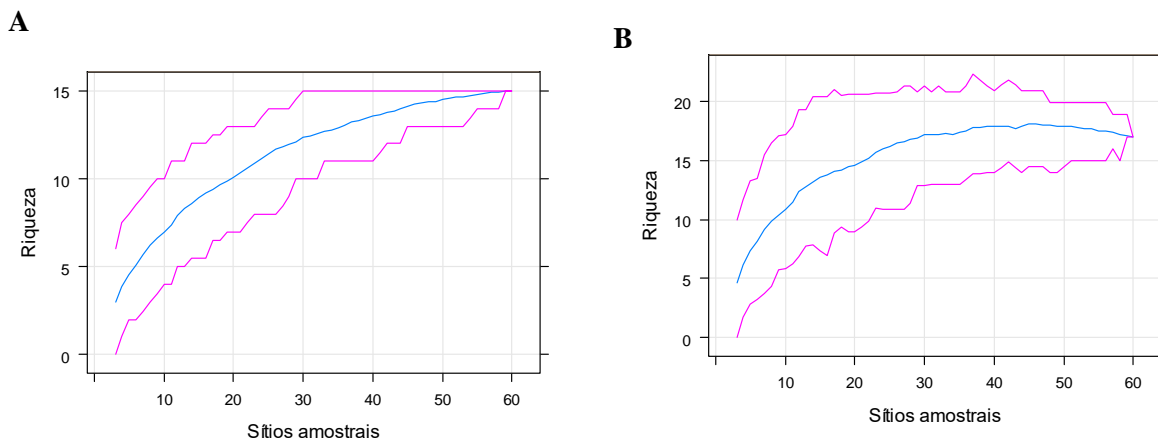


Figura 4 – Curva de acumulação de espécies de mamíferos nativos observadas (A) e obtidas pelo estimador não-paramétrico Jackknife 1 (B) para a APA Gama e Cabeça-de-Veado, DF. As linhas em rosa representam o desvio padrão.

Segundo as estimativas de riqueza de espécies nativas pelo estimador de Jackknife 1, obtivemos uma riqueza de 17 (EP=1.39) para a área total. Observamos que apesar da curva não atingir a assíntota com o esforço realizado, as espécies registradas na área correspondem a mais de 88,2% das espécies esperadas na área (Figura 4). Esse resultado sugere a existência de espécies ainda não registradas na região.

No que diz respeito as três subáreas da APA, a FAL apresentou uma riqueza de 14 espécies, IBGE de 11 espécies e Jardim Botânico de 9 espécies (Figura 5A). A FAL, IBGE e Jardim Botânico apresentaram estimativas de riqueza de 18.81 (± 2.55), 16.50 (± 2.95) e 11.87 (± 1.65), respectivamente. De acordo com o teste Tukey não houve diferença significativa entre a riqueza observada entre as três subáreas ($p > 0.8$). Comparando entre áreas abertas e fechadas, o número de espécies registradas para as áreas de cerrado s.s. e de mata foi de 13 e 15 espécies respectivamente (Figura 5B). De acordo com as estimativas de riqueza pelo estimador Jackknife 1, obtivemos um valor de 15.90 (± 1.67) para o Cerrado e 18.87 (± 1.94) para a área de mata de galeria, não apresentando diferença estatística ($p = 0.68$).

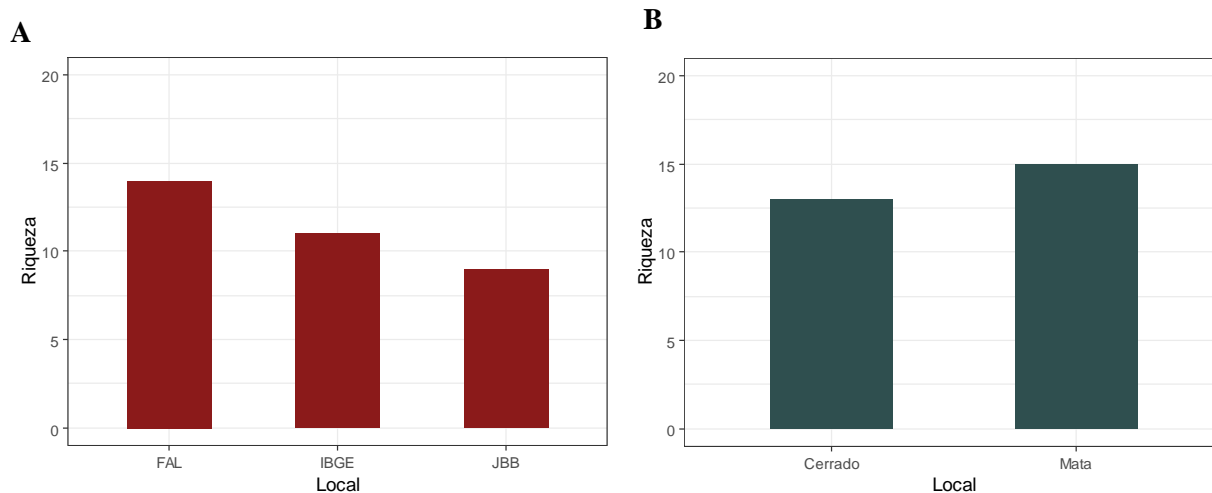
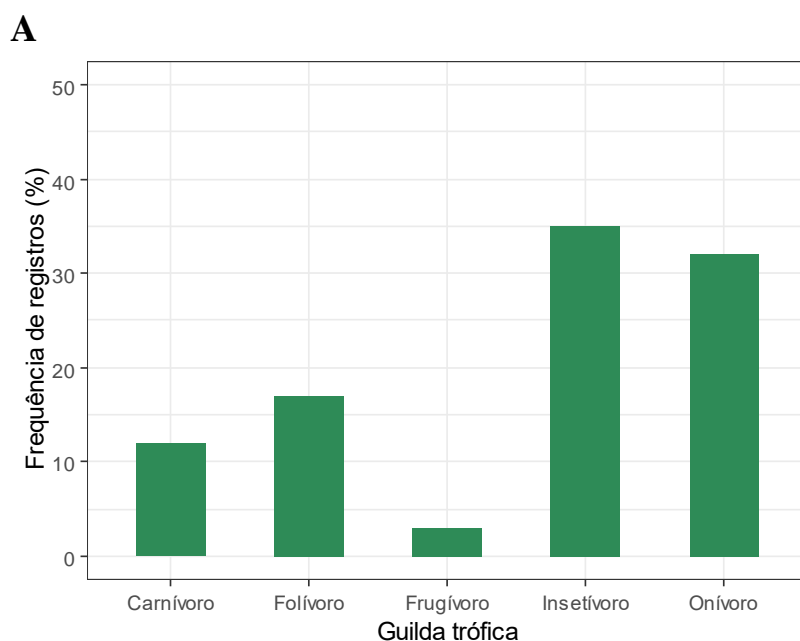


Figura 5 – Riqueza em espécies de mamíferos de médio e grande porte nas três principais sub-áreas (A) e em dois tipos de vegetação (B) da APA GCV durante a estação seca em 2018.

As espécies registradas durante este estudo correspondem a cinco diferentes guildas tróficas. Os onívoros apresentaram a maior riqueza com seis espécies, seguidos pelos folívoros com três espécies. Os frugívoros, carnívoros e insetívoros apresentaram riqueza de duas espécies cada (Figura 5A). Com o número de registros, os insetívoros foram os mais frequentes (35%) seguidos por espécies onívoras (33%). As espécies de frugívoros foram as menos frequentes com aproximadamente 3% dos registros (Figura 5B).



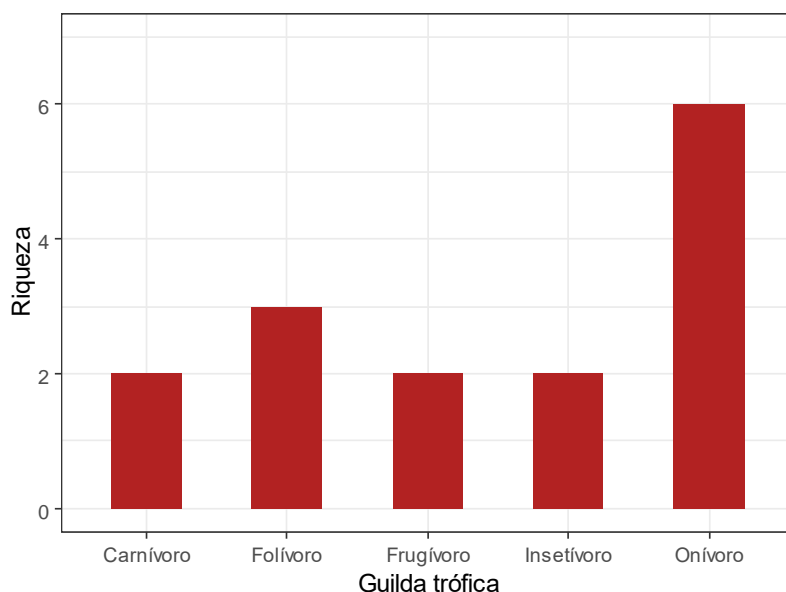
B

Figura 6 – Frequência de registros (A) e da riqueza (B) de mamíferos nativos de médio e grande porte da APA Gama e Cabeça de Veado, em relação às guildas tróficas.

DISCUSSÃO

A lista de espécies encontradas neste estudo está de acordo com a lista de espécies nativas registrada para a área e corresponde a 45,5% das espécies registradas para o DF (IBRAM 2011).

Em um levantamento realizado por Juarez (2008) na APA Gama e Cabeça-de-Veado (utilizando iscas e considerando registros de armadilhas-fotográficas, vestígios e encontros), foram encontradas sete espécies de mamíferos nativos de médio e grande porte durante o período de seca, com um esforço de 1.415 armadilhas-dia e 12 espécies durante o período chuvoso, com um esforço de 2.097 armadilhas-dia. A riqueza total encontrada (Juarez 2008) foi de 17 espécies nativas e exóticas nas duas estações, correspondendo a 39% das espécies do DF. O presente estudo, com um esforço de 900 armadilha/noite, encontrou 18 espécies nativas e exóticas apenas durante a estação seca. Este resultado reforça que o esforço amostral empregado neste estudo foi suficiente.

O resultado apresentado no presente estudo sugere que não existe diferença significativa entre as subáreas, funcionando como uma área de proteção contínua, mesmo com seus

diferentes tipos de proteção e perturbações, registrando espécies ameaçadas de extinção. Das oitos espécies de mamíferos nativos não voadores ameaçadas de extinção registradas para a área de 1979-2009 (Ribeiro 2011), três espécies foram encontradas durante o nosso estudo, sendo elas: o lobo-guará - *Chrysocyon brachyurus* (Figura 2), o tamanduá-bandeira - *Myrmecophaga tridactyla* e a onça-parda - *Puma concolor*. A ausência do registro atual de outras espécies ameaçadas, como *Speothos venaticus*, presente no estudo de Mares e colaboradores (1989) e no estudo de Saracura e Guistina (2010), pode ser explicada pela raridade natural destas espécies, ou pela possibilidade de estarem extintas localmente devido a sensibilidade às alterações.

Apesar de não apresentar registros atuais dentro da área, relatos do início dos anos 1990 informavam a presença de *Tapirus terrestris*, *Pecari tajacu* e *Tayassu pecari*, sugerindo uma possível extinção local (Ribeiro 2011), considerando que são espécies encontradas em áreas de proteção do Distrito Federal próximas a APA GCV, como Parque Nacional de Brasília (Juarez 2008) e são espécies alvos da caça ilegal. Assim, a diferença de riqueza de espécies encontrada entre o levantamento citado (Ribeiro 2011) e o presente estudo, com espaçamento de quase 10 anos, pode sugerir prováveis extinções locais recentes ou baixa densidade populacional.

É possível observar que não existe um monitoramento periódico da abundância e riqueza de espécies na área, com um espaçamento grande entre os estudos. A ausência de seis espécies nativas, anteriormente presentes na área, reforça a importância de se realizar essa monitoração, acompanhando as populações e observando suas respostas às alterações antrópicas as quais estão submetidas. Apesar do esforço amostral em algumas áreas de estudo não ter alcançado a assíntota, ainda assim, uma redução de 11 de espécies em menos de 30 anos é um alerta para a APA GCV.

Estudos em áreas alteradas no Cerrado apresentaram grande variação na riqueza de espécies (n =10 a 31) indicando a influência do tipo de matriz circundante, do tamanho da área

e da intensidade de atividade antrópica (Mares et al. 1989; Juarez 2008; Lyra-Jorge et al. 2009, 2010; Bocchiglieri et al. 2010).

Os registros de espécies exóticas dentro da área eram esperados considerando que a área de estudo se encontra em uma matriz antrópica, além de ser utilizada para estudos dos alunos da Universidade Federal de Brasília na área agrária. O registro de cavalos e bois na subárea da FAL limitou-se a uma paisagem mais fragmentada, de uso humano. Os registros de cães, foram limitados a pontos mais próximos a borda da APA e próximo às áreas urbanas (construções). A presença de animais ferais dentro das unidades de conservação têm sido cada vez mais comuns em todo o mundo (Lessa et al. 2016; Zapata-Ríos and Branch 2016; Paschoal et al. 2018; Silva et al. 2018a). A presença do cachorro resulta em diversas ameaças a fauna nativa. Além de competir com outros carnívoros por recursos alimentares e espaço, muitos indivíduos atacam outras espécies não exclusivamente para o forrageio, o que pode causar um desequilíbrio ecológico dentro da unidade de conservação (França and Marini 2009; Lemos et al. 2011; Zapata-Ríos and Branch 2016).

Recentes estudos avaliaram que a probabilidade de algumas espécies de ocupar uma determinada área, principalmente carnívoros, é afetada negativamente pela presença de animais domésticos (Lacerda et al. 2009; Lemos et al. 2011; Massara et al. 2018). Esse problema, no caso da APA GCV, pode comprometer a persistência de espécies ameaçadas de extinção como *Speothos venaticus*, que apresenta naturalmente baixa densidade populacional e seria um competidor direto do cachorro doméstico. Além disto, animais asselvajados são transmissores de patógenos para diversas espécies nativas, em especial para outros canídeos (Lessa et al. 2016). Com isto, a presença de cachorros-domésticos em áreas protegidas impacta as populações nativas e intensifica os riscos de extinção ao deixa-las mais vulneráveis.

Para o Cerrado, assim como no presente estudo, as categorias tróficas mais representativas são: onívora, insetívora e folívora (Marinho-Filho et al. 2002; Juarez 2008;

Bocchiglieri et al. 2010). A dieta carnívora e frugívora exige maior consumo energético, estando condicionada à disponibilidade e a capacidade dos indivíduos em encontrar e digerir o recurso (McNab 1963, 1986). Ambientes com intensa variação sazonal de recursos alimentar podem apresentar maior frequência de indivíduos folívoros e onívoros, explicando assim a riqueza das guildas tróficas encontradas neste estudo. Dietas mais generalistas, como onívora, permitem as espécies se alimentarem de diferentes recursos de acordo com a disponibilidade no ambiente (Eisenberg and Redford 1999).

A hipótese da heterogeneidade do habitat assume que a medida que se aumenta a complexidade estrutural do habitat, se aumenta também a disponibilidade de nichos ecológicos, resultando em maior diversidade de espécies (Tews et al. 2004). O mesmo é inferido para a diversidade de guildas tróficas. A heterogeneidade na paisagem afeta padrões de dispersão e forrageamento (Milne et al. 1989; Johnson et al. 1992), comportando maior diversidade de categorias tróficas. Por exemplo, ambientes alterados oferecem maior disponibilidade e variedade de recursos, favorecendo a ocorrência de espécies generalistas, como os canídeos (Gehring and Swihart 2003; Rocha et al. 2008; Lyra-Jorge et al. 2009).

Além da presença de animais domésticos, das atividades humanas realizadas dentro da reserva, das rodovias de alta velocidade, a urbanização circundante vem crescendo consideravelmente nos últimos tempos. A expansão dos bairros de entorno e a duplicação de estradas têm intensificado o isolamento destas áreas e provocado efeitos negativos dentro da APA GCV. Segundo dados recentes (GDF 2017), apenas para a região administrativa do Jardim Botânico, o crescimento urbano entre 2000 e 2010 foi de 107,44%. A demanda por moradia na capital provocou intensa ocupação, legais e ilegais, dentro e no entorno da APA Gama e Cabeça de Veado.

A variação na abundância das espécies associada a características biológicas das espécies pode refletir reduções populacionais indicando o possível estado de conservação. Por exemplo,

espécies com maior tamanho corporal e baixa densidade populacional possuem maior probabilidade de serem extintas localmente (Frankham 1996; Collevatti et al. 2007; Fritz et al. 2009; Ferreira et al. 2017). Com a monitoração da abundância e da riqueza de espécies de uma comunidade é possível identificar as mais vulneráveis na área, definindo prioridades e ações para impedir que estas espécies sejam excluídas desses ambientes (Crooks 2002; Silva et al. 2018b). Portanto, são necessários novos estudos que visem a compreensão dos processos ecológicos e a extinção local de espécies. Em decorrência do grau de isolamento e da intensa atividade urbana dentro e ao redor da APA GCV, é importante a existência de estudos de monitoração intensiva e regular de mamíferos, acompanhando os efeitos das alterações ambientais na riqueza da fauna, para fins conservacionistas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, L. M. S., R. B. MACHADO, AND J. MARINHO-FILHO. 2004. Diversidade Biológica do Cerrado. Pp. 17–40 in *Cerrado: Ecologia e Caracterização* (L. M. S. Aguiar & A. J. A. Camargo, eds.). Embrapa Cerrados, Planaltina.
- BOCCHIGLIERI, A., A. F. MENDONÇA, AND R. P. B. HENRIQUES. 2010. Composição e diversidade de mamíferos de médio e grande porte no Cerrado do Brasil central. *Biota Neotropica* 10:169–176.
- BRUNA, E. M. ET AL. 2010. Mammalia, Estação Ecológica do Panga, a Cerrado protected area in Minas Gerais state, Brazil. *Check List* 6:668–675.
- BRUNER, A. G., R. E. GULLISON, R. E. RICE, AND G. A. B. DA FONSECA. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291:125–128.
- CABRAL, R., M. ZANIN, G. PORFÍRIO, AND D. BRITO. 2017. Medium-sized to large mammals of Serra do Tombador, Cerrado of Brazil. *Check List* 13.
- CEBALLOS, G. 2007. Conservation Priorities for Mammals in Megadiverse Mexico: the Efficiency of Reserve Networks 17:569–578.
- CHIARELLO, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89:71–82.
- COLLEVATTI, R. G., K. C. E. LEITE, G. H. B. MIRANDA, AND F. H. G. RODRIGUES. 2007. Evidence of high inbreeding in a population of the endangered giant anteater,

- Myrmecophaga tridactyla* (Myrmecophagidae), from Emas National Park, Brazil. *Genetics and Molecular Biology* 30:112–120.
- COSTA ESTRELA, D., D. C. SOUZA, J. M. SOUZA, AND A. L. DA S. CASTRO. 2015. Medium and large-sized mammals in a Cerrado area of the state of Goiás, Brazil. *Check List* 11:1–6.
- CROOKS, K. R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16:488–502.
- DIRZO, R., H. S. YOUNG, M. GALETTI, G. CEBALLOS, N. J. B. ISAAC, AND B. COLLEN. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345:401–406.
- DOHERTY, P. F., G. C. WHITE, AND K. P. BURNHAM. 2012. Comparison of model building and selection strategies. *Journal of Ornithology* 152:317–323.
- EISENBERG, J., AND K. REDFORD. 1999. *Mammals of the Neotropics, Volume 3: Ecuador, Bolivia, Brazil*. University of Chicago Press, Chicago.
- ESPARTOSA, K. D., B. T. PINOTTI, AND R. PARDINI. 2011. Performance of camera trapping and track counts for surveying large mammals in rainforest remnants. *Biodiversity and Conservation* 20:2815–2829.
- FARIA, G. M. M. DE ET AL. 2015. Geographic distribution of the European hare (*Lepus europaeus*) in Brazil and new records of occurrence for the Cerrado and Atlantic Forest biomes. *Mammalia* 80:497–505.
- FELFILI, J. M., AND A. Á. B. SANTOS. 2004. Diretrizes para o Plano de Manejo da APA Gama e Cabeça de Veado. Pp. 107–157 in *Flora e diretrizes ao Plano de Manejo da APA Gama e Cabeça de Veado*. (J. M. Felfili, A. A. B. Santos, J. C. S. Silva & M. B. Arruda, eds.). Brasília: Universidade de Brasília.
- FERREIRA, G. B. ET AL. 2017. Assessing the conservation value of secondary savanna for large mammals in the Brazilian Cerrado. *Biotropica* 49:734–744.
- FRANÇA, L. C., AND M. Â. MARINI. 2009. TESTE DO EFEITO DE BORDA NA PREDACÃO DE NINHOS NATURAIS E ARTIFICIAIS NO CERRADO 26:241–250.
- FRANKHAM, R. 1996. Relationship of genetic variation to population size in wildlife. *Conservation Biology* 10:1500–1508.
- FRANKHAM, R. 2005. Genetics and extinction. *Biological Conservation* 126:131–140.
- FRITZ, S. A., O. R. P. BININDA-EMONDS, AND A. PURVIS. 2009. Geographical variation in predictors of mammalian extinction risk: Big is bad, but only in the tropics. *Ecology Letters* 12:538–549.
- GDF. 2017. ZEE-DF: Caderno Técnico da Matriz Socioeconômica:148.
- GEHRING, T. M., AND R. K. SWIHART. 2003. Body size, niche breadth, and ecologically scaled

- responses to habitat fragmentation: Mammalian predators in an agricultural landscape. *Biological Conservation* 109:283–295.
- IBGE. 2004. Mapa de Biomas do Brasil, primeira aproximação. *Disponível em* www.ibge.gov.br. <www.ibge.gov.br>.
- IBRAM. 2011. Lista de Fauna do Distrito Federal:16.
- JOHNSON, A. R., J. A. WIENS, B. T. MILNE, AND T. O. CRIST. 1992. Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes. *Landscape Ecology* 7:63–75.
- JUAREZ, K. M. 2008. Mamíferos de medio e grande porte nas Unidades de Conservação do Distrito Federal. Tese (Doutorado em Biologia Animal):153.
- KLINK, C. A., AND R. B. MACHADO. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19:707–713.
- LACERDA, A. C. R., W. M. TOMAS, AND J. MARINHO-FILHO. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília national park, Brazil: Interactions with native mammals. *Animal Conservation* 12:477–487.
- LAURINDO, R. DE S. ET AL. 2017. Mamíferos em remanescentes florestais de um ecótono Mata Atlântica-Cerrado no sudeste do Brasil. *Neotropical Biology and Conservation* 12:19–29.
- LEMONS, F. G., K. G. FACURE, AND F. C. AZEVEDO. 2011. A First Approach to the Comparative Ecology of the Hoary Fox and the Crab-eating Fox in a Fragmented Human Altered Landscape in the Cerrado Biome at Central Brazil. Pp. 143–160 in *Middle-Sized Carnivores in Agricultural Landscapes* (L. M. Rosalino & C. Gheler-Costa, eds.). Nova Science Publishers, Inc.
- LESSA, I., T. C. S. GUIMARÃES, H. DE G. BERGALLO, A. CUNHA, AND E. M. VIEIRA. 2016. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? *Natureza e Conservação* 14:46–56.
- LYRA-JORGE, M. C., G. CIOCHETI, V. R. PIVELLO, AND S. T. MEIRELLES. 2008. Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals: Camera traps and track plots. *European Journal of Wildlife Research* 54:739–744.
- LYRA-JORGE, M. C., G. CIOCHETI, L. TAMBOSI, M. C. RIBEIRO, AND V. R. PIVELLO. 2009. Carnivorous Mammals in a Mosaic Landscape in Southeastern Brazil: Is it possible to keep them in an agro-silvicultural landscape? Pp. 91–96 in *Grassland Biodiversity-Habitat Types* (J. Runas & T. Dahlgren, eds.). Nova Science Publishers, Inc.
- LYRA-JORGE, M. C., M. C. RIBEIRO, G. CIOCHETI, L. R. TAMBOSI, AND V. R. PIVELLO. 2010. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *European Journal of Wildlife Research* 56:359–368.

- MARES, M. A., J. K. BRAUN, AND D. GETTINGER. 1989. Observations on the distributions and ecology of the mammals of the Cerrado grasslands of central Brazil. *Annals of Carnegie Museum* 58:1–60.
- MARINHO-FILHO, J., F. H. G. RODRIGUES, AND K. M. JUAREZ. 2002. The Cerrado Mammals: Diversity, Ecology, and Natural history. Pp. 266–284 in *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna* (P. Oliveira & R. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York.
- MASSARA, R. L., A. M. DE O. PASCHOAL, L. L. BAILEY, P. F. DOHERTY, A. HIRSCH, AND A. G. CHIARELLO. 2018b. Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. *Biotropica* 50:125–134.
- MCNAB, B. K. 1963. Bioenergetics and the Determination of Home Range Size. *The American Naturalist* 97:133–140.
- MCNAB, B. K. 1986. The Influence of Food Habits on the Energetics of Eutherian Mammals. *Ecological Monographs* 56:1–19.
- MILNE, B. T., K. M. JOHNSTON, AND R. T. T. FORMAN. 1989. Scale-dependent proximity of wildlife habitat in a spatially-neutral Bayesian model. *Landscape Ecology* 2:101–110.
- MMA. 2007. *Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira*. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília: MMA, Série Biodiversidade:300.
- MMA. 2014. *Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado - 2ª fase (2014-2015)*. Brasília.
- NOROUZZADEH, M. S. ET AL. 2017. Automatically identifying, counting, and describing wild animals in camera-trap images with deep learning. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 201719367:1–10.
- PAGLIA, A. P. ET AL. 2012. Annotated checklist of Brazilian mammals 2º Edition. *Occasional Papers in Conservation Biology*.
- PAOLINO, R. M., N. F. VERSIANI, N. PASQUALOTTO, T. F. RODRIGUES, V. G. KREPSCHI, AND A. G. CHIARELLO. 2016. Buffer zone use by mammals in a Cerrado protected area. *Biota Neotropica* 16:1–13.
- PARKS, S. A., AND A. H. HARCOURT. 2002. Reserve size, local human density, and mammalian extinctions in U.S. protected areas. *Conservation Biology* 16:800–808.
- PASCHOAL, A. M. O. ET AL. 2018. Anthropogenic Disturbances Drive Domestic Dog Use of Atlantic Forest Protected Areas. *Tropical Conservation Science* 11:194008291878983.
- PERES, P. H. F., M. S. POLVERINI, M. L. OLIVEIRA, AND J. M. B. DUARTE. 2017. Accessing

- camera trap survey feasibility for estimating *Blastocerus dichotomus* (Cetartiodactyla, Cervidae) demographic parameters. *Iheringia. Série Zoologia* 107:1–8.
- RATTER, J. A., J. F. RIBEIRO, AND S. BRIDGEWATER. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80:223–230.
- RIBEIRO, J. F., AND B. M. T. WALTER. 2008. Fitofisionomias do bioma Cerrado. *Cerrado: Ambiente e Flora*:556.
- RIBEIRO, M. L. 2011. Reserva Ecológica do IBGE: Biodiversidade Terrestre. vol 1. IBGE, Rio de Janeiro.
- ROCHA, V. J., L. M. AGUIAR, J. E. SILVA-PEREIRA, R. F. MORO-RIOS, AND F. C. PASSOS. 2008. Feeding habits of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Carnivora: Canidae), in a mosaic area with native and exotic vegetation in Southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 25:594–600.
- SARACURA, V. F., AND C. C. DELLA GIUSTINA. 2010. Relatório Fauna e Flora do Jardim Botânico de Brasília. Brasília, DF. 215
- SCHWARTZ, M. W. 1999. Choosing the Appropriate Scale of Reserves for Conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30:83–108.
- SCOTT, J. M., F. W. DAVIS, R. G. MCGHIE, R. G. WRIGHT, AND J. ESTES. 2010. Nature Reserves: Do They Capture the Full Range of America's Biological Diversity? *America* 11:999–1007.
- SILVA, K. V. K. DE A., C. F. KENUP, C. KREISCHER, F. A. S. FERNANDEZ, AND A. S. PIRES. 2018a. Who let the dogs out? Occurrence, population size and daily activity of domestic dogs in an urban Atlantic Forest reserve. *Perspectives in Ecology and Conservation* 16:228–233.
- SILVA, M. X. DA, A. PAVIOLO, L. R. TAMBOSI, AND R. PARDINI. 2018b. Effectiveness of Protected Areas for biodiversity conservation: Mammal occupancy patterns in the Iguazu National Park, Brazil. *Journal for Nature Conservation* 41:51–62.
- SILVEIRA, L., A. T. A. JÁCOMO, AND J. A. F. DINIZ-FILHO. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: A comparative evaluation. *Biological Conservation* 114:351–355.
- TEWS, J. ET AL. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31:79–92.
- TOBLER, M. W., S. E. CARRILLO-PERCASTEGUI, R. LEITE PITMAN, R. MARES, AND G. POWELL. 2008. Further notes on the analysis of mammal inventory data collected with camera traps. *Animal Conservation* 11:187–189.
- TROLLET, F., M.-C. HUYNEN, C. VERMEULEN, AND A. HAMBUECKERS. 2014. Use of camera traps

- for wildlife studies. A review. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ* 18:446–454.
- UNESCO, B. 2003. Subsídios ao zoneamento da APA Gama-Cabeça de Veado e Reserva da Biosfera do Cerrado : caracterização e conflitos socioambientais. Pp 176.
- VYNNE, C. ET AL. 2011. Resource selection and its implications for wide-ranging mammals of the Brazilian Cerrado. *PLoS ONE* 6.
- ZAPATA-RÍOS, G., AND L. C. BRANCH. 2016. Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. *Biological Conservation* 193:9–16.
- ZLATANOVA, D. P., AND E. D. POPOVA. 2018. Biodiversity estimates from different camera trap surveys: a casa study from Osogovo MT., Bulgaria. *Nature Conservation Research* 3.

CAPÍTULO 2

INFLUÊNCIA ANTRÓPICA E NATURAL NA OCUPAÇÃO DE TAMANDUÁ-BANDEIRA (*Myrmecophaga tridactyla*) EM UMA ÁREA DE SAVANA BRASILEIRA

RESUMO

O uso de dados obtidos com armadilhas fotográficas associados a modelos de probabilidade de ocupação e detecção de espécies tem sido utilizado para se compreender o comportamento, as relações entre as espécies e a dinâmica da comunidade, além de diagnosticar a importância das variáveis bióticas e abióticas para a conservação dos animais. A perda de habitat devido ao acelerado processo de urbanização vem afetando muitas espécies com a redução populacional das mesmas. O tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) é uma dessas espécies, sendo inclusive considerada vulnerável. Nesse contexto, investigamos se as variáveis ambientais influenciam na probabilidade de ocupação e detecção do tamanduá-bandeira na APA Gama e Cabeça-de-veado, Distrito Federal. Previmos que a espécie apresentaria uma relação negativa com variáveis antrópicas (presença de rodovias e urbanização) e pela distância dos cursos de água. No entanto, seria afetada positivamente pela presença de vegetação aberta. Encontramos uma ocupação de 38,3% durante o período de amostragem. Foram elaborados 42 modelos, sendo que os quatro melhores modelos ranqueados, apresentando 75% da importância relativa, apresentaram covariáveis relacionadas com a proximidade de corpos d'água, a distância de rodovias e tipo de vegetação, sugerindo que a ocupação é influenciada pela qualidade e características da paisagem. Observando os resultados percebemos que o tamanduá-bandeira é influenciado pela cobertura vegetal nativa, com efeito negativo das atividades humanas. Estes dados reforçam a importância das áreas protegidas no Cerrado na manutenção e conservação da espécie.

Palavras-chave: camera-trap, ocupação, probabilidade de detecção, unidade de conservação, Xenarthra.

**ANTHROPOGENIC AND NATURAL INFLUENCE ON GIANT ANTEATER
(*Myrmecophaga tridactyla*) OCCUPANCY IN A BRAZILIAN SAVANA**

ABSTRACT

The use of data from cameras-trap associated to occupancy and detection models has been used to understand the behavior, interspecific relationships, and community dynamics, as well as to diagnose the importance of biotic and abiotic variables to the conservation of animals. The loss of habitat due to the accelerated urbanization process has been affecting many species with reduction of population. The giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) is one of these and even considered vulnerable. In this context, we investigated whether the environmental variables influence the probability of occupation and detection of the anteater in the APA Gama and Cabeço de Veado, Federal District. We predicted that the species would have a negative relation with anthropic variables (presence of highways and urbanization) and distance of watercourses. However, it would be positively affected by the presence of open vegetation. We found an occupation of 38.3% during the sampling period. A total of 42 models were elaborated, and the four best models, with 75% of the relative importance, presented covariates related to the proximity of water bodies, the distance of highways and vegetation type, suggesting that species occupation is influenced by the quality and characteristics of the landscape. Observing the results, we noticed that native vegetation cover, with an adverse effect of human activities, influences the giant anteater. These data reinforce the importance of the protected areas in the Cerrado in the maintenance and conservation of the species.

Key-words: camera trapping, detection probability, protected areas, site occupancy, Xenarthra.

INTRODUÇÃO

Em virtude da intensificação da globalização e do desenvolvimento humano houve uma redução de áreas naturais e de áreas preservadas, o que afeta diretamente a fauna silvestre (Dirzo et al. 2014). A fragmentação e perda de habitat são atualmente as maiores ameaças à biodiversidade das florestas tropicais (Fahrig 2002). Em decorrência da atual mudança do uso da terra (Ratter et al. 1997) e da acelerada expansão agropecuária, alguns estudos relatam que 322 espécies de vertebrados foram extintos desde o ano 1.500 (Dirzo et al. 2014)

O Cerrado é um dos biomas mais diversos e com grandes índices de endemismo, porém mais de 40% da sua área natural foi convertida para uso antrópico (Klink and Machado 2005). As espécies de mamíferos de médio e grande porte são as mais afetadas em decorrência da demanda de áreas de vida maiores para perpetuação da população (Schipper et al. 2008; Fritz et al. 2009). Devido a essas perturbações diversas espécies da fauna brasileira encontram-se atualmente na lista de espécies ameaçadas de extinção, entre elas o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) (Machado et al. 2008).

O tamanduá-bandeira é uma espécie de mamífero de grande porte, que se alimenta de formigas e cupins, utilizando diferentes habitats (Miranda et al. 2015). Neste contexto, por causa do seu hábito alimentar especializado (Camilo-Alves and Mourão 2006; Gallo et al. 2017) e seu requerimento por áreas de vida amplas (Medri and Mourão 2005), a espécie é fortemente impactada pela perda e fragmentação de habitats (Miranda et al. 2015; Quiroga et al. 2016; Versiani 2016). No entanto, poucos estudos avaliaram as necessidades ecológicas da espécie e a importâncias destas nas preferências e uso do habitat. O futuro de muitos mamíferos de médio e grande porte depende da compreensão de quais espécies, e por que, algumas delas sobrevivem em habitats perturbados. Não se sabe quais os recursos essenciais que devem ser fornecidos para aquelas espécies mais sensíveis à antropização.

As áreas protegidas são áreas naturais importantes para a conservação das espécies e manutenção da dinâmica do ecossistema. Entretanto, atividades humanas realizadas dentro ou no entorno, ou a própria inserção das reservas em uma matriz de manejo humano não permissivas (Tabarelli et al. 2010; Mendonça et al. 2015) resultam em uma intensificação da pressão antrópica comprometendo a viabilidade destas unidades (Kupfer et al. 2006; Dechner et al. 2018). As características dessas áreas protegidas influenciam diretamente na execução da sua principal função, ou seja, a adequabilidade da área em fornecer os requerimentos necessários e suficientes para a permanência de populações e sua conservação em longo prazo. No entanto, raramente estes aspectos das áreas protegidas são avaliados (Ceballos 2007).

A aplicação de modelos de probabilidade de ocupação e detecção de espécies tem sido utilizada de forma eficiente para compreender a importância de variáveis naturais e antrópicas para as espécies. Além disto, esta ferramenta possui o diferencial de avaliar a variação potencial na probabilidade de detecção (p) das espécies, considerando que esta é menor do que um e é influenciada por diferentes fatores (MacKenzie et al. 2002).

Neste artigo, investigamos como as variáveis ambientais influenciam nas probabilidades de ocupação e detecção de tamanduá-bandeira na Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça-de-veado-DF. Assumindo que a espécie evita áreas com intenso uso humano e sua sensibilidade às atividades antrópicas que provocam fragmentação, atropelamento, favorecem a caça, e mudam paisagem, previmos que a probabilidade de ocupação do tamanduá na paisagem seria afetada positivamente pela presença de paisagem natural, e negativamente afetada pela distância da água e proximidade com áreas antrópicas (Miranda 2004; Juarez 2008; Oliveira 2010). Com esses dados é possível compreender a importância relativa das variáveis da área estudada para a ocorrência da espécie usando modelos de ocupação e detecção, definindo os requisitos ecológicos e a resposta desta espécie frente às perturbações. Com isso, podemos averiguar as possíveis ameaças à espécie na área de estudo e fornecer orientações e ações

eficazes de manejo. Assim, testaremos a hipótese de influência da antropização no uso da área pelo tamanduá-bandeira, ou seja, a espécie evitará áreas de maior atividade humana. Por ser uma espécie com baixa temperatura corporal e alto metabolismo, a temperatura apresentará forte influência negativa na detecção, considerando que a espécie evitará ficar ativo em momentos de temperaturas mais extremas. Devido aos seus hábitos alimentares insetívoros, esperamos que as áreas abertas apresentarão forte influência na probabilidade de ocupação da espécie na área de estudo.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo - A APA Gama Cabeça-de-Veados (APAGCV), localizada a 16km de Brasília, na porção centro-sul do Distrito Federal, foi criada em 1986 visando a proteção dos mananciais hídricos e da biodiversidade (UNESCO 2003). Essa área protegida abrange 23.650 ha, o que corresponde a cerca de 11% das áreas de proteção ambiental no Distrito Federal (Figura 1). A APAGCV apresenta, em seu entorno e interior, além de áreas protegidas, núcleos urbanos e rurais.

Inserida no bioma Cerrado, a APA GCV apresenta uma elevada diversidade florística e de fauna, bem como um mosaico de paisagens que incluem áreas de mata e campos abertos (Ratter et al. 1997). Por abrigar uma grande quantidade de recursos hídricos e por sua localização próxima a áreas urbanas, é uma importante área de proteção ambiental do Cerrado Central do Brasil (Felfili and Santos 2004). Dentro da APA Gama Cabeça-de-Veados, o estudo foi realizado na Reserva do IBGE, Reserva do Jardim Botânico de Brasília e Fazenda Água Limpa/UnB.

Delineamento do estudo – Modelamos as probabilidades de ocupação e de detecção de *M. tridactyla* dentro da APA Gama Cabeça-de-Veados utilizando armadilhas fotográficas distribuídas nas três principais áreas que compõem a unidade de conservação durante o período de março a junho de 2018.

Para maximizar a detecção e não infringir o pressuposto de independência espacial para as estimativas de ocupação (MacKenzie et al. 2006), foi utilizado o seguinte desenho amostral: a área foi dividida em quadrantes de 2km² (1416m x 1416m), aonde o centróide de cada quadrante era um potencial ponto de armadilhagem, amostrando um total de 60 pontos. O tamanho do *buffer* definido para o gride corresponde a uma média da área de vida do tamanduá-bandeira, como apresentado em outros estudos (Medri and Mourão 2008; Bertassoni et al. 2017) (Figura 1).

Armadilhamento fotográfico - Para o diagnóstico de presença, foram utilizadas armadilhas fotográficas (Bushnell Trophy Cam) instaladas a uma altura aproximada de 45cm do chão e programadas para funcionar durante 24h com intervalo de 1 minuto entre capturas. As armadilhas funcionaram por 15 dias consecutivos em cada ponto, sendo então realocadas para outro sitio após o fim deste período, totalizando um esforço amostral de 900 armadilhas-dia. Devido o número de armadilhas fotográficas (n=23) foi necessário fazer um rodizio entre os pontos, não permitindo a amostragem simultânea. A amostragem apresentada satisfaz o pressuposto de que a ocupação não é alterada durante o período de amostragem por cada câmera (15 dias) nos modelos *single-season* (MacKenzie et al. 2006).

Para evitar viés nas estimativas de probabilidade de detecção, os locais escolhidos para instalação das câmeras não se basearam em registros (visuais, fezes ou pegadas) e não foram utilizadas iscas atrativas. Em cada sitio, foram registradas as coordenadas geográficas (UTM) e as características do habitat.

Característica dos sítios e covariáveis – Modelamos a probabilidade de detecção em função das variáveis temporais de temperatura e precipitação. A probabilidade de ocupação foi calculada com base nas variáveis espaciais distância da fonte de água mais próxima, distância de construções urbanas, tipo de vegetação presente em cada sitio de estudo e distância da borda (Tabela 1).

Análise dos dados - A modelagem de ocupação e detecção utilizada neste trabalho foi baseado em MacKenzie et al. (2005) seguindo as premissas necessárias para o modelo *single-season*. Para cada espécie, a probabilidade de ocupar um site (ψ) e a probabilidade de detecção (p) foram estimadas para todas as estações com armadilhas fotográficas usando o programa MARK (White and Burnham 1999). Os modelos foram construídos a partir da abordagem *ad hoc* (*two steps*) reduzindo o número de modelos ajustados aos dados, eliminando covariáveis que não fossem informativas (Doherty et al. 2012). *A priori*, foram criados modelos com as variáveis de detecção variando com modelo nulo para a ocupação. Ao definir a variável mais importante para a ocupação, foram criados modelos com diferentes combinações de variáveis para a ocupação. Utilizamos o Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc) para o ranqueamento e seleção dos modelos simulados. Todos os modelos ajustados apresentaram uma fundamentação biológica, excluindo modelos não informativos.

RESULTADOS

O esforço amostral empregado nesse estudo foi de 900 dias de armadilhagem. Nesse período foram registradas 41 fotos independentes de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) na APA GCV. A espécie foi detectada, em pelo menos uma ocasião, em 23 dos 60 sítios de estudo (ocupação de 38,3%) durante o período de amostragem.

Modelos de ocupação e detecção - Seguindo o método *ad hoc*, foram testadas a influência de duas variáveis na probabilidade de detecção: temperatura e precipitação. Contrário ao esperado, o modelo nulo (.) apresentou-se mais parcimonioso para a detecção do que as outras covariáveis, sendo utilizado como padrão para a criação dos modelos de ocupação.

No total, 42 modelos foram criados usando todas as combinações possíveis com as variáveis selecionadas. Os quatro primeiros modelos apresentaram $\Delta\text{AICc} \leq 2$ (Tabela 2, em negrito) não apresentando um modelo exclusivamente melhor para explicar as probabilidades de detecção e de ocupação do tamanduá-bandeira na APA Gama Cabeça-de-Veado. Apesar

disto, de acordo com a seleção de modelos pelo teste “*likelihood ratio*” (*LR test*), os quatro primeiros modelos diferem significativamente dos modelos com $\Delta AICc > 2$. Comparando os $wAICc$ dos modelos apresentados, o peso do primeiro modelo foi 29% maior do que o terceiro, o que reforça o poder de explicação deste.

Os pesos ($wAICc$) desses quatro melhores modelos representam 75% da importância relativa dentro do nosso conjunto de modelos. Três dos quatro melhores modelos incluem proporção de vegetação savânica como covariável, com efeito positivo ($\beta = 2.66 \pm SE 1.2$) na ocupação da área de estudo por *M. tridactyla* (Fig. 2A) reforçando a importância desta variável para a espécie. O primeiro modelo indica um efeito positivo da distância da rodovia ($\beta = 0.3e-03 \pm SE 0.1e-03$) em adição com a proporção de vegetação savânica para a probabilidade de ocupação (Fig. 2B). O segundo modelo de melhor classificação apresenta um efeito negativo ($\beta = -2.62 \pm SE 1.6$) de “diversidade de paisagem” na probabilidade de ocupação da espécie (Fig. 2C). O terceiro modelo inclui proporção de vegetação savânica e a distância da água como variáveis, esta última com um efeito negativo ($\beta = -0.001 \pm SE 0.8e-03$) na ocupação do local, ou seja, quanto mais distante de corpos d’água menor será a probabilidade de ocupação do tamanduá-bandeira na área estudada (Fig. 2D).

Diante dos resultados apresentados, os quatro melhores modelos ranqueados sugerem que a ocupação é influenciada pela qualidade e características da paisagem, ou seja, a proximidade de corpos d’água (*wat*), a distância de rodovias (*road*) e tipo de vegetação (*sav* e *DI*). No geral, os modelos mais parcimoniosos indicaram que a probabilidade de ocupação de *M. tridactyla* varia de acordo com o tipo de vegetação, estando principalmente relacionada com a proporção de vegetação savânica (Tabela 2).

Todas as outras variáveis analisadas tiveram baixa relevância na ocupação. A precisão dos resultados apresentados foi baixa (grandes intervalos de confiança, figura 2), sugerindo que

as variáveis não apresentam um forte efeito na ocupação e que as diferenças encontradas entre os modelos e seus efeitos devem ser analisadas com cuidado.

DISCUSSÃO

A distância de rodovias, distância da água e vegetação nativa aberta foram as variáveis mais importantes para variação da modelagem na probabilidade de ocupação. Como esperado, os modelos envolvendo o tipo de vegetação tiveram a maior influência na probabilidade de ocupação da APA. Corroborando com a hipótese de influência da antropização no uso da área pelo tamanduá-bandeira, a distância da estrada foi uma variável importante, porém, o mesmo não foi observado para distância da urbanização.

De acordo com a literatura, o tamanduá-bandeira apresenta uma forte relação com vegetações abertas, sendo esta uma provável área de preferência da espécie (Eisenberg and Redford 1999; Medri and Mourão 2008; Bertassoni et al. 2017). O tamanduá-bandeira utiliza frequentemente áreas de campos e cerrado para forrageamento, e áreas florestais para descanso e proteção térmica em temperaturas mais intensas devido ao seu baixo metabolismo (McNab 1984; Shaw et al. 1987; Medri and Mourão 2005; Camilo-Alves and Mourão 2006). Corroborando com o resultado do presente trabalho, em um estudo realizado com dados de 42 locais diferentes da região neotropical, observou-se que os tamanduás-bandeira são registrados com mais frequência em áreas secas (vegetação campestre e cerrado) do que em florestas úmidas (Quiroga et al. 2016).

O uso preferencial de áreas abertas pode estar relacionado com a alimentação, considerando que a espécie se alimenta principalmente de formigas e cupins, que são mais abundantes em áreas de vegetação nativa aberta (campos e cerrado) (Gallo et al. 2017). Alguns trabalhos relatam que ambientes com vegetação campestre e savânica podem favorecer a presença dos tamanduás-bandeira, visto que proporcionam uma maior heterogeneidade de habitats e conseqüentemente maior diversidade e oferta de alimentos comparados com áreas

florestais (Tews et al. 2004; Desbiez and Medri 2010; Vynne et al. 2011; Quiroga et al. 2016; Bertassoni et al. 2017).

Nossos resultados também indicam que a probabilidade de ocupação aumenta em função da proximidade de corpos d'água. Uma hipótese para a importância da água é o comportamento de banho registrado por uma das câmeras-traps deste estudo. Apesar de ser um registro mais comum em indivíduos de cativeiro, alguns estudos registraram a presença do tamanduá-bandeira na água tomando banhos noturnos (Schmidt 2012; Aya-Cuero et al. 2017). Algumas possíveis explicações levantadas para este hábito envolve o refrescamento do corpo pela baixa temperatura local devido às suas características fisiológicas, uso da água para defecar, para se livrar de possíveis parasitas e ataques de formigas e cupins, ou simplesmente por prazer (Nowak 1991; Emmons et al. 2004; Bertassoni and Costa 2010; Schmidt 2012). Porém, apesar das teorias apontadas, o comportamento de banho para esta espécie, que não é semiaquática, permanece não sendo completamente compreendido. Conforme os dados apresentados neste trabalho, em um estudo realizado em uma área de cerrado, com radiotransmissores, o tamanduá-bandeira utilizou os habitats savana arbustiva e aberta, e aqueles relacionados à água mais do que o esperado (Bertassoni et al. 2017).

A proximidade de estradas foi uma das covariáveis que afetou a probabilidade de ocupação do tamanduá-bandeira na área de estudo. Quiroga e colaboradores (2016) encontraram uma fraca tendência do tamanduá-bandeira de evitar rodovias ativas. Contrariamente ao previsto, apesar de estar entre os 10 melhores modelos, a distância de áreas urbanas não apresentou um efeito forte. Conseqüentemente, os resultados apresentados reforçam o efeito da urbanização e das rodovias no entorno de unidades de conservação e seu impacto para o tamanduá-bandeira (Medri and Mourão 2008; Zimbres et al. 2013; Di Blanco et al. 2015). Para a região Neotropical, relata-se que locais com perturbação humana muito alta

têm taxas de captura de câmera 5 a 10 vezes menores em comparação com locais de perturbação intermediários ou baixos (Quiroga et al. 2016).

O tamanduá-bandeira possui o status de vulnerável à extinção tanto pela IUCN quanto pelo ICMBio. Atualmente, a população do tamanduá-bandeira tem declinado devido às ameaças causadas pelas atividades antrópicas e presença humana, sendo o atropelamento uma das principais causas de morte da espécie (Fischer 1997; Ratter et al. 1997; Diniz and Brito 2013; Miranda et al. 2014). No Parque Nacional de Brasília, uma reserva próxima a área de estudo, a mortalidade por animais atropelados é considerada uma das principais ameaças à persistência da população (Diniz and Brito 2013).

Sob o mesmo ponto de vista, um estudo realizado no Chaco Paraguai encontrou que os três principais modelos selecionados sugeriram que a probabilidade de ocupação do tamanduá-bandeira foi afetado negativamente por variáveis antropogênicas (distância a áreas metropolitanas e estradas pavimentadas) (Cameroni 2013). Do mesmo modo, Vynne e colaboradores (2011) relataram em seu estudo que o tamanduá-bandeira seleciona áreas mais distante das estradas e mais naturais. Entretanto, em habitats perturbados a espécie tendeu a escolher locais mais próximos à estrada provavelmente usando como corredor entre às áreas agrícolas em busca de alimento. De acordo com a hipótese de “travel lanes”, os mamíferos utilizam ambientes lineares, como trilhas e rodovias, para facilitar o seu deslocamento (Bider 1968). Infelizmente, este comportamento deixa o indivíduo mais suscetível ao atropelamento. Este resultado reforça a importância em se compreender a influência da matriz antrópica no comportamento do tamanduá-bandeira.

Em virtude dos poucos registros, não foi possível identificar com clareza a influência de predadores na modelagem de ocupação realizada na APA. Em um levantamento realizado por Quiroga e colaboradores (2016), observou-se que a frequência de captura de tamanduás-bandeira aumentou em até 70%, quando as onças-pintada (*Panthera onca*) estão ausentes. No

presente estudo, foi registrada a presença de onça-parda (*Puma concolor*) e cachorros-domésticos. Com isso, mais estudos, com diferentes desenhos amostrais, são necessários para comparar a presença de predadores como condicionante da detecção e ocupação do tamanduá-bandeira.

Implicações para a conservação - O efeito das variáveis apresentadas na probabilidade de ocupação e detecção deve ser avaliada em diferentes escalas e com variáveis ainda não exploradas, como a disponibilidade de alimentos e abundância de predadores. Em suma, observamos que o fator mais importante para a conservação do tamanduá-bandeira neste bioma é a manutenção das áreas naturais abertas, permitindo maior heterogeneidade ambiental.

Devido a crescente ameaça ao Cerrado e ao cenário de expansão antrópica em que se encontram as unidades de preservação do cerrado central, estudos compreendendo as necessidades da espécie e fatores limitantes para o desenvolvimento da população são fundamentais. Estudos de probabilidade de ocupação e de detecção podem ser usados para a compreensão das relações entre as espécies e padrões da comunidade. Além disto, é importante considerar como as atividades humanas afetam o comportamento de algumas espécies e modificam seus comportamentos.

No Cerrado brasileiro, o acelerado processo de urbanização é uma ameaça constante à sobrevivência da espécie (Wittemyer et al. 2008). O avanço da fronteira agropecuária, da urbanização e a expansão das rodoviária podem, com o tempo, levar à extinção local do tamanduá-bandeira (Ratter et al. 1997). A manutenção de áreas naturais e unidades de conservação reduz a perda de habitat e a pressão antropogênica, permitindo a permanência da espécie dentro das áreas de proteção (Bruner et al. 2001).

As unidades de conservação do Distrito Federal brasileiro são áreas de cerrado imersos em uma matriz agrícola e urbanizada. A área de proteção ambiental Gama e Cabeça-de-veado encontra-se com forte influência antrópica dentro e no seu entorno. Para garantir a habilidade

de proteção da biodiversidade da APA estudos envolvendo a influência da característica dos habitats e o impacto das atividades humanas na ocupação das espécies são necessários (UNESCO 2003; Felfili and Santos 2004).

O tamanduá-bandeira, apesar de ser popular e amplamente distribuído na América do Sul, é uma espécie pouco estudada, apresentando lacunas no conhecimento científico. Poucos trabalhos envolvendo a espécie possuem o foco na conservação. Por ser uma espécie ameaçada de extinção e sofrendo constantes pressões oriundas de atividades humanas esse déficit científico possui um peso ainda maior. Ações são necessárias para aumentar a efetividade da conservação em áreas protegidas.

As informações obtidas a partir desta pesquisa contribuem para o entendimento das relações dentro da APA, assim como estabelecimento de estratégias de gerenciamento, buscando reduzir os efeitos das atividades humanas. A implementação de medidas para manutenção da vegetação aberta nativa, controle de velocidade do veículo nas proximidades da área de proteção, criação de corredores ecológicos e tamanho da zona de amortecimento são necessários para a perpetuação da população de tamanduá-bandeira na área de proteção Gama e Cabeça-de-veado.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao PROEX/Capes pelo financiamento desta pesquisa e ao CNPq pelo fornecimento da bolsa de pesquisa que permitiu a realização deste trabalho. Agradecemos ao Miguel Marini pelo empréstimo de materiais. Ao Ricardo Machado pelo auxílio na extração das variáveis. Aos colegas C.G.Z.H. e M.A.A. pela revisão e discussão dos resultados. Agradecemos a todos os amigos do LABCOM-UnB e outros amigos pelo inestimável auxílio no trabalho de campo. Agradecemos também aos coordenadores e seguranças da FAL, RECOR/IBGE e EJBB pela assistência e hospitalidade essenciais durante os dias de pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AYA-CUERO, C., A. RODRÍGUEZ-BOLAÑOS, AND M. SUPERINA. 2017. Population density, activity patterns, and ecological importance of giant armadillos (*Priodontes maximus*) in Colombia. *Journal of Mammalogy* 98:770–778.
- BERTASSONI, A., AND L. C. M. COSTA. 2010. Behavioral repertoire of giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*, Linnaeus 1758) in nature at Serra da Canastra National Park, MG and in captivity at Curitiba Zoo, PR, Brazil. *Revista de Etologia* 9:21–30.
- BERTASSONI, A., G. MOURÃO, R. C. RIBEIRO, C. S. CESÁRIO, J. P. D. OLIVEIRA, AND R. DE C. BIANCHI. 2017. Movement patterns and space use of the first giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) monitored in São Paulo State, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 52:68–74.
- BIDER, J. R. 1968. Animal Activity in Uncontrolled Terrestrial Communities as Determined by a Sand Transect Technique. *Ecological Monographs* 38:269–308.
- BRUNER, A. G., R. E. GULLISON, R. E. RICE, AND G. A. B. DA FONSECA. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291:125–128.
- CAMERONI, M. N. M. 2013. Habitat factors affecting occupancy affecting and detection of mammals in the paraguay Chaco. Dissertação (Mestrado em Ciências). Department of Forestry. Southern Illinois University Carbondale.:95.
- CAMILO-ALVES, C. DE S. E P., AND G. DE M. MOURÃO. 2006. Responses of a Specialized Insectivorous Mammal (*Myrmecophaga tridactyla*). *Biotropica* 38:52–56.
- CEBALLOS, G. 2007. Conservation Priorities for Mammals in Megadiverse Mexico: the Efficiency of Reserve Networks 17:569–578.
- DECHNER, A., K. M. FLESHER, C. LINDELL, T. V. DE OLIVEIRA, AND B. A. MAURER. 2018. Determining carnivore habitat use in a rubber/forest landscape in Brazil using multispecies occupancy models. *PLoS ONE* 13:1–18.
- DESBIEZ, A. L. J., AND Í. M. MEDRI. 2010. Density and Habitat use by Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) and Southern Tamanduas (*Tamandua tetradactyla*) in the Pantanal Wetland, Brazil. *Edentata* 11:4–10.
- DI BLANCO, Y. E., K. L. SPØRRING, AND M. S. DI BITETTI. 2017. Daily activity pattern of reintroduced giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*): Effects of seasonality and experience. *Mammalia* 81:11–21.
- DINIZ, M. F., AND D. BRITO. 2013. Threats to and viability of the giant anteater, *Myrmecophaga tridactyla* (Pilosa: Myrmecophagidae), in a protected Cerrado remnant encroached by urban expansion in central Brazil. *Zoologia (Curitiba)* 30:151–156.
- DIRZO, R., H. S. YOUNG, M. GALETTI, G. CEBALLOS, N. J. B. ISAAC, AND B. COLLEN. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345:401–406.
- DOHERTY, P. F., G. C. WHITE, AND K. P. BURNHAM. 2012. Comparison of model building and selection strategies. *Journal of Ornithology* 152:317–323.
- EISENBERG, J., AND K. REDFORD. 1999. Mammals of the Neotropics, Volume 3: Ecuador, Bolivia, Brazil. University of Chicago Press, Chicago.

- EMMONS, L. H., R. P. FLORES, S. A. ALPIRRE, AND M. J. SWARNER. 2004. Bathing Behavior of Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Edentata* 6:41.
- FAHRIG, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: A synthesis. *Ecological Applications* 12:346–353.
- FELFILI, J. M., AND A. Á. B. SANTOS. 2004. Diretrizes para o Plano de Manejo da APA Gama e Cabeça de Veado. Pp. 107–157 in *Flora e diretrizes ao Plano de Manejo da APA Gama e Cabeça de Veado*. (J. M. Felfili, A. A. B. Santos, J. C. S. Silva & M. B. Arruda, eds.). Brasília: Universidade de Brasília.
- FISCHER, W. A. 1997. Efeitos da BR-262 na mortalidade de vertebrados silvestres: síntese naturalística para a conservação da região do Pantanal, MS. Mestrado em Ecologia e Conservação. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.:35.
- FRITZ, S. A., O. R. P. BININDA-EMONDS, AND A. PURVIS. 2009. Geographical variation in predictors of mammalian extinction risk: Big is bad, but only in the tropics. *Ecology Letters* 12:538–549.
- GALLO, J. A., A. M. ABBA, L. ELIZALDE, D. DI NUCCI, T. A. RÍOS, AND M. C. EZQUIAGA. 2017. First study on food habits of anteaters, *Myrmecophaga tridactyla* and *Tamandua tetradactyla*, at the southern limit of their distribution. *Mammalia* 81:601–604.
- JUAREZ, K. M. 2008. Mamíferos de medio e grande porte nas Unidades de Conservação do Distrito Federal. Tese (Doutorado em Biologia Animal):153.
- JUAREZ, K. M., AND J. MARINHO-FILHO. 2002. Diet, Habitat Use, and Home Ranges of Sympatric Canids in Central Brazil. *Journal of Mammalogy* 83:925–933.
- KLINK, C. A., AND R. B. MACHADO. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19:707–713.
- MACHADO, A. B. M., G. M. DRUMMOND, AND A. P. PAGLIA. 2008. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. 1st edition. Fundação Biodiversitas, Brasília, DF.
- MACKENZIE, D. I. 2005. Was it there? dealing with imperfect detection for species presence/absence data. *Australian and New Zealand Journal of Statistics* 47:65–74.
- MACKENZIE, D. I., AND J. D. NICHOLS. 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal Biodiversity and Conservation* 27:461–467.
- MACKENZIE, D. I., J. D. NICHOLS, G. B. LACHMAN, S. DROEGE, J. ANDREW ROYLE, AND LANGTIMM. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248–2255.
- MACKENZIE, D. I., J. D. NICHOLS, J. A. ROYLE, K. H. POLLOCK, L. L. BAILEY, AND J. E. HINES. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier, London, UK.
- MCNAB, B. K. 1984. Physiological convergence amongst ant-eating and termite-eating mammals. *Journal of Zoology* 203:485–510.
- MEDRI, Í. M., AND G. MOURÃO. 2005. Home range of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal wetland, Brazil. *Journal of Zoology* 266:365–375.
- MEDRI, Í. M., AND G. DE M. MOURÃO. 2008. *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758. Pp. 711–713 in *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. vol. II. Ministério

do Meio Ambiente, Brasília, DF.

- MENDONÇA, A. H., C. RUSSO, A. C. G. MELO, AND G. DURIGAN. 2015. Edge effects in savanna fragments: a case study in the cerrado. *Plant Ecology and Diversity* 8:493–503.
- MIRANDA, F., A. BERTASSONI, AND A. M. ABBA. 2014. *Myrmecophaga tridactyla*. The IUCN Red List of Threatened Species e.T14224A4:14. Downloaded on 20 August 2018.
- MIRANDA, F. R. ET AL. 2015. Avaliação do Risco de Extinção de *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758. Pp. 89–105 in Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio. ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília, DF.
- MIRANDA, G. H. B. 2004. Ecologia e conservação do Tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, Linnaeus, 1758) no Parque Nacional das Emas. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília, Brasília.
- NOWAK, R. 1991. Walker's Mammals of the World. 5th ed Johns Hopkins Univ Press.
- OLIVEIRA, I. M. DE. 2010. Riqueza, abundância de espécies e uso de habitat por mamíferos de médio e grande porte em cinco unidades de conservação do Cerrado. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília. Brasília - DF.
- PAGLIA, A. P. ET AL. 2012. Annotated checklist of Brazilian mammals 2^o Edition. Occasional Papers in Conservation Biology.
- PAOLINO, R. M., N. F. VERSIANI, N. PASQUALOTTO, T. F. RODRIGUES, V. G. KREPSCHI, AND A. G. CHIARELLO. 2016. Buffer zone use by mammals in a Cerrado protected area. *Biota Neotropica* 16:1–13.
- PARKS, S. A., AND A. H. HARCOURT. 2002. Reserve size, local human density, and mammalian extinctions in U.S. protected areas. *Conservation Biology* 16:800–808.
- PASCHOAL, A. M. O. ET AL. 2018. Anthropogenic Disturbances Drive Domestic Dog Use of Atlantic Forest Protected Areas. *Tropical Conservation Science* 11:194008291878983.
- QUIROGA, V. A., A. J. NOSS, G. I. BOAGLIO, AND M. S. DI BITETTI. 2016. Local and continental determinants of giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) abundance: Biome, human and jaguar roles in population regulation. *Mammalian Biology* 81:274–280.
- RATTER, J. A., J. F. RIBEIRO, AND S. BRIDGEWATER. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80:223–230.
- SCHIPPER, J. ET AL. 2008. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science* 322:225–230.
- SCHMIDT, T. L. 2012. Ethogram of the Giant Anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) in Captivity: An Experience in the Teraikèn Foundation Ethogram of the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) in captivity: an experience in the Teraikèn Foundation. *Edentata* 13:38–48.
- SHAW, J. H., J. MACHADO-NETO, AND T. S. CARTER. 1987. Behavior of Free-Living Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Biotropica* 19:255–259.
- TABARELLI, M., A. V. AGUIAR, M. C. RIBEIRO, J. P. METZGER, AND C. A. PERES. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation* 143:2328–2340.

- TEWS, J. ET AL. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31:79–92.
- UNESCO, B. 2003. Subsídios ao zoneamento da APA Gama-Cabeça de Veado e Reserva da Biosfera do Cerrado : caracterização e conflitos socioambientais. Pp 176.
- VERSIANI, N. F. 2016. O tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em áreas protegidas e seus entornos no Cerrado do nordeste do estado de São Paulo. Tese (Doutorado em Ciências -Biologia Comparada):171.
- VYNNE, C. ET AL. 2011. Resource selection and its implications for wide-ranging mammals of the Brazilian Cerrado. *PLoS ONE* 6.
- WHITE, G. C., AND K. P. BURNHAM. 1999. Program mark: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46:S120–S139.
- WITTEMYER, G. ET AL. 2008. Accelerated Growth at Protected Population Area Edges. *Science* 321:123–126.
- ZIMBRES, B. ET AL. 2013. The impact of habitat fragmentation on the ecology of xenarthrans (Mammalia) in the Brazilian Cerrado. *Landscape Ecology* 28:259–269.

FIGURAS E TABELAS

Tabela 1 – Variáveis e seus efeitos nas probabilidades de ocupação e de detecção correspondentes. NA: nenhum efeito esperado, (+): efeito positivo, (-): efeito negativo.

Nome da Variável	Código da Variável	Descrição	Efeito esperado	
			Ψ	p
Distância da Rodovia	Road	Distância mínima da armadilha fotográfica para a rodovia	+	+
Vegetação campestre	Camp	Proporção da vegetação campestre dentro de um <i>buffer</i> de 500m do sítio	+	NA
Vegetação savânica	Sav	Proporção da vegetação savânica dentro de um <i>buffer</i> de 500m do sítio	+	NA
Vegetação florestal	Flo	Proporção da vegetação florestal dentro de um <i>buffer</i> de 500m do sítio	+	NA
Distância da água	wat	Distância mínima da armadilha fotográfica para corpos d'água	-	-
Distância de construções	urb	Distância mínima da armadilha fotográfica para residências e outras construções antrópicas	+	+
Precipitação	Pm	Precipitação média para cada dia de amostragem	NA	-
Temperatura	Tm	Temperatura registrada no momento do registro	NA	-

Tabela 2 – Resultado da seleção dos 10 melhores modelos do segundo passo para a modelagem da probabilidade de ocupação (ψ) para o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) na APA Gama e Cabeça-de-veado no Distrito Federal, Brasil. A detecção (p) foi modelada utilizando o modelo nulo (*global*). A probabilidade de ocupação (ψ) foi modelada em função da proporção de vegetação campestre (camp), proporção de vegetação florestal (fl), proporção de vegetação savânica (sav), distância de corpos d'água (wat), distância da estrada (road) e distância da área urbana (urb). wAICc= peso do modelo. Modelos com $\Delta\text{AICc} < 2$ estão em negrito.

Modelos	AICc	ΔAICc	wAICc	Likelihood	Parâmetros	Deviance
$p(\cdot) \Psi(\text{sav}+\text{road})$	211.668	0.000	0.216	1.000	4	202.941
$p(\cdot) \Psi(\text{DI})$	211.670	0.003	0.216	0.999	3	205.242
$p(\cdot) \Psi(\text{sav}+\text{wat})$	212.119	0.452	0.173	0.798	4	203.392
$p(\cdot) \Psi(\text{sav})$	212.474	0.807	0.145	0.668	3	206.046
$p(\cdot) \Psi(\cdot)$	214.135	2.467	0.063	0.291	2	209.924
$p(\cdot) \Psi(\text{road}+\text{fl})$	214.645	2.977	0.049	0.226	4	205.917
$p(\cdot) \Psi(\text{road})$	214.892	3.224	0.043	0.200	3	208.463
$p(\cdot) \Psi(\text{wat}+\text{road}+\text{fl})$	215.154	3.486	0.038	0.175	5	204.043
$p(\cdot) \Psi(\text{fl})$	215.397	3.729	0.034	0.155	3	208.968
$p(\cdot) \Psi(\text{urb}+\text{wat})$	216.070	4.402	0.024	0.111	4	207.343

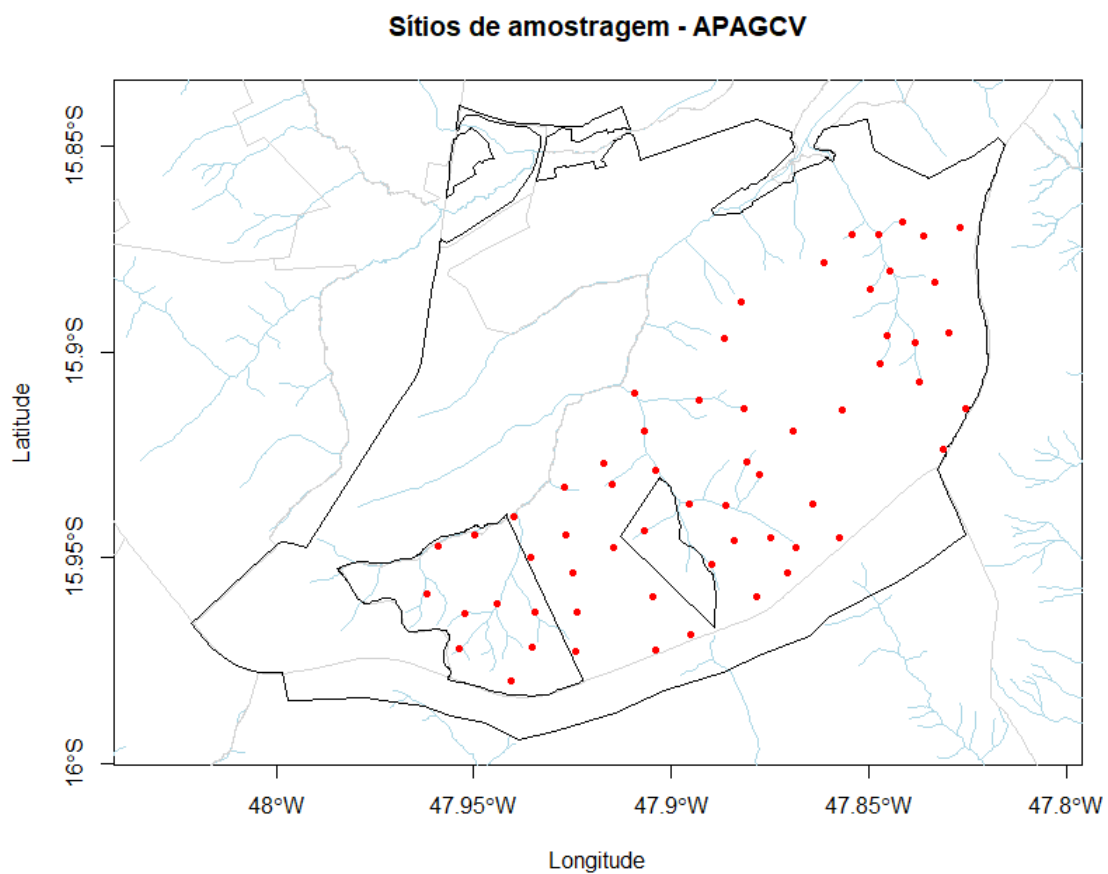


Figura 1 – Mapa da Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de veado (APA GCV), Distrito Federal, Brasil. Pontos são as unidades amostradas durante os meses de março a junho de 2018.

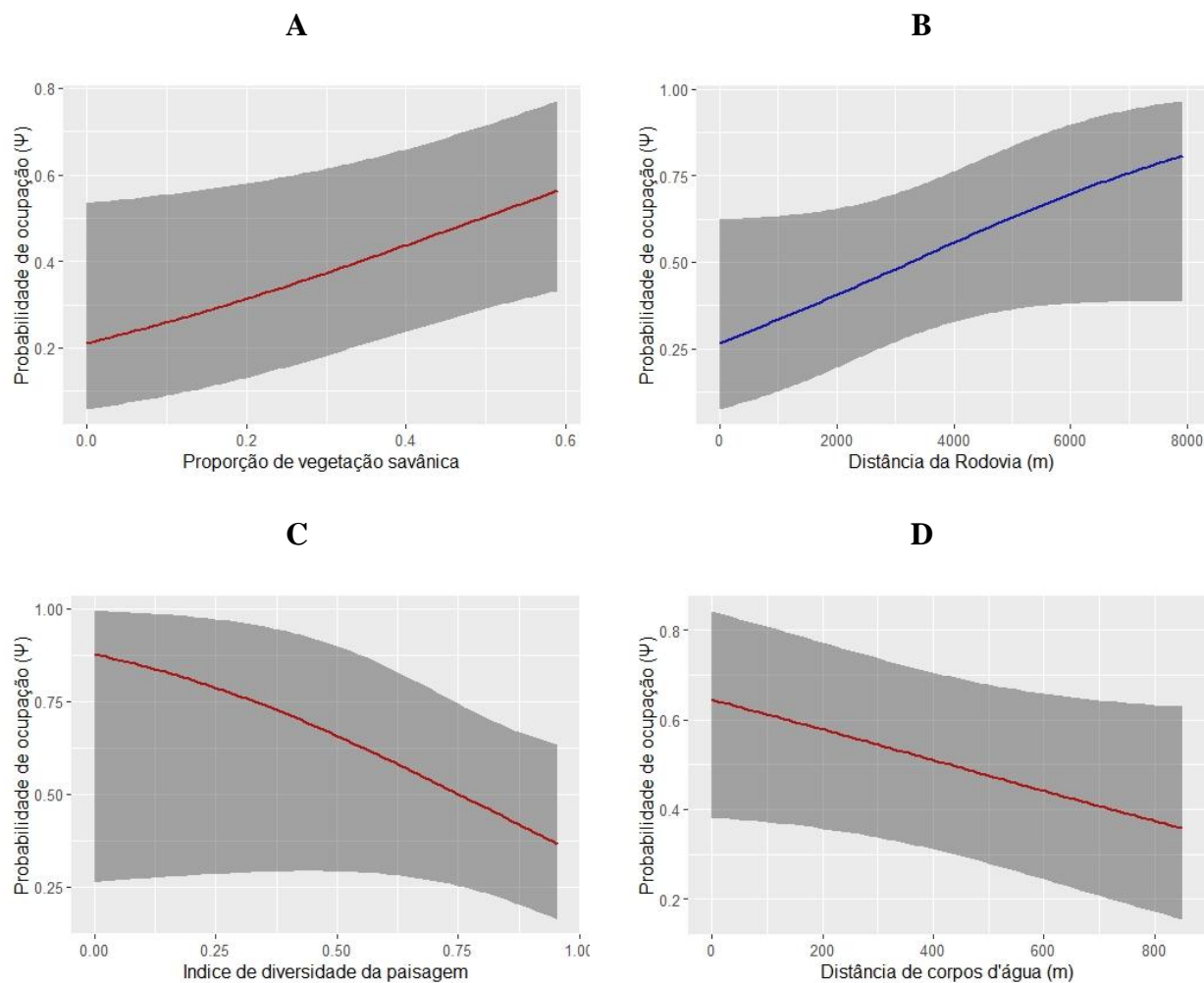


Figura 2 – Relação estimada entre a probabilidade de uso (ψ) em função da (A) proporção de vegetação savânica, (B) distância da rodovia, (C) índice de diversidade de paisagem e (D) distância dos corpos d'água para o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) na APA Gama e Cabeça-de-veado no Distrito Federal, Brasil. A área pontilhada mostra o intervalo de confiança de 95%.

CAPÍTULO 3

**YOU SAY GOODBYE AND I SAY HELLO:
PATTERN OF ACTIVITY AND TEMPORAL OVERLAP BETWEEN THE GIANT
ANTEATERS (*Myrmecophaga tridactyla*) AND OTHER MAMMALS**

RESUMO

Os Xenarthras podem alternar o padrão de atividade e o uso do habitat respondendo à influência de fatores bióticos e abióticos locais por possuírem baixo metabolismo e temperatura corporal. Por meio da análise de fotos, obtidas por armadilhas fotográficas no período de março a junho de 2018, apresentamos uma descrição do padrão de atividade do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em uma área de proteção do Cerrado brasileiro. Nesse trabalho testamos a hipótese de maior atividade da espécie em horários mais amenos (atividade crepuscular) evitando temperaturas extremas e possíveis contatos com atividades humanas. Para isto, o padrão de atividade foi comparado com o padrão observado para outras espécies de mamíferos (Carnívora) encontrados na área e também com a atividade humana. O tamanduá-bandeira e o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) presentes na área de estudo apresentaram padrão de atividade crepuscular e noturno. Contrariamente, os humanos demonstraram atividade exclusivamente diurna e as onças-pardas (*Puma concolor*) apresentaram um padrão de atividade diurno crepuscular. Esse último pode estar relacionado com a maior abundância e disponibilidade de presas neste turno. A dissimilaridade observada para o padrão de atividade do tamanduá-bandeira com a atividade humana e da onça-parda sustentam a hipótese da existência de uma influência do risco da predação na atividade temporal das espécies de mamíferos.

Palavras-chave: câmera trap, *Cerdocyon thous*, ecologia comportamental, impacto antrópico, *Puma concolor*, uso do habitat.

ABSTRACT

Xenarthras have low metabolism and body temperature, changing their activity patterns and habitat use as a response to the influence of local biotic and abiotic factors. Using data obtained through camera-trap images, from March to June 2018, we present here analysis of the activity pattern of the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) occupying a protected area in the Cerrado of Brazil. In this paper, we test the hypothesis of major activity of the species at a less stringent time (twilight activity) avoiding extreme temperatures and possible contacts with human activities. Activity pattern was compared to the activity pattern of other mammalian species. The giant anteater and the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) exhibited a pattern of twilight and nocturnal activity. In contrast, humans presented only diurnal activity, while pumas (*Puma concolor*) showed crepuscular and diurnal activity that may be related to the abundance and availability of prey in this turn. The dissimilar activity patterns of the giant anteater with the human activity and pumas support the hypothesis of the influence of predation risk on temporal activity of species.

Keyword: anthropic impact, behavioral ecology, camera-trap, *Cerdocyon thous*, habitat use, *Puma concolor*.

INTRODUCTION

The pattern of activity is an imperative aspect of the natural history of mammals. Overall, most mammal species are nocturnal (Heesy and Hall 2010; Bennie et al. 2014), although dietary constraints and the risk of predation may have altered the hours of activity of some species (Shaw et al. 1987; Schaik and Griffiths 1996). Abiotic factors (temperature, precipitation, luminosity, availability of resources) strongly influence the pattern and strength of mammalian activity, especially of the Xenarthra species that present low metabolism and slow displacement (Diniz 2001; Miranda et al. 2014; Maccarini et al. 2015).

Animals usually distribute time amid periods of activity and rest periods, modulating their behavior in response to the conditions they are exposed to (Ashby 1972; Beier and McCullough 1990; Beltran and Delibes 1994). Due to these shifting conditions, the species present strategies to avoid unfavorable factors. There may be, for example, a shift in the activity period, to decrease contact with predators and competitors, overlapping temporally with prey activity. Change may also occur to avoid unfavorable temperature schedules that may endanger the animal's permanence in the environment. Since the activity period are more energy-intensive, expending energy for locomotion, feeding, exposure to thermal stress and risk of predation (Lagos et al. 1995; Fernandez-Duque 2003; Mourão and Medri 2007; Vieira et al. 2010; Mendonça et al. 2015; Rota et al. 2016), species seek to optimize their activity period, reducing trade-offs of their activities (McNab 1963, 1984; Lucherini et al. 2009; Caravaggi et al. 2018).

The giant anteater is monospecific (*Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758) and is an extremely specialized insectivorous mammal, which feeds mainly on ants and termites. Anteaters are terrestrial and solitary occupying a wide range of habitats, ranging from open fields, dry forests, and savannas, to tropical forests (Di Blanco et al. 2015; Quiroga et al. 2016). Their geographical distribution extends from northern Argentina to Honduras. Despite their wide distribution, in Brazil, the highest density of anteaters is the Cerrado (Diniz 2001). These animals can be active both during the day and at night, depending on abiotic factors such as temperature and rainfall (Camilo-Alves and Mourão 2006). In general, anteaters are more active at warmer hours and are present in more open areas such as the cerrado's fields (Mourão and Medri 2007; Medri and Mourão 2008). In the colder hours of the day, they seek protection, remaining in areas with the most closed vegetation.

Currently, the giant anteater is endangered (VU) in Brazil (Machado et al. 2008) and globally (IUCN 2014). However, it is already considered extinct in some countries such as Belize, Nicaragua, Guatemala, and Uruguay (Fallabrino and Castiñeira 2006), as well as in the

Brazilian states of Espírito Santo (Passamani and Mendes 2007) and Santa Catarina (FATMA 2011). The major threats known to the giant anteater are due to anthropic activities that cause habitat loss, fire, the presence of feral dogs in their areas of occurrence, illegal hunting and car hitting (Miranda et al. 2015).

Human activities influence fauna behavior, such as the use of space, social and reproductive aspects, foraging and the pattern of activity (Andrén 1994; Parks and Harcourt 2002; Treves and Karanth 2003; Ohashi et al. 2013; Paolino et al. 2016; Zapata-Ríos and Branch 2016; Paschoal et al. 2018). Species may present behavioral modification by avoiding certain areas used by humans to reduce the risk of predation, i.e., by reducing their exposure to humans, avoiding conflicts between species. In some cases, the predominance of mammalian nocturnal habits is a response to human presence, seeking to minimize contact and hunting risk, or suffering any harm (Bennie et al. 2014).

According to Frid and Dill (2002), the stimulus of disturbance caused by human presence is analogous to that of the predation risk, indirectly affecting fitness and population dynamics through the energy expenditure, and loss of opportunities due to risk avoidance. Species developed responses to generalized threatening stimuli, such as loud noises and rapidly approaching objects, causing non-lethal consequences for the animals' individual ability to avoid predation risk in activities such as foraging, growth, parental care or mating (Frid and Dill 2002; Cresswell 2008).

In this context, the aim of this study was to characterize the pattern of activity of the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) in a protected area of Cerrado in the Brazilian Central Plateau. Besides, we estimate the overlap of *M. tridactyla* activity with other mammalian species. Due to intense diurnal anthropic activity, within and around the protection area studied, and the pattern of the drought period with high temperatures recorded during the day, we tested the hypothesis that the anteater would exhibit a pattern of twilight and nocturnal activity, with

higher peaks of activity at dusk than in daytime periods. It is during this period that the temperature is milder, thus avoiding extreme periods with higher energy expenditure with thermoregulation. Another hypothesis to be tested is the influence of the human diurnal activity period on *M. tridactyla* activity. Because of the behavior of the anteater, we expect to find no temporal overlap with humans, hence, a nocturnal activity.

This study was carried out in an area of protection located in the Federal District, inserted in an anthropogenic matrix (UNESCO 2003), where the influence of human activity on the local fauna is not entirely understood. Few studies deal with the influence of the human presence within protected areas where anteaters are occupying, and what is the role of this mutual coexistence in the ecology of the anteater. Understanding the factors influencing the behavior and population dynamics of the anteater is a critical part in understanding the actual state of conservation of the species, as well as any other species considered threatened.

MATERIAL AND METHODS

Study Area - The Environmental Protection Area Gama e Cabeça do Veado (APA GCV) located in the Federal District (Fig.1), has about 25,000 hectares and is one of the leading conservation units belonging to the Cerrado Biosphere Reserve (Law No. 742, 1994). It presents predominantly thick soils (latosols). The prevailing climate in the region is tropical savanna, according to Köppen classification, with precipitation ranging from 1.200 mm to 1.700 mm during the year. The dry season runs from April to September and rainy season from October to March. The average annual temperature varies from 18°C to 22°C, with September and October being the hottest. The APA GCV presents high environmental heterogeneity, occurring several phytophysionomies of the Cerrado biome (UNESCO 2003).

Founded with the primary objective of protecting the headwaters of the Gama and Cabeça de Veado streams, in order to guarantee the integrity of these drains, the APA is a unit of high value, considering the conservation of the Cerrado in the Federal District, given increasing

anthropogenic pressures. The protection area is inside in an anthropic matrix presenting sites of recreational use and exclusive access of researchers to carry out activities of the University of Brasília. Within the area, the study was carried out in the IBGE Reserve, Brasília Botanic Garden Reserve, and Água Limpa/UnB Farm (Felfili and Santos 2004).

Sampling Design - From March to June 2018, we installed camera traps (Bushnell Trophy Cam HD) at 60 study sites in order to investigate daily patterns of activity of the anteater (*Myrmecophaga tridactyla*). In each area, the minimum range of distances between neighboring cameras was 1 km. We installed the camera traps in tree trunks, approximately 45 cm above the ground, without the use of baits. They remained active at each point for 24 hours/day for 15 consecutive days, programmed to take pictures at a one-minute interval.

Statistical Analyzes – We organized the photos arranging them per species, noting the time and temperature recorded in the image. We used photographs of the same species, at the same camera taken with a 1-hour difference to guarantee the independence of the records. In order to verify if the daily activity of the giant anteater and other large mammals studied in the APA were uniformly distributed throughout the 24-hour circadian cycle, we used the Rayleigh test using Oriana software v.4 (Kovach Commuting Services, Wales, UK). Then, we calculated the overlap between the activity of the anteaters and humans, and some medium and large mammals (crab-eating foxes and pumas).

To estimate the overlap of the activity pattern of the anteaters and other carnivores, we used the Overlap (Meredith and Ridout 2016) software package R, with the estimator 1, ideal for small samples (<75). The overlap coefficient ($\hat{\Delta}_1$) varies from 0 (no overlap) to 1 (total temporal overlap in activities) (Linkie and Ridout 2011).

RESULTS

We obtained 43 independent records of anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*), 21 crab-eating foxes (*Cerdocyon thous*) records, 9 pumas (*Puma concolor*) records and 58 humans

records. In general, the species studied presented different patterns of activity (Fig. 2). The giant anteater and the crab-eating fox showed a pattern of nocturnal and crepuscular activity, but with different peak periods. In contrast, humans and the puma had a diurnal pattern. The average temperature recorded during the period of activity of the anteater in the study area was 16°C (Fig. 3). The Rayleigh test showed a non-uniform activity pattern of giant anteater ($Z= 19.8$; $p<0.0001$), human ($Z= 13.6$; $p<0.0001$) and crab-eating fox ($Z= 9.8$; $p<0.0001$) during the circadian cycle. The puma ($Z= 1.8$; $p=0.15$) exhibited uniform activity pattern.

The giant anteater showed higher activity density in periods when the pumas showed less activity. After the initial peak, the activity of the anteaters was lower for the rest of the night, and started to decrease at 02:00 h. In contrast, the puma and the crab-eating foxes showed peaks of activity in the evening.

The crab-eating fox had their highest activity overlap coefficient ($\hat{\Delta}_1 = 0.675$) with *M. tridactyla*. Puma ($\hat{\Delta}_1 = 0.269$) and humans ($\hat{\Delta}_1 = 0.156$) (Table 1) presented low overlap coefficients (Fig. 4) with *M. tridactyla*.

DISCUSSION

The pattern of crepuscular and nocturnal activity presented by the species in this area of study corroborates our hypothesis as well as the pattern observed in other studies (Shaw et al. 1987; Miranda 2004). One possible explanation for the giant anteater's pattern may probably be the influence of temperature on the animals. The adoption of a nocturnal habit can be a behavioral response to the ambient temperature utilizing physiological adaptations since the species present low metabolism (McNab 1984), and during the night the temperatures are milder (Camilo-Alves and Mourão 2006; Mourão and Medri 2007; Di Blanco et al. 2017). In a study in the Pantanal, Camilo-Alves and Mourão (2006) reported that on warm days the anteaters exhibit higher nocturnal activity and higher utilization of forested habitats to rest. This strategy is presumably to avoid direct solar radiation.

On the other hand, some studies noted that giant anteaters may have greater flexibility in the daily hours, showing activity during afternoon, which was not observed in the present study (Blake et al. 2012; Di Blanco et al. 2017). This plasticity in the periods of activity of the species is also associated with a response to daily temperatures, that is, the activity pattern of the species can vary according to climatic conditions. As the present study was carried out during the dry season, the species would be active in milder temperatures, avoiding the extreme temperatures (early afternoon and early morning). In a study carried out during the dry season in Venezuela, the anteater exhibited exclusively nocturnal behavior (Montgomery and Lubin 1977).

Alternatively, another explanation for this variation in temporal amplitude can be the size of the area, and the activities carried out within the area of occurrence of the species. Some points of the APAGCV have hiking trails and agricultural activities, thus, with higher daytime movement, giant anteaters are probably avoiding those times of higher anthropic activity. Studies conducted in larger protected areas and with non-anthropogenic activities presented a higher activity pattern range (Shaw et al. 1987; Miranda 2004).

The hypothesis of a change on activity pattern in order to avoid encounters with humans is corroborated by the inverse pattern between humans and *M. tridactyla*, with no overlap. Changes in activity patterns due to human activities were previously documented in other species of mammals (Blake et al. 2012; Bennie et al. 2014; Zapata-Ríos and Branch 2016; Massara et al. 2018a). The high movement of people generates a higher intensity of noise, which can interfere with the presence of the anteater in the studied area, conditioning the switch to a more nocturnal habit in order to minimize contact with humans (Shaw et al. 1987).

According to the lists of mammal species of the APA GCV (Juarez 2008; Lima and Saracura 2008; IBRAM 2011; Ribeiro 2011) and this study data, the puma is the only native predator that can attack giant anteater in the study area. Since, the low overlap in activity patterns of these two species can be a response to the risk of predation. The giant anteater would

avoid the hours of higher activity of the feline in this area (daytime) reducing the probability of predator exposure and conflicts. In addition, this could explain the temporal dissimilarity between the anteater and domestic dogs, an invasive predator of the study area (Zapata-Ríos and Branch 2016; Paschoal et al. 2018; Silva et al. 2018a).

Temporal partitioning of the niche may be other explanation for the results found in this study. Species evolve strategies to avoid predation and competition. In this case, the differentiation in the pattern of temporal activity resulting in a lower level of susceptibility to predation. For this reason, there would be no temporal overlap between the anteater and its potential predators (pumas and humans).

The temporal overlap of the crab-eating foxes and the giant anteaters, although it does not present a direct biological response between species, could be explained by the nocturnal behavior of *C. thous* and to interspecific competition between crab-eating foxes and other carnivores. In this study, *C. thous*, an opportunistic species, showed a long period of activity during the night, probably in order to avoid competition with other predators (puma). Also, the species uses both natural and anthropic environments (Ferraz et al. 2010), probably foraging in these areas at night to avoid encounters with humans that have a daytime activity in the APAGCV (Juarez and Marinho-Filho 2002; Rocha et al. 2008).

The records obtained from the crab-eating foxes come from sites close to the anthropic areas, and the headquarter of the FAL, reinforcing this hypothesis. In a study carried out with carnivores in the Andes, the temporal overlap between the puma and *Lycalopex culpaeus*, a canid similar to *C. thous*, is explained by the differentiation in the trophic niche, that is, as the larger size species is a better competitor, there is a differentiation of predated species allowing coexistence (Lucherini et al. 2009)

In the present study, the dissimilarity of the pattern of activity of the crab-eating foxes and the pumas can also be a result related to prey availability. APAGCV presents a low

abundance of large mammals (Juarez 2008), which suggests probable foraging on small and medium mammals, increasing the competition with mesopredators. Several studies have shown a pattern of dawn / nocturnal activity for the pumas (Lucherini et al. 2009; Di Bitetti et al. 2010; Blake et al. 2012; Massara et al. 2018a). Contrarily, some studies report that pumas adjust their activity period according to the availability of prey in the area (Paviolo et al. 2009; Di Bitetti et al. 2010; Foster et al. 2013). These switches suggests that these predators adjust their activity to reduce their foraging energy expenditure, seeking to synchronize their activities with those of their prey (Foster et al. 2013). We recommended further studies to corroborate the hypotheses raised.

From the results presented, we conclude that the pattern of activity of the anteaters is nocturnal, with the absence of temporal overlap with large carnivores, occurring independently in space. These results can be favorable to the regional conservation of the anteater, that is, the absence of temporal overlap with the main local threats can favor the permanence of the species in the protected area. This study is important to the understanding of the ecology and behavior of a species considered vulnerable to extinction in a protected area, contributing to filling gaps in its knowledge. This is the first study evaluating the degree of temporal overlap between giant anteaters and other species (large carnivores and human presence) in the area of environmental protection Gama and Cabeça de Veado, Brazil. However, studies evaluating the landscape, seasonality, and availability of resources are necessary to understand the spatial and temporal relationships of anteaters with human activities and with their predators.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank PROEX/Capes for the funding of this research and the CNPq for providing the research grant that enabled this work to be carried out. We thank Miguel Marini for the loan of the camera traps. We thank C.G.Z.H. and M.A.A. for providing insightful comments that helped to improve the article. We thank the LABCOM and all the people that gave us invaluable

assistance in the field work. We also thank FAL, RECOR, and EJBB coordinators and security for essential assistance and hospitality during the research days.

REFERENCES

- ANDRÉN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. *Oikos* 71:355.
- ASHBY, K. R. 1972. Patterns of daily activity in mammals. *Mammal Review* 1:171–185.
- BEIER, P., AND D. R. MCCULLOUGH. 1990. Factors Influencing White-Tailed Deer Activity Patterns and Habitat Use. *Wildlife Monographs* 109:3–51.
- BELTRAN, J. F., AND M. DELIBES. 1994. Environmental Determinants of Circadian Activity of Free-Ranging Iberian Lynxes. *Journal of Mammalogy* 75:382–393.
- BENNIE, J. J., J. P. DUFFY, R. INGER, AND K. J. GASTON. 2014. Biogeography of time partitioning in mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111:13727–13732.
- BLAKE, J. G., D. MOSQUERA, B. A. LOISELLE, K. SWING, J. GUERRA, AND D. ROMO. 2012. Temporal activity patterns of terrestrial mammals in lowland rainforest of Eastern Ecuador. *Ecotropica* 18:137–146.
- CAMILO-ALVES, C. DE S. E P., AND G. DE M. MOURÃO. 2006. Responses of a Specialized Insectivorous Mammal (*Myrmecophaga tridactyla*). *Biotropica* 38:52–56.
- CARAVAGGI, A. ET AL. 2018. Seasonal and predator-prey effects on circadian activity of free-ranging mammals revealed by camera traps. *PeerJ* 6:e5827.
- CARUSO, N., A. E. J. VALENZUELA, C. L. BURDETT, E. M. LUENGOS VIDAL, D. BIROCHIO, AND E. B. CASANAVE. 2018. Summer habitat use and activity patterns of wild boar *Sus scrofa* in rangelands of central Argentina. *PLoS ONE* 13:1–15.
- CEBALLOS, G. 2007. Conservation Priorities for Mammals in Megadiverse Mexico: the Efficiency of Reserve Networks 17:569–578.
- CRESSWELL, W. 2008. Non-lethal effects of predation in birds. *Ibis* 150:3–17.
- CROOKS, K. R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16:488–502.
- DI BITETTI, M. S., C. D. DE ANGELO, Y. E. DI BLANCO, AND A. PAVIOLO. 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica* 36:403–412.
- DI BLANCO, Y. E., I. J. PÉREZ, AND M. S. DI BITETTI. 2015. Habitat Selection in Reintroduced Giant Anteaters: The Critical Role of Conservation Areas. *Journal of Mammalogy*

96:1024–1035.

- DI BLANCO, Y. E., K. L. SPØRRING, AND M. S. DI BITETTI. 2017. Daily activity pattern of reintroduced giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*): Effects of seasonality and experience. *Mammalia* 81:11–21.
- DINIZ, L. S. M. 2001. Order Xenarthra (Edentata) (Sloths, Armadillos, Anteaters). Pp. 238–255 in *Biology, Medicine, and Surgery of South American Wild Animals*. Iowa State University Press, Ames, Iowa, USA.
- FAHRIG, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: A synthesis. *Ecological Applications* 12:346–353.
- FALLABRINO, A., AND E. CASTIÑEIRA. 2006. Situación de Los Edentados en Uruguay. *Edentata* 7:1.
- FATMA. 2011. Lista das espécies da fauna ameaçada de extinção em Santa Catarina. Relatório Técnico Final:58.
- FELFILI, J. M., AND A. Á. B. SANTOS. 2004. Diretrizes para o Plano de Manejo da APA Gama e Cabeça de Veado. Pp. 107–157 in *Flora e diretrizes ao Plano de Manejo da APA Gama e Cabeça de Veado*. (J. M. Felfili, A. A. B. Santos, J. C. S. Silva & M. B. Arruda, eds.). Brasília: Universidade de Brasília.
- FERNANDEZ-DUQUE, E. 2003. Influences of moonlight, ambient temperature, and food availability on the diurnal and nocturnal activity of owl monkeys (*Aotus azarai*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 54:431–440.
- FERRAZ, K. M. P. M. DE B., M. F. DE SIQUEIRA, P. S. MARTIN, C. F. ESTEVES, AND H. T. Z. DO COUTO. 2010. Assessment of *Cerdocyon thous* distribution in an agricultural mosaic, southeastern Brazil. *Mammalia* 74:275–280.
- FOSTER, V. C. ET AL. 2013. Jaguar and Puma activity patterns and predator-prey interactions in four brazilian biomes. *Biotropica* 45:373–379.
- FRANKHAM, R. 1996. Relationship of genetic variation to population size in wildlife. *Conservation Biology* 10:1500–1508.
- FRANKHAM, R. 2005. Genetics and extinction. *Biological Conservation* 126:131–140.
- FRID, A., AND L. DILL. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Ecology and Society* 6:11.
- HEESY, C. P., AND M. I. HALL. 2010. The nocturnal bottleneck and the evolution of mammalian vision. *Brain, Behavior and Evolution* 75:195–203.
- IBGE. 2004. Mapa de Biomas do Brasil, primeira aproximação. Disponível em www.ibge.gov.br. <www.ibge.gov.br>.

- IBRAM. 2011. Lista de Fauna do Distrito Federal:16.
- JUAREZ, K. M. 2008. Mamíferos de medio e grande porte nas Unidades de Conservação do Distrito Federal. Tese (Doutorado em Biologia Animal):153.
- JUAREZ, K. M., AND J. MARINHO-FILHO. 2002. Diet, Habitat Use, and Home Ranges of Sympatric Canids in Central Brazil. *Journal of Mammalogy* 83:925–933.
- LAGOS, V. O., L. C. CONTRERAS, P. L. MESERVE, J. R. GUTIÉRREZ, F. M. JAKSIC, AND J. R. GUTIERREZ. 1995. Effects of predation risk on space use by small mammals: A field experiment with a Neotropical rodent. *Oikos* 74:259.
- LESSA, I., T. C. S. GUIMARÃES, H. DE G. BERGALLO, A. CUNHA, AND E. M. VIEIRA. 2016. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? *Natureza e Conservacao* 14:46–56.
- LIMA, A. A. M. DE, AND V. F. SARACURA. 2008. A fauna da Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília. *Heingeriana* 2:61–85.
- LINKIE, M., AND M. S. RIDOUT. 2011. Assessing tiger-prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal of Zoology* 284:224–229.
- LUCHERINI, M. ET AL. 2009. Activity Pattern Segregation of Carnivores in the High Andes. *Journal of Mammalogy* 90:1404–1409.
- LYRA-JORGE, M. C., G. CIOCHETI, V. R. PIVELLO, AND S. T. MEIRELLES. 2008. Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals: Camera traps and track plots. *European Journal of Wildlife Research* 54:739–744.
- LYRA-JORGE, M. C., G. CIOCHETI, L. TAMBOSI, M. C. RIBEIRO, AND V. R. PIVELLO. 2009. Carnivorous Mammals in a Mosaic Landscape in Southeastern Brazil: Is it possible to keep them in an agro-silvicultural landscape? Pp. 91–96 in *Grassland Biodiversity-Habitat Types* (J. Runas & T. Dahlgren, eds.). Nova Science Publishers, Inc.
- LYRA-JORGE, M. C., M. C. RIBEIRO, G. CIOCHETI, L. R. TAMBOSI, AND V. R. PIVELLO. 2010. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *European Journal of Wildlife Research* 56:359–368.
- MACCARINI, T. B., N. ATTÍAS, Í. M. MEDRI, J. MARINHO-FILHO, AND G. MOURÃO. 2015. Temperature influences the activity patterns of armadillo species in a large neotropical wetland. *Mammal Research* 60:403–409.
- MACHADO, A. B. M., G. M. DRUMMOND, AND A. P. PAGLIA. 2008. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. 1st edition. Fundação Biodiversitas, Brasília, DF.
- MASSARA, R. L., A. M. DE O. PASCHOAL, L. L. BAILEY, P. F. DOHERTY, M. DE F. BARRETO, AND A. G. CHIARELLO. 2018a. Effect of humans and pumas on the temporal activity of ocelots

- in protected areas of Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 92:86–93.
- MASSARA, R. L., A. M. DE O. PASCHOAL, L. L. BAILEY, P. F. DOHERTY, A. HIRSCH, AND A. G. CHIARELLO. 2018b. Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. *Biotropica* 50:125–134.
- MCNAB, B. K. 1984. Physiological convergence amongst ant-eating and termite-eating mammals. *Journal of Zoology* 203:485–510.
- MEDRI, Í. M., AND G. MOURÃO. 2005. Home range of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal wetland, Brazil. *Journal of Zoology* 266:365–375.
- MENDONÇA, A. H., C. RUSSO, A. C. G. MELO, AND G. DURIGAN. 2015. Edge effects in savanna fragments: a case study in the cerrado. *Plant Ecology and Diversity* 8:493–503.
- MEREDITH, M., AND M. S. RIDOUT. 2016. Package 'overlap. Estimates of Coefficient of Overlapping for Animal Activity Patterns.
- MIRANDA, F., A. BERTASSONI, AND A. M. ABBA. 2014. *Myrmecophaga tridactyla*. The IUCN Red List of Threatened Species e.T14224A4:14. Downloaded on 20 August 2018.
- MIRANDA, F. R. ET AL. 2015. Avaliação do Risco de Extinção de *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758. Pp. 89–105 in Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio. ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília, DF.
- MIRANDA, G. H. B. 2004. Ecologia e conservação do Tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, Linnaeus, 1758) no Parque Nacional das Emas. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília, Brasília.
- MONTGOMERY, G. G., AND Y. D. LUBIN. 1977. Prey influences on movements of neotropical anteaters. Pp. 103–131 in Proceedings of the 1975 Predator Symposium. Missoula: Montana Forest and Conservation. Experiment Station, University of Montana.
- MOURÃO, G., AND Í. M. MEDRI. 2007. Activity of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal of Brazil. *Journal of Zoology* 271:187–192.
- OHASHI, H. ET AL. 2013. Differences in the activity pattern of the wild boar *Sus scrofa* related to human disturbance. *European Journal of Wildlife Research* 59:167–177.
- OLIVEIRA, I. M. DE. 2010. Riqueza, abundância de espécies e uso de habitat por mamíferos de médio e grande porte em cinco unidades de conservação do Cerrado. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília. Brasília - DF.
- PAGLIA, A. P. ET AL. 2012. Annotated checklist of Brazilian mammals 2° Edition. Occasional Papers in Conservation Biology.
- PAOLINO, R. M., N. F. VERSIANI, N. PASQUALOTTO, T. F. RODRIGUES, V. G. KREPSCHI, AND A.

- G. CHIARELLO. 2016. Buffer zone use by mammals in a Cerrado protected area. *Biota Neotropica* 16:1–13.
- PARKS, S. A., AND A. H. HARCOURT. 2002. Reserve size, local human density, and mammalian extinctions in U.S. protected areas. *Conservation Biology* 16:800–808.
- PASCHOAL, A. M. O. ET AL. 2018. Anthropogenic Disturbances Drive Domestic Dog Use of Atlantic Forest Protected Areas. *Tropical Conservation Science* 11:194008291878983.
- PASSAMANI, M., AND S. L. MENDES. 2007. Espécies da fauna ameaçadas de extinção no Estado do Espírito Santo. Instituto de Pesquisas da Mata Altântica, IPEMA:140.
- PAVIOLO, A., Y. E. DI BLANCO, C. D. DE ANGELO, AND M. S. DI BITETTI. 2009. Protection Affects the Abundance and Activity Patterns of Pumas in the Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy* 90:926–934.
- QUIROGA, V. A., A. J. NOSS, G. I. BOAGLIO, AND M. S. DI BITETTI. 2016. Local and continental determinants of giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) abundance: Biome, human and jaguar roles in population regulation. *Mammalian Biology* 81:274–280.
- RATTER, J. A., J. F. RIBEIRO, AND S. BRIDGEWATER. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80:223–230.
- RIBEIRO, M. L. 2011. Reserva Ecológica do IBGE: Biodiversidade Terrestre. vol 1. IBGE, Rio de Janeiro.
- ROCHA, V. J., L. M. AGUIAR, J. E. SILVA-PEREIRA, R. F. MORO-RIOS, AND F. C. PASSOS. 2008. Feeding habits of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Carnivora: Canidae), in a mosaic area with native and exotic vegetation in Southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 25:594–600.
- ROTA, C. T. ET AL. 2016. A multispecies occupancy model for two or more interacting species. *Methods in Ecology and Evolution* 7:1164–1173.
- SCHAIK, C. P. VAN, AND M. GRIFFITHS. 1996. Activity Periods of Indonesian Rain Forest Mammals. *Biotropica* 28:105–112.
- SCHMIDT, T. L. 2012. Ethogram of the Giant Anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) in Captivity: An Experience in the TEMAIKÈN Foundation Ethogram of the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) in captivity: an experience in the TEMAIKÈN Foundation. *Edentata* 13:38–48.
- SHAW, J. H., J. MACHADO-NETO, AND T. S. CARTER. 1987. Behavior of Free-Living Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Biotropica* 19:255–259.
- SILVA, K. V. K. DE A., C. F. KENUP, C. KREISCHER, F. A. S. FERNANDEZ, AND A. S. PIRES. 2018a. Who let the dogs out? Occurrence, population size and daily activity of domestic dogs in

- an urban Atlantic Forest reserve. *Perspectives in Ecology and Conservation* 16:228–233.
- TREVES, A., AND K. U. KARANTH. 2003. Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. *Conservation Biology* 17:1491–1499.
- TROLLIET, F., M.-C. HUYNEN, C. VERMEULEN, AND A. HAMBUCKERS. 2014. Use of camera traps for wildlife studies. A review. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ* 18:446–454.
- UNESCO, B. 2003. Subsídios ao zoneamento da APA Gama-Cabeça de Veado e Reserva da Biosfera do Cerrado : caracterização e conflitos socioambientais. Pp176.
- VIEIRA, E. M., L. C. BAUMGARTEN, G. PAISE, AND R. G. BECKER. 2010. Seasonal patterns and influence of temperature on the daily activity of the diurnal neotropical rodent *Necromys lasiurus*. *Canadian Journal of Zoology* 88:259–265.
- ZAPATA-RÍOS, G., AND L. C. BRANCH. 2016. Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. *Biological Conservation* 193:9–16.

FIGURES AND TABLES

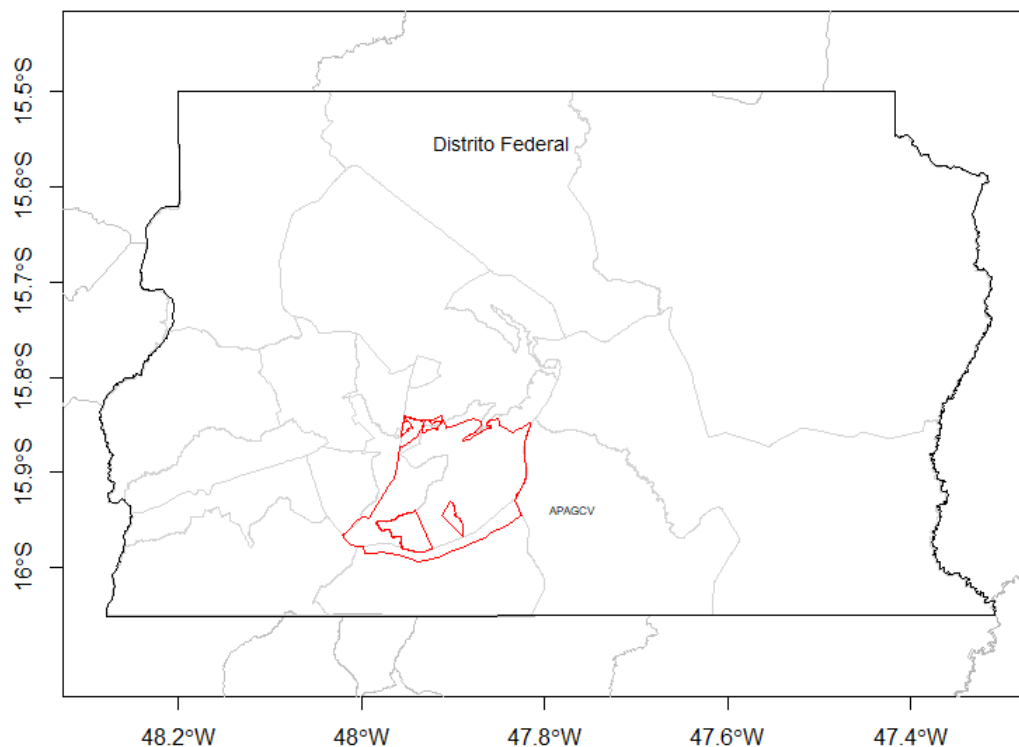


Figure 1. Localization of the Environmental Protected Area Gama e Cabeça-de-veado, Distrito Federal – Brazil.

Table 1. Overlap coefficient ($\hat{\Delta}_1$) for the daily activity pattern between giant anteaters (*M. tridactyla*) and other large mammal species in the APA Gama e Cabeça de Veado, Brasília, DF, Brazil, during the dry season, in 2018.

Espécies	Coefficiente de sobreposição (95%IC)
<i>M. tridactyla</i> - <i>C. thous</i>	0.675 (0.467-0.840)
<i>M. tridactyla</i> - <i>P. concolor</i>	0.269 (0.086-0.540)
<i>M. tridactyla</i> - <i>Homo sapiens</i>	0.156 (0.082-0.260)

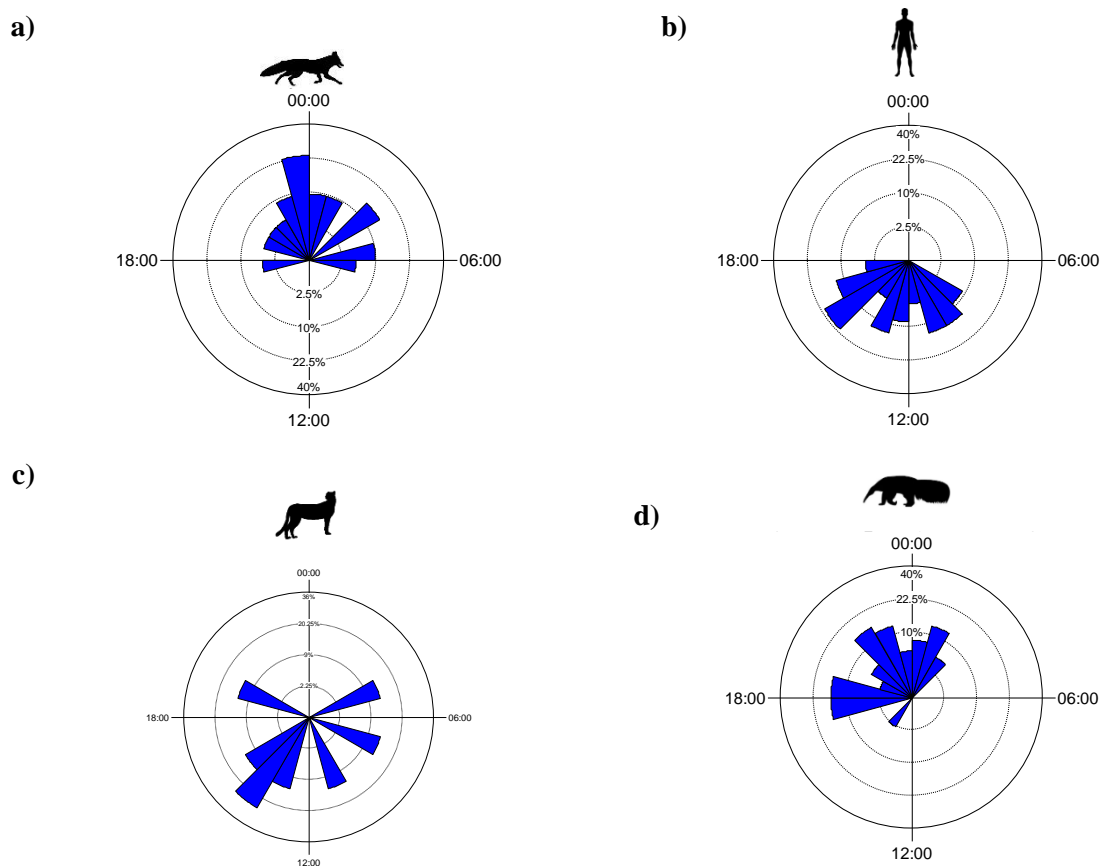


Figure 2. The pattern of activity of the anteaters and their potential predators in the APA Gama e Cabeça de Veado, Brasília, Federal District, Brazil. The bar represents the density of each activity period. Each chart is divided into a 24 hour period. a: Crab-eating foxes (*C. thous*), b: Humans (*Homo sapiens*), c: Pumas (*P. concolor*), and d: Giant anteaters (*M. tridactyla*).

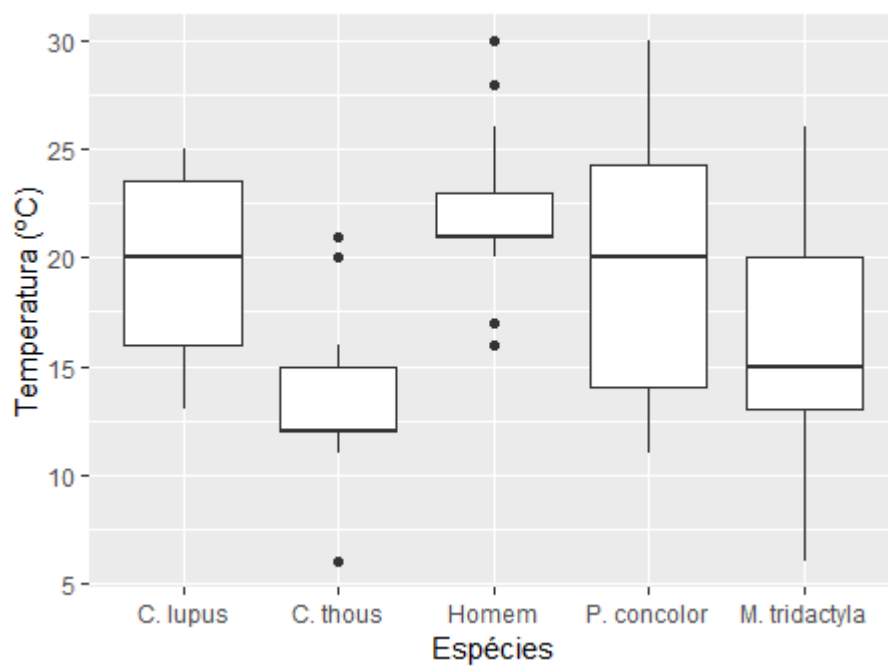


Figure 3. Boxplot showing the relation between the temperature and the activity pattern of the mammals studied in the APA Gama e Cabeça de Veado, Brasília, Federal District, Brazil, from March to June of 2018.

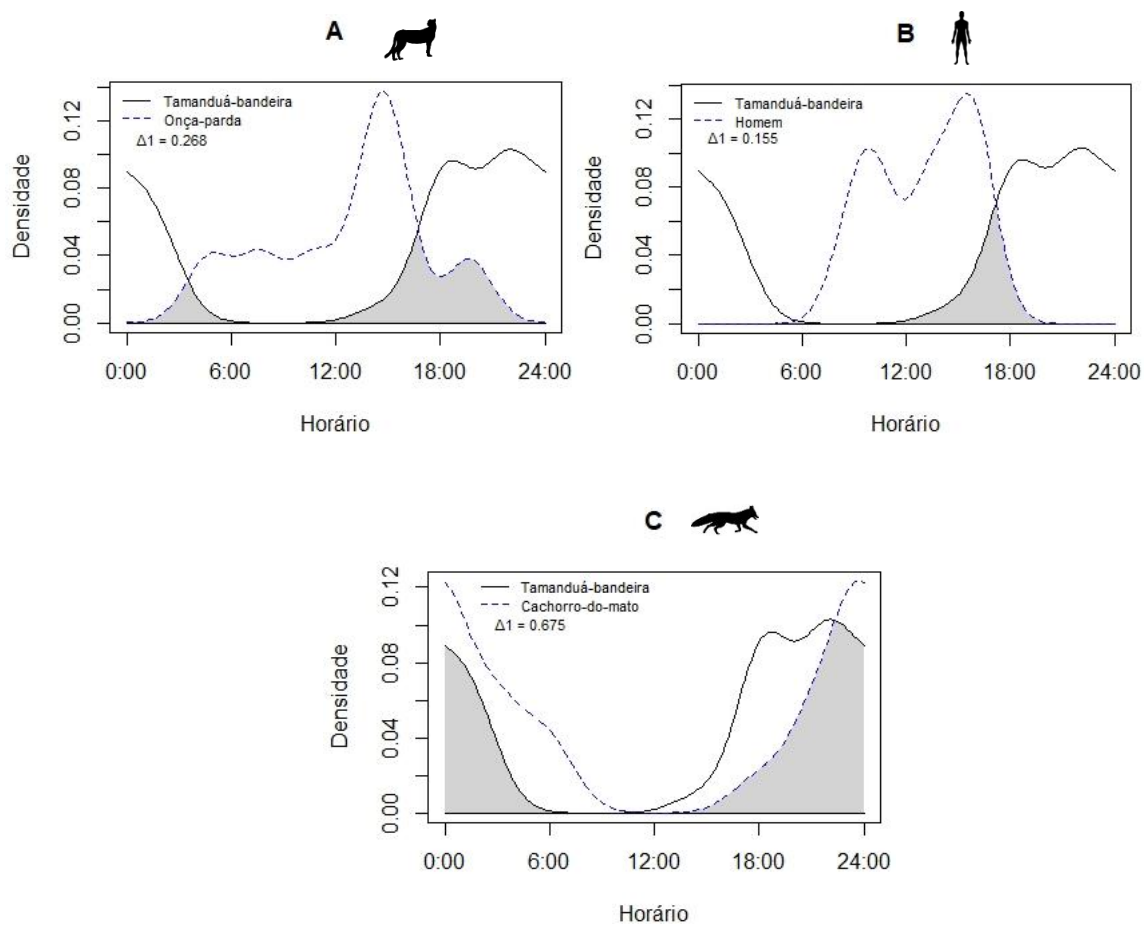


Figure 4. Anteaters and their potential predators and competitors overlapping activity curves during periods of 24-hours. Data from the APA Gama and Cabeça de Veado, Brasília, Federal District, Brazil, obtained in 2018. Continuous line: Giant anteaters (*M. tridactyla*). Dotted line: A: Pumas (*P. concolor*), B: Humans (*H. sapiens*), C: Crab-eating foxes (*C. thous*). $\hat{\Delta}_1$ = Overlap estimate. Gray area represents periods of activity overlap between the species.

CONCLUSÃO FINAL

A proporção de vegetação nativa savânica mostrou-se a variável mais importante, apresentando um efeito positivo na ocupação da paisagem pelo tamanduá-bandeira, provavelmente uma resposta à heterogeneidade do hábitat e abundância alimentar. A distância da água influenciou negativamente a ocupação do tamanduá-bandeira na área estudada, resultado provável da importância do banho para a regulação térmica dos indivíduos desta espécie, comportamento registrado por este estudo.

Além disto, os resultados apontam que o tamanduá-bandeira é influenciado pela distância de rodovias. A probabilidade de ocupação é maior à medida que se aumenta a distância das áreas de rodovias, sugerindo um efeito negativo das atividades humanas para a espécie. Este resultado é positivo considerando o *status* de vulnerabilidade da espécie e suas taxas de atropelamento na região do Cerrado. Apesar do fraco efeito da distância das áreas de construção urbana para a ocupação do tamanduá-bandeira, nossos resultados suportam a hipótese de influência negativa da antropização para a espécie na área estudada.

Devido à baixa abundância registrada de cachorros-domésticos e onça-parda não foi possível avaliar a influência da presença de predadores na a detecção e ocupação do tamanduá-bandeira na área de estudo. Estudos futuros devem buscar avaliar a abundância e disponibilidade de predadores e recursos alimentares.

Por fim, nossos resultados sugerem que o tamanduá-bandeira apresenta um hábito crepuscular e noturno, o que indica uma relação com a temperatura ambiental. A espécie estaria regulando o seu período de atividade evitando horários de temperatura mais extremas. Outra possibilidade para este padrão encontrado seria uma adaptação ao período de atividade dos predadores e à atividade humana presente na área de estudo. A espécie apresentaria um padrão de atividade crepuscular noturno, evitando a sobreposição com as atividades humanas e do seu predador em potencial, a onça-parda, que apresentam atividade basicamente diurnas.