



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, EVOLUÇÃO E
BIODIVERSIDADE**

**EFEITO DA SAZONALIDADE E DE ATIVIDADES HUMANAS SOBRE
MAMÍFEROS TERRESTRES NA CAATINGA**

DAIANA JERONIMO POLLI



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, EVOLUÇÃO E
BIODIVERSIDADE**

**EFEITO DA SAZONALIDADE E DE ATIVIDADES HUMANAS SOBRE
MAMÍFEROS TERRESTRES NA CAATINGA**

DAIANA JERONIMO POLLI

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

Orientador: Dr. Milton Cezar Ribeiro

Coorientadora: Dra. Cláudia Bueno de Campos e Dra. Juliana Silveira dos Santos

**Rio Claro – SP
2023**

P774e Polli, Daiana Jeronimo
Efeito da sazonalidade e de atividades humanas sobre mamíferos terrestres na Caatinga / Daiana Jeronimo Polli. -- Rio Claro, 2023
94 p. : tabs., fotos, mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro
Orientador: Milton Cezar Ribeiro
Coorientadora: Cláudia Bueno de Campos, Juliana Silveira dos Santos

1. Mastozoologia. 2. Semiárido. 3. Ecologia de Paisagens. 4. Sazonalidade. 5. Mudanças Climáticas. I. Título.

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

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: EFEITO DA SAZONALIDADE E DE ATIVIDADES HUMANAS SOBRE
MAMÍFEROS TERRESTRES NA CAATINGA

AUTORA: DAIANA JERONIMO POLLI

ORIENTADOR: MILTON CEZAR RIBEIRO

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

Prof. Dr. MILTON CEZAR RIBEIRO (Participação Presencial)
Departamento de Biodiversidade / Unesp - IB Rio Claro

Prof. Dra. CLAUDIA ZUKERAN KANDA (Participação Presencial)
Universidade Federal de Goiás

Prof. Dr. JOSÉ WAGNER RIBEIRO JUNIOR (Participação Presencial)
Rainforest Connection (RFCx)

Rio Claro, 10 de novembro de 2023

Agradecimentos

A alegria e o alívio de ter chegado até aqui são imensuráveis. Eu sempre sonhei em fazer pós-graduação, apesar de ter vivenciado experiências na graduação que me fizeram duvidar se eu estava no caminho “certo”. No entanto, eu sempre tive pessoas incríveis no meu caminho que me motivaram e diziam que eu deveria seguir o meu caminho na pesquisa. Então, aqui estou, com o meu mestrado concluído, que eu amei realizar, me desenvolvi e aprendi muito, e tive experiências únicas por acreditar em mim mesma e querer sempre voos altos. Durante esse período, eu reforcei o que eu já sabia, não é possível fazer pesquisa sozinha, precisamos de uma rede de apoio, intelectual e afetiva. Então, agradeço a todos que fizeram desta jornada ainda mais linda e gratificante:

Ao meu orientador, Dr. Milton Cezar Ribeiro, por ter sido o orientador mais compreensível e brilhante que eu poderia ter. Antes de conhecê-lo, todos diziam que o professor “Miltinho” da UNESP Rio Claro era excelente, então, eu tive a certeza de que ele era mesmo. Miltinho, obrigada por ter me apoiado em todos os momentos em que precisei, com os seus “D, vai dar certo :)”. Eu gostaria de ter convivido mais com você no presencial, mas, infelizmente, a pandemia e a mudança de cidade não permitiram... sinto muito por isso.

À minha coorientadora e ídola, Dra. Cláudia Bueno de Campos, a famosa “Cláudia das onças”, a quem eu me inspiro e sou muito grata por ter tido o meu caminho cruzado. Obrigada, Clau, por ter sido tão receptiva comigo quando eu te reencontrei no congresso de masto em 2019, por ter aberto tantas portas para mim e por ter me ajudado a ser uma pesquisadora ainda mais sonhadora. Agradeço por você ter confiado em mim os dados do Programa Amigos da Onça (PAO) – o seu xodó – e pelo apoio ao longo desses anos.

À minha coorientadora e amiga, Dra. Juliana Silveira dos Santos, que fez eu crescer muito ao longo do mestrado. Ju, quando eu te conheci, pensei: “ela parece brava”, mas foi apenas a primeira impressão, pois você é uma das pessoas mais sinceras, competentes e legais que eu conheço. Eu te admiro muito! Você foi fundamental na minha trajetória, eu aprendi muito com você. Obrigada pela paciência e pelos inúmeros desabafos. Agradeço também pela amizade linda que construímos e pelos nossos passeios do outro lado do oceano, em Portugal. Sentirei saudades, mas estaremos sempre juntas!

Ao meu orientador do mestrado sanduíche, na Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Dr. Luís Miguel Rosalino, que me ensinou da forma mais didática e simples os

“temidos” modelos de ocupação. Professor Miguel, obrigada por ter sido um orientador tão presente durante a minha estadia em Portugal, por ter me ajudado com a moradia, guagem e malas (rs) e por ter feito eu me sentir parte do seu laboratório e da sua cultura. Espero que a gente colha muitos frutos com o nosso trabalho.

Aos meus colegas do Laboratório de Ecologia Especial e Conservação (LEEC), que são pessoas e pesquisadores brilhantes. Agradeço por todos os momentos de trocas de conhecimentos e experiências nos LEEC meeting e minicursos. Em especial, agradeço à Juliana Bento pela amizade e ajuda nas entregas de documentos na pós-graduação. Vocês são incríveis!

À minha família por todo apoio, amor e incentivo ao longo desses anos. Aos meus pais, Mirian e Marciano, que nunca mediram esforços para que eu pudesse realizar todos os meus sonhos e que sempre me mostraram que eu poderia fazer grandes feitos através dos estudos. Aos meus avós, Amaro, Edileusa e Regina, que são incríveis e amorosos. Ao meu noivo, Gustavo, que sempre esteve comigo nos altos e baixos, pelo incentivo e cuidado diário e pela história linda que estamos contruindo juntos. Aos meus “doguinhos”, Dudu e Fiona, que trazem muita alegria quando estou em Araraquara. Dedico todo o meu amor e respeito a todos vocês, amores da minha vida!

Aos meus eternos amigos da UNESP Jaboticabal, Eduardo, Jéssica, Kimberly e Mateus, que sempre estiverem por perto mesmo todos estando em um lugar diferente do Brasil e do mundo. Agradeço por todos os momentos compartilhados. Sinto saudades de vocês todos os dias; dos nossos cafés-da-tarde e jantares, das festas unespianas, das risadas e até dos choros. Vocês são grandes amigos. Amo cada um de vocês!

Às minhas amigas araraquarenses, Carol, Jéssica e Lisa, que sinto um carinho gigantesco. Obrigada pelas nossas saídas aos finais de semana, quando estou em Araraquara. Apesar de não nos vermos com tanta frequência, vocês sempre estão em meus pensamentos. Desejo que a gente possa viver ainda muitos momentos juntas. Amo vocês!

Às minhas companheiras do Programa Amigos da Onça, Carolina Esteves, Francine Schulz, Maísa Ziviani, Renata Alves e Sylvia Hiromi, que são mulheres e pesquisadoras incríveis. Agradeço pelo trabalho em conjunto em prol da conservação das onças e sociobiodiversidade da Caatinga.

Aos colaboradores do projeto, Dra. Francesca Belem Lopes Palmeira e Dr. Dhemerson E. Conciani, que muito contribuíram com ideias, revisões e scripts, obrigada pela parceria. À banca da qualificação, Dr. Ronaldo Morato, Dr. Fernando Lima e Dr. Douglas Dias, pesquisadores fantásticos que contribuíram muito. com dicas preciosas para a melhoria deste trabalho, obrigada!

Ao Programa Amigos da Onça do Instituto Pró-Carnívoros por ter cedido gentilmente o banco de dados do monitoramento de mamíferos e pelos 3 anos como pesquisadora desse programa fantástico de conservação de onças e sociobiodiversidade na Caatinga. Seguimos na luta!

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

O presente trabalho foi realizado com apoio do processo nº 2013/50421-2, 2020/01779-5, 2021/01982-8, 2021/08322-3, 2021/08534-0, 2021/10195-0, 2021/10639-5, 2022/09930-0 e 2022/10760-1, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP). Este estudo é parte do Center for Research on Biodiversity, Dynamics and Climate Change, o qual é financiado pela FAPESP.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Enel Green Power – EGP / 8400131429, 8400131430, 8400131480, 8400131494, 8400131495-2018, que financiou a coleta de dados realizada pelo Programa Amigos da Onça do Instituto Pró-Carnívoros de 2016 a 2019.

O presente trabalho foi realizado com apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”.

*“Natureza é uma força que inunda como os desertos.
Que me enche de flores, calores, insetos, e me
entorpece até a paradeza total dos reatores.”*

(Manoel de Barros)

Resumo

Os fatores antrópicos, sazonais e ambientais tem influenciado a dinâmica de mamíferos de médio e grande porte em diferentes regiões Neotropicais, como a região semiárida brasileira. Embora a conservação das espécies seja uma bandeira importante levantada pelos conservacionistas da Caatinga, o bioma sofre com diversas ameaçadas (antrópicas, climáticas e ambientais), além da falta de investimento em pesquisa e conservação prática. Desta forma, é fundamental compreender como as mudanças antrópicas, sazonais e ambientais influenciam na diversidade e nos padrões de ocupação de mamíferos de médio e grande porte no semiárido brasileiro. Neste sentido, os objetivos deste estudo são: i) avaliar a influência de variáveis antrópicas (distância de áreas urbanas e de fazendas eólicas), ambientais (distância da água) e sazonais (temperatura de superfície - LST e variação no índice de vegetação por diferença normalizada – NDVI) na riqueza (S) e no número de registros de mamíferos (NR) terrestres de médio e grande porte e ii) avaliar a influência de variáveis antrópicas (distância de áreas urbanas e de fazendas eólicas, abundância relativa de espécies exóticas e domésticas – cão doméstico e boi) e ambientais (distância da água, LST, NDVI, abundância relativa de presa e predador, estação do ano, período das câmeras em campo e altura da vegetação) na ocupação de espécies de mamíferos de médio e grande porte em paisagens da Caatinga. Para isso, nós utilizamos armadilhas fotográficas em dois períodos (2016/2017 e 2018/2019), estimamos as variações na LST e NDVI e geramos mapas de distância Euclidiana para as variáveis antrópicas, ambientais e sazonais, realizamos o cálculo das abundâncias relativas e utilizamos os valores anotados em campo de altura da vegetação. Para o objetivo i, nós calculamos todas as variáveis explanatórias em diferentes escalas espaciais, considerando buffers de 250, 500 e 1000 m de raio e analisamos os diferentes períodos independentemente. Para o objetivo ii, nós calculamos as variáveis explanatórias por período em que coletamos os dados de campo. Nós avaliamos o efeito e a força da relação entre as variáveis a partir de modelos lineares generalizados (i) e modelamos a ocupação das espécies considerando a detecção imperfeita (ii). Nós consideramos os modelos mais parcimoniosos com base no critério de Akaike para os modelos de ocupação. No total, registramos 16 espécies de mamíferos de médio e grande porte. Em relação ao objetivo i, a distância da água influenciou negativamente o NR de *Dicotyles tajacu* e *Puma concolor*. A distância de parques eólicos influenciou negativamente o NR de *Dicotyles tajacu* e positivamente o NR de *Leopardus pardalis*. O LST mínimo e o NDVI cv influenciaram positivamente o NR de *Dicotyles tajacu* e o LST máximo influenciou positivamente o NR de *Leopardus pardalis* e *Puma concolor* (2016/2017). O LST máximo, a distância de áreas urbanas

e o NDVI cv influenciaram positivamente o NR de *Cerdocyon thous*. A distância de parques eólicos influenciou positivamente o NR de *Leopardus pardalis* e S. A distância da água influenciou negativamente S (2018/2019). Nossos resultados sugerem que a proximidade de parques eólicos e áreas urbanas, a distância da água e as mudanças de sazonalidade estão de fato afetando a biodiversidade dos mamíferos. Em relação ao objetivo ii, nossos resultados mostraram que a hipótese relacionada ao distúrbio melhor explicou a ocupação da maioria dos mamíferos de médio e grande porte, como *Cerdocyon thous*, *Dasyprocta nigriclunis*, *Dicotyles tajacu* e *Leopardus pardalis*. A hipótese ambiental melhor explicou a ocupação de *Puma concolor*. As variáveis que mais influenciaram a detecção das espécies foram a abundância relativa de cão doméstico, seguida da temperatura de superfície e da abundância relativa de boi doméstico. Em relação à ocupação dos mamíferos, a distância das fazendas eólicas e a abundância dos cães domésticos foram as variáveis que mais influenciaram. Os nossos estudos corroboram com a premissa de que as espécies de mamíferos de médio e grande porte estão sendo influenciadas por fatores antrópicos, sazonais e ambientais. Portanto, o nosso estudo poderá contribuir para com estratégias de conservação e mitigação de impactos sobre esse grupo de espécies na região.

Palavras chave: Espaço-Tempo, Fatores antrópicos, Mammalia, Sazonalidade, Semiárido.

Abstract

Anthropogenic, seasonal and environmental factors have influenced the dynamics of medium and large mammals in different Neotropical regions, such as the Brazilian semi-arid region. Although species conservation is an important banner raised by Caatinga conservationists, the biome suffers from a number of threats (anthropogenic, climatic and environmental), as well as a lack of investment in research and practical conservation. It is therefore essential to understand how anthropogenic, seasonal and environmental changes influence the diversity and occupancy patterns of medium and large mammals in the Brazilian semi-arid region. In this sense, the objectives of this study are: i) to evaluate the influence of anthropogenic (distance from urban areas and wind farms), environmental (distance from water) and seasonal (surface temperature - LST and variation in the normalized difference vegetation index - NDVI) variables on the richness (S) and number of records of medium and large terrestrial mammals (NR) and ii) to evaluate the influence of anthropogenic variables (distance from urban areas and wind farms, relative abundance of exotic and domestic species - domestic dog and ox) and environmental variables (distance from water, LST, NDVI, relative abundance of prey and predator, season, period of cameras in the field and vegetation height) on the occupancy of medium and large mammal species in Caatinga landscapes. To do this, we used camera traps in two periods (2016/2017 and 2018/2019), estimated the variations in LST and NDVI and generated Euclidean distance maps for the anthropogenic, environmental and seasonal variables, calculated the relative abundances and used the field-recorded values of vegetation height. For objective i, we calculated all the explanatory variables at different spatial scales, considering buffers of 250, 500 and 1000 m radius and analyzed the different periods independently. For objective ii, we calculated the explanatory variables per period in which we collected field data. We assessed the effect and strength of the relationship between the variables using generalized linear models (i) and modeled species occupancy considering imperfect detection (ii). We considered the most parsimonious models based on Akaike's criterion for occupancy models. In total, we recorded 16 species of medium and large mammals. In relation to objective i in 2016/2017, the distance from water negatively influenced NR of *Dicotyles tajacu* and *Puma concolor*. The distance from wind farms negatively influenced NR of *Dicotyles tajacu* and positively influenced NR of *Leopardus pardalis*. The minimum LST and NDVI cv positively influenced NR of *Dicotyles tajacu* and maximum LST positively influenced NR of *Leopardus pardalis* and *Puma concolor* (2016/2017). The maximum LST, distance from urban areas, and NDVI cv positively influenced NR of *Cerdocyon thous*. The

distance from wind farms positively influenced NR of *Leopardus pardalis* and S. The distance from water negatively influenced S (2018/2019). Our findings suggest that that proximity from wind farms and urban areas, distance from water, and seasonality changes are indeed affecting the mammals' biodiversity. In relation to objective ii, our results showed that the disturbance hypothesis best explained the occupancy of most medium and large mammals, such as *Cerdocyon thous*, *Dasyprocta nigriclunis*, *Dicotyles tajacu* and *Leopardus pardalis*. The environmental hypothesis best explained the occupation of *Puma concolor*. The variables that most influenced species detection were the relative abundance of domestic dogs, followed by surface temperature and the relative abundance of domestic cattle. With regard to mammal occupancy, distance from the wind farms and the abundance of domestic dogs were the most influential variables. Our studies corroborate the premise that medium and large mammal species are being influenced by anthropogenic, seasonal and environmental factors. Therefore, our study could contribute to conservation strategies and the mitigation of impacts on this group of species in the region.

Key words: Space-time, Anthropic factors, Mammalia, Seasonality, Semi-arid.

Lista de figuras

Capítulo 1 - MAMMAL DIVERSITY RESPONSES TO LAND SURFACE TEMPERATURE, EXPANSION OF WIND FARMS, AND SEASONAL VARIATIONS OF VEGETATION WITHIN CAATINGA LANDSCAPES

Fig. 1. Schematic representation of the expected responses regarding the influence of anthropic (distance from urban areas and wind farms), environmental (distance from water), and seasonal (variation of NDVI and LST) variables on the richness and number of records (NR) of medium and large mammals in the study area. We expect that: i) mammal richness and NR will increase with distance from urban areas and wind farms (Dias et al., 2018); ii) mammal richness and NR will increase with proximity to water (Dias et al., 2018); iii) mammal richness and NR will decrease with increasing LST; and iv) mammal richness and NR will decrease with greater variation of NDVI.....32

Fig. 2. Location of the study area with a total of approximately 9,000 km² and sampling site. A) Northern Bahia state, in the Caatinga - Brazil; B) Location of the protected areas corresponding to the Boqueirão da Onça National Park, Boqueirão da Onça Environmental Protection Area, including the Wildlife Zone of Toca da Boa Vista and location of the camera traps installed in each sampling period and C) Representation of the multi-scale analysis performed from the location of each sampling point. From the sampled points, concentric circles (buffers) of 250, 500 and 1000 m radius were generated.....33

APPENDIX A. Fig. 1. Location of camera traps and period of biological data sampling (year). A) Location of camera traps in each period of sampling. B) multi-scale analyses, considering the central location of each sampling point, and concentric circles (buffers) used to multi-scale analyses with 250, 500, and 1000 m of radii.....49

Capítulo 2 – A EXPANSÃO ANTRÓPICA AMEAÇA A OCUPAÇÃO DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM ÁREAS DE CONSERVAÇÃO DO SEMIÁRIDO, BRASIL

Figura 1 - Efeitos esperados das variáveis antrópicas (abundância relativa (RAI) de cão e boi domésticos, e distância de áreas urbanas e fazendas eólicas), ambientais (altura da vegetação, RAI de predadores e presas, câmeras-dias, distância da água, variação do NDVI e LST, e estação do ano) sobre a detecção e ocupação de mamíferos de médio e grande porte na área de estudo.....62

Figura 2 - A) Localização do Parque Nacional do Boqueirão da Onça e da Área de Proteção Ambiental do Boqueirão da Onça, com aproximadamente 9.000 km² de área total, no norte do estado da Bahia. B) Distribuição das armadilhas fotográficas monitoradas na Área de Proteção Ambiental e Parque Nacional do Boqueirão da Onça em cada período de amostragem.....64

Lista de tabelas

Capítulo 1 – MAMMAL DIVERSITY RESPONSES TO LAND SURFACE TEMPERATURE, EXPANSION OF WIND FARMS, AND SEASONAL VARIATIONS OF VEGETATION WITHIN CAATINGA LANDSCAPES

Table 1. Description of the different variables (anthropic, environmental, and seasonal) that were evaluated as predictors of the richness and number of records of medium and large mammals in the study area. In total, we used three different spatial scales.....36

Table 2. Values of $\Delta AICc$, degrees of freedom (df) and model weight ($wAICc$) of the parsimonious models selected from model selection based on Akaike's criterion for the number of records (NR) and richness of medium and large mammals in the two periods analyzed (2016/2017; 2018/2019). Where: SA = spatial autocorrelation, SOE = scale of effect (m), p = p -value and R^2 = coefficient of determination. The values of the anthropic and seasonal variables correspond to the average values in each buffer.....38

APPENDIX B. Table 1. List of wild species of medium and large mammals recorded at the Boqueirão da Onça during the 2016 to 2017 and 2018 to 2019.....52

Capítulo 2 – A EXPANSÃO ANTRÓPICA AMEAÇA A OCUPAÇÃO DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM ÁREAS DE CONSERVAÇÃO DO SEMIÁRIDO, BRASIL

Tabela 1 - Modelos de ocupação para *Cercopithecus thous*, *Dasyprocta nigriclunis*, *Dicotyles tajacu*, *Leopardus pardalis* e *Puma concolor* na Área de Proteção Ambiental e no Parque Nacional do Boqueirão da Onça, Brasil, estimados por armadilhas fotográficas no período de 2016 a 2017 e 2018 a 2019, agrupados em intervalos de amostragem de 7 dias consecutivos. Covariáveis: Camera days; RAI Cattle; RAI Dog; RAI Agouti; RAI Collared peccary; Distance of urban areas; Distance windfarms; Distance of water; Season; LST; NDVI; e Vegetation Height. Ψ = ocupação, p = detectabilidade, $AICw$ = peso Akaike, df = graus de liberdade; $\Delta AICc$ = diferenciação de médias, segunda ordem Akaike; Overall $\Delta AICc$ = modelo global. São apresentados todos os modelos construídos com $\Delta AICc < 2$ por hipótese de trabalho e o negrito está assinalado o melhor modelo (i.e. menor $AICc$).....68

APÊNDICE A. Tabela 1 - Modelos de ocupação para *Cercopithecus thous*, *Dasyprocta nigriclunis*, *Dicotyles tajacu*, *Leopardus pardalis* e *Puma concolor* na Área de Proteção Ambiental e no Parque Nacional do Boqueirão da Onça, Brasil, estimados por armadilhas fotográficas no

período de 2016 a 2017 e 2018 a 2019, agrupados em intervalos de amostragem de 7 dias consecutivos. Covariáveis: Camera days; RAI Cattle; RAI Dog; RAI Agouti; RAI Collared peccary; Distance of urban areas; Distance windfarms; Distance of water; Season; LST; NDVI; e Vegetation Height. Ψ = ocupação, p = detectabilidade, AICw = peso Akaike, df = graus de liberdade; $\Delta AICc$ = diferenciação de médias, segunda ordem Akaike; Overall $\Delta AICc$ = modelo global. São apresentados todos os modelos construídos com $\Delta AICc < 2$ por hipótese de trabalho e a negrito está assinalado o melhor modelo (i.e. menor AICc).....84

Sumário

Introdução geral.....	19	
Referências	22	
CAPÍTULO 1: MAMMAL DIVERSITY RESPONSES TO LAND SURFACE TEMPERATURE, EXPANSION OF WIND FARMS, AND SEASONAL VARIATIONS OF VEGETATION WITHIN CAATINGA LANDSCAPES		26
Highlights	28	
Abstract.....	29	
1. Introduction	30	
2. Material and Methods	33	
3. Results	37	
4. Discussion	39	
5. Final remarks.....	42	
6. Acknowledgments.....	43	
7. References	43	
APPENDIX A - Material and methods (complement).....	48	
APPENDIX B – Results (complement)	52	
APPENDIX C – References (complement)	53	
CAPÍTULO 2: A EXPANSÃO ANTRÓPICA AMEAÇA A OCUPAÇÃO DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM ÁREAS DE CONSERVAÇÃO DO SEMIÁRIDO, BRASIL		55
Resumo	57	
Abstract.....	58	
1. Introdução	59	
2. Material e Métodos	63	
3. Resultados	67	

4. Discussão.....	69	
5. Considerações finais.....	72	
6. Agradecimentos.....	73	
7. Referências.....	74	
APÊNDICE A - Modelos de ocupação para <i>Cerdocyon thous</i> , <i>Dasyprocta nigriclunis</i> , <i>Dicotyles tajacu</i> , <i>Leopardus pardalis</i> e <i>Puma concolor</i> na Área de Proteção Ambiental e no Parque Nacional do Boqueirão da Onça, Brasil, estimados por armadilhas fotográficas no período de 2016 a 2017 e 2018 a 2019, agrupados em intervalos de amostragem de 7 dias consecutivos. Covariáveis: Camera days; RAI Cattle; RAI Dog; RAI Agouti; RAI Collared peccary; Distance of urban areas; Distance windfarms; Distance of water; Season; LST; NDVI; e Vegetation Height. Ψ = ocupação, p = detectabilidade, AICw = peso Akaike, df = graus de liberdade; Δ AICc = diferenciação de médias, segunda ordem Akaike; Overall Δ AICc = modelo global. São apresentados todos os modelos construídos com Δ AICc<2 por hipótese de trabalho e a negrito está assinalado o melhor modelo (i.e. menor AICc).....		84
Considerações finais da dissertação	93	
Referências	93	

Introdução geral

Em um mundo de constantes mudanças, o crescimento populacional humano e a demanda incessante por recursos naturais tem degradado paisagens, afetado a disponibilidade de refúgios e alimentos para os mamíferos e aumentado o contato entre as pessoas e a vida selvagem (Woodroffe e Ginsberg, 1998; Woodroffe, 2000). Alterações no uso da terra resultantes das atividades antrópicas, juntamente com a diminuição da tolerância de espécies propensas a conflitos são uma ameaça para a estrutura e a dinâmica das comunidades de mamíferos de médio e grande porte (Schuette et al., 2013), principalmente em relação à sua redução populacional e distribuição dos indivíduos (Ray et al., 2005; Woodroffe, 2000).

A perda e a fragmentação dos habitats tendem a afetar desproporcionalmente os mamíferos de maior porte, devido às suas necessidades biológicas e ecológicas. Dependendo do grau dos impactos, a paisagem pode ser afetada de forma drástica, neste sentido, populações viáveis de espécies mais exigentes em quantidade e qualidade de habitat podem não suportar tais ambientes, assim podem migrar para outros locais (Wong e Linkie, 2013). No Brasil, as atividades humanas têm exercido uma pressão crescente sobre os mamíferos e os seus habitats, causando severos problemas para a conservação da biodiversidade (Rambaldi e Oliveira, 2005). Neste contexto, uma das regiões mais ameaçadas e com pouco conhecimento acerca desses impactos é o bioma Caatinga, o qual possui um longo histórico de ocupação humana e redução da vegetação natural (Gariglio et al., 2010; Beuchle et al., 2015).

A Caatinga é uma floresta sazonal tropical seca (Oliveira et al., 2016) caracterizada principalmente pela baixa precipitação e alta sazonalidade, com duas estações climáticas marcantes de seca e chuva (Sampaio, 1995; Prado, 2003). É um ecossistema exclusivamente inserido em território brasileiro e, quando comparado a outras regiões semiáridas do mundo, apresenta a maior população humana, elevada biodiversidade e número de espécies endêmicas (Moura et al., 2010). Entretanto, a conservação da fauna na Caatinga é um desafio, pois o bioma tem sofrido pela perda da sua vegetação natural ao longo dos anos, principalmente pela agricultura e pecuária extensiva (de Oliveira et al., 2017; Teixeira et al., 2021).

O bioma vêm sofrendo com os elevados índices de degradação ambiental e a modificação dos habitats provocado pelo uso extensivo de seus recursos naturais, o que vem causando perda de espécies, o comprometimento de processos ecológicos chaves e a formação de extensos núcleos de desertificação (Cuarón, 2000; Leal et al., 2003; Porras et al., 2016).

Tendo a vegetação nativa contínua um papel essencial para a ocupação dos mamíferos carnívoros, onívoros e insetívoros de médio e grande porte (Paolino et al., 2016).

Dessa forma, compreender quais são os fatores que influenciam na diversidade e nos padrões de ocupação de mamíferos no semiárido é fundamental para entender a ecologia e a biologia desses organismos, que desempenham um papel importante na manutenção dos ecossistemas, na regeneração da vegetação e em funções ecológicas que podem contribuir para a provisão de serviços ecossistêmicos (Cuarón, 2000). Portanto, entender como os mamíferos respondem às mudanças antrópicas é fundamental para desenvolver medidas de mitigação desses impactos (Sunquist, 1999; Linkie et al., 2007; Nielsen et al., 2015).

Além dos fatores antrópicos, os fatores sazonais podem interferir em diferentes aspectos ecológicos, como na dinâmica de interações das espécies, na diversidade, no padrão de atividade, no uso do habitat e na ocupação, particularmente em regiões em que as mudanças sazonais são bem definidas, como é o caso da Caatinga (Carmignotto & Ástúa, 2017; Dias et al., 2019a/b;). Na estação seca, quando os recursos são escassos, pode haver um aumento na mobilidade dos animais (Melo e Santos-Filho, 2007), mesmo com as elevadas temperaturas de superfície em locais com o solo exposto. Também as variações sazonais podem apresentar uma relação direta com o período reprodutivo e de recrutamento das espécies (Grilo et al., 2011). Entretanto, ainda são poucas as informações sobre como a sazonalidade influencia a diversidade e os padrões de ocupação por mamíferos na Caatinga (Dias et al., 2019; Marinho et al., 2020; Polli et al., 2023).

Outro fator importante para explicar a diversidade e os padrões de ocupação por mamíferos em florestas sazonais secas é a disponibilidade de água (Carmignotto & Astúa, 2017; Davis et al., 2018). Na maior parte da região semiárida existem poucos rios perenes, e as fontes raras de água são derivadas de poucas e pequenas nascentes disponíveis ao longo do ano, e fontes d' água temporárias são advindas das chuvas (Velloso et al., 2002; Cabral 2016). Além disso, regiões semiáridas, como a Caatinga, enfrentem sérias consequências frente as mudanças climáticas, como a diminuição das chuvas, o aumento da temperatura e do processo de desertificação (IPCC, 2022). Neste sentido, as espécies da Caatinga podem sofrer com tais mudanças, sem ter espaço-tempo para a adaptação.

As empresas de energia renovável, como as eólicas, tem expandido as suas matrizes em áreas do Nordeste brasileiro com a promessa de reduzir as emissões CO₂ (Pinto et al., 2017).

Apesar dos benefícios da energia eólica, impactos como a perda de vegetação nativa, a morte de animais por atropelamentos ou pela abertura de estradas, que também favorecem a caça, e alterações nos padrões de movimento das espécies (Dias et al., 2019) têm sido documentados em relação a instalação de fazendas eólicas em todo o mundo.

A facilidade de acesso às áreas de Caatinga mais bem preservadas, devido a abertura de trilhas e estradas pode aumentar a pressão de caça (Cullen et al., 2000; Peres e Nascimento, 2006) e a presença de bois e cães domésticos (Young et al., 2011). Os conflitos entre o homem e os animais silvestres também podem se intensificar, visto que pode haver predação do gado, resultando em perseguição e abate de predadores silvestres. O pastejo do gado pode causar intensa degradação na paisagem, como na composição da vegetação nativas e na compactação do solo, impactar na ocorrência e distribuição de mamíferos de médio e grande porte (Karanth et al., 2011; Ripple et al., 2014; Maxwell et al., 2016; Gordon et al., 2017). Além disso, os cães ferais podem alterar a dinâmica da comunidade por predarem desde pequenas a grandes presas e assim, competir por recursos com outros animais silvestres e também serem vetores de doenças (Galetti & Sazima, 2006).

Diante disso, o monitoramento contínuo da mastofauna é necessário para identificar áreas de alto valor para a conservação, gerar conhecimento acerca da ecologia das espécies de mamíferos na região, assim como, identificar como fatores relacionados a perturbação antrópica ou mudanças ambientais podem influenciar as populações silvestres. Neste sentido, para permitir a conservação da vida silvestre em áreas mais amplas e de forma mais efetiva (Garay & Dias, 2001) torna-se necessário e urgente que estratégias de mitigação de impactos e conservação sejam criadas e executadas.

Assim, os objetivos deste estudo foram: i) avaliar como variáveis antrópicas (distância de áreas urbanas e de fazendas eólicas), ambientais (distância da água) e sazonais (temperatura de superfície - LST e variação no índice de vegetação por diferença normalizada – NDVI) influenciam na riqueza (S) e no número de registros de mamíferos (NR) terrestres de médio e grande porte e ii) avaliar como variáveis antrópicas (distância de áreas urbanas e de fazendas eólicas e abundância relativa de espécies exóticas e domésticas) e ambientais (distância da água, LST, NDVI, abundância relativa de presas e predadores, estação do ano, período das câmeras em campo e altura da vegetação) influenciavam na ocupação de espécies de mamíferos de médio e grande porte em paisagens localizadas na Caatinga brasileira.

Para desenvolver esses objetivos, esta dissertação foi dividida em dois capítulos. O primeiro capítulo é intitulado “*Mammal diversity responses to land surface temperature, expansion of wind farms, and seasonal variations of vegetation within Caatinga landscapes*” e o segundo capítulo é intitulado de “*A expansão antrópica ameaça a ocupação de mamíferos de médio e grande porte em áreas de protegidas do semiárido brasileiro*”. Os dois capítulos foram desenvolvidos na região do Parque Nacional (PARNA) e na Área de Proteção Ambiental (APA) do Boqueirão da Onça (incluindo a Zona de Vida Silvestre da Toca da Boa Vista para proteção da maior caverna do Hemisfério Sul), no norte do estado da Bahia, Brasil. A seguir serão apresentadas em detalhes as etapas realizadas em cada um dos capítulos mencionados acima.

Referências

- BEUCHLE, R. et al., Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, v. 58, p. 116-127, 2015.
- BRODIE, J. F.; GIBBS, H. K. Bushmeat hunting as climate threat. **Science**, v. 326, n. 5951, p. 364-365, 2009.
- CABRAL, M. Floresta e água, uma relação interdependente. **Revista Página 22**. Disponível em: <<http://pagina22.com.br/2016/10/03/floresta-e-agua-uma-relacao-interdependente/>>. Acesso em 04 de fevereiro de 2021.
- CARMIGNOTTO, A. P.; BEZERRA, A. M. R; RODRIGUES, F. H G. Nonvolant small mammals from a southwestern area of Brazilian Cerrado: diversity, habitat use, seasonality, and biogeography. **Therya**, v. 5, n. 2, p. 535-558, 2014.
- CUARÓN, A. D. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1574-1579, 2000.
- CULLEN, L.; BODMER, R. E.; PADUA, C. V. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological Conservation**, 95: 49-56, 2000.
- DAVIS, C. L. et al., Ecological correlates of the spatial co-occurrence of sympatric mammalian carnivores worldwide. **Ecology Letters**, v. 21, n. 9, p. 1401-1412, 2018.
- DA SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F. Impact of human activities on the Caatinga. In: SILVA, J.; LEAL, I.; TABARELLI, M. (Eds), **Caatinga**. Springer, Cham. p. 359- 368, 2017.

DI MININ, E.; SLOTOW, R.; HUNTER, L. T. B.; POUZOLS, F. M.; TOIVONEN, T.; VERBURG, P. H.; LEADER-WILLIAMS, N.; PETRACCA, L.; MOILANEN, A.

Global priorities for national carnivore conservation under land use change. **Scientific Reports**, 6: 23814, 2016.

DIAS, D. et al., Human activities influence the occupancy probability of mammalian carnivores in the Brazilian Caatinga. **Biotropica**, v. 51, n. 2, p. 253-265, 2019a.

DIAS, D. M.; MASSARA, R. L.; BOCCHIGLIERI, A. Use of habitats by donkeys and cattle within a protected area of the Caatinga dry forest biome in northeastern Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 2, p. 64-70, 2019b.

DE OLIVEIRA, A. P. C.; BERNARD, E. The financial needs vs. the realities of in situ conservation: an analysis of federal funding for protected areas in Brazil's Caatinga. **Biotropica**, v. 49, n. 5, p. 745-752, 2017.

GALETTI, M.; SAZIMA, I. Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 1, p. 58-63, 2006.

GARAY, I.; DIAS, B. F. S. Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento. **Editora Vozes, Petrópolis**, 2001.

GARIGLIO, M. A. et al., Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga. **Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas**, 2010.

GORDON, C. E. et al., Shrub encroachment is linked to extirpation of an apex predator. **Journal of Animal Ecology**, 86: 147 –157., 2017.

GRILO, T. F. et al., Effects of extreme climate events on the macrobenthic communities' structure and functioning of a temperate estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 2, p. 303-311, 2011.

HOFFMANN, M. et al., The changing fates of the world's mammals. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 366, n. 1578, p. 2598-2610, 2011.

KARANTH, K. U. et al.,. Monitoring carnivore populations at the landscape scale: occupancy modelling of tigers from sign surveys. **Journal of Applied Ecology**, 48: 1048 – 1056, 2011.

LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; DA SILVA, J. M. C. **Ecologia e conservação da Caatinga**. Editora Universitária UFPE, 2003.

LINKIE, M. et al., Estimating occupancy of a data deficient mammalian species living in tropical rainforests: sun bears in the Kerinci Seblat region, Sumatra. **Biological Conservation**, v. 137, n. 1, p. 20-27, 2007.

MARINHO, P. H. et al., Temporal niche overlap among mesocarnivores in a Caatinga dry forest. **European Journal of Wildlife Research**, v. 66, n. 2, p. 1-13, 2020.

MAXWELL, S. L.; FULLER, R. A.; BROOKS, T. M.; WATSON, J. E. M. The ravages of guns, nets and bulldozers. **Nature**, 536: 143 –145, 2016.

MELO, E. S.; SANTOS-FILHO, M. Efeitos da BR-070 na Província Serrana de Cáceres, Mato Grosso, sobre a comunidade de vertebrados silvestres. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 9, n. 2, 2007.

MILES, L.; NEWTON, A. C.; DEFRIES, R. S.; RAVILIOUS, C.; MAY, I.; BLYTH, S.; CAPOS, V.; GORDON, J. E. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, 33: 491-505, 2006.

MOURA, A. S. S. Reserva da Biosfera da Caatinga. p. 82-96, 2010 In: GARIGLIO, M. A., SAMPAIO, E. V. S. B., CESTARO, L. A., KAGEYAMA, P. Y. (Eds). *Uso*

sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga. **Brasília: Ministério do Meio Ambiente**.

PAOLINO, R. M. et al., Buffer zone use by mammals in a Cerrado protected area. **Biota Neotropica**, v. 16, n. 2, 2016.

PERES, C.A.; NASCIMENTO, H. S. Impact of game hunting by the Kayapo of south-eastern Amazonia: Implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. **Biodiversity and Conservation**, 15: 2627-2653, 2006.

PINHO, F. F. Influência de fatores ambientais sobre a ocorrência e diversidade de mamíferos de médio e grande porte em unidades de conservação da Serra do Espinhaço Meridional. 2015.

PINTO, L. I. C.; MARTINS, F. R.; PEREIRA, E. B. O mercado brasileiro da energia eólica, impactos sociais e ambientais. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, p. 1082-1100, 2017.

PRADO, D. E. As caatingas da América do Sul. **Ecologia e conservação da Caatinga**, v. 2, p. 3-74, 2003. In: LEAL, I. R., TABARELLI, M., SILVA, J.M.C. (Eds). *Ecologia e Conservação da Caatinga*, 3.ed. Recife: Editora Universitária, UFPE. 2003.

RAY, J. C.; HUNTER, L.; ZIGOURIS, J. Setting conservation and research priorities for larger African carnivores. **New York: Wildlife Conservation Society**, 2005.

WOODROFFE, R.; GINSBERG, J. R. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. **Science**, v. 280, n. 5372, p. 2126-2128, 1998.

WOODROFFE, R. Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. **Animal conservation**, v. 3, n. 2, p. 165-173, 2000.

**CAPÍTULO 1: MAMMAL DIVERSITY RESPONSES TO LAND SURFACE
TEMPERATURE, EXPANSION OF WIND FARMS, AND SEASONAL VARIATIONS
OF VEGETATION WITHIN CAATINGA LANDSCAPES**



Manuscrito submetido para a revista: Biotropica

Mammal diversity responses to land surface temperature, expansion of wind farms, and seasonal variations of vegetation within Caatinga landscapes

Daiana Jeronimo Polli¹, Juliana Silveira dos Santos^{1*}, Francesca Belem Lopes Palmeira²,
Dhemerson E. Conciani³, Cláudia Bueno de Campos⁴, Milton Cezar Ribeiro^{1,5}

¹Spatial Ecology and Conservation Lab (LEEC), Department of Biodiversity, São Paulo State University, UNESP, Avenida 24 A, 1515, Rio Claro, SP 13506-752, Brazil

²Ribeirão Preto, Rua José Arigó, 758, Jardim Anhanguera, Ribeirão Preto, SP 14092-172, Brazil

³Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM), SCN 211, Bloco B, Sala 201, Brasília, 70836-520, Brazil

⁴Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Rodovia BR-210, s/n - Sobradinho, Juazeiro, BA 48905-050, Brazil

⁵Environmental Studies Center (CEA), São Paulo State University - UNESP, Rio Claro, São Paulo, Brazil

* Corresponding author: daiana.polli@unesp.br

Highlights

- Proximity from wind farms and urban areas, and distance from water can negatively influence the biodiversity of medium and large-sized mammals within dry forest landscapes.
- Changes in vegetation and land surface temperature caused by anthropogenic activities can increase the driest and warmest periods and negatively influence mammals' biodiversity in the Caatinga dry forests.
- The remaining native vegetation should be conserved, and it is necessary to install artificial water sources and reinforce the inspection related to wind farms' expansion aims to decrease the impacts of driest periods and land cover changes on Caatinga's biodiversity.
- The response of medium and large-sized mammals to seasonal, environmental, and anthropogenic changes varies at fine and large spatial scales. Thus, conservation guidelines need to be designed at multiple spatial scales to help mammal conservation in the Brazilian Caatinga.

Abstract

We assessed the influence of anthropic (distance from urban areas and wind farms), environmental (distance from water), and seasonal (Normalized Difference Vegetation Index – NDVI and land surface temperature - LST) variables on the richness of medium and large-sized mammals (S) and number of records (NR) in Brazilian Caatinga. We used camera traps in 2016/2017 and 2018/2019, estimated the variation (cv) of NDVI and LST, and generated Euclidean distance maps to anthropic and environmental variables at 250, 500, and 1000 m spatial scales. The distance from water negatively influenced NR of *Dicotyles tajacu* and *Puma concolor*. The distance from wind farms negatively influenced NR of *Dicotyles tajacu* and positively influenced NR of *Leopardus pardalis*. The minimum LST and NDVI cv positively influenced NR of *Dicotyles tajacu* and maximum LST positively influenced NR of *Leopardus pardalis* and *Puma concolor* (2016/2017). The maximum LST, distance from urban areas, and NDVI cv positively influenced NR of *Cerdocyon thous*. The distance from wind farms positively influenced NR of *Leopardus pardalis* and S. The distance from water negatively influenced S (2018/2019). Our findings suggest that that proximity from wind farms and urban areas, distance from water, and seasonality changes are indeed affecting the mammals' biodiversity.

Key words: Renewable Energy, Seasonal Dry Forests, NDVI, Climate Changes, Remote Sensing.

1. Introduction

Anthropic activities have been increasingly intense, resulting in what some researchers call a biodiversity crisis (Di Minin et al., 2016). Mammals that are responsible for several ecological functions, such as seed dispersal, herbivore control, nutrient cycling, and trophic cascade maintenance (Brodie and Gibbs, 2009; Pinho, 2015) have been affected by anthropogenic activities. A quarter of extant species are threatened and the risk of extinction has increased dramatically in the last 40 years (Di Minin et al., 2016). However, recent studies have shown that many mammals differ in their level of sensitivity to anthropogenic (Haro-Carrión et al., 2021) and seasonal changes (Cruz et al., 2018; Dias et al., 2019; Haro-Carrión et al., 2021; Miles et al., 2006).

Seasonal dry forests are among the most threatened ecosystems in the world due to the fast expansion of anthropogenic activities and vulnerability to climate change (de Oliveira et al., 2012; Haro-Carrión et al., 2021; Miles et al., 2006). The Brazilian Caatinga is one of the largest and most biodiverse seasonal dry tropical forests in the Americas (Neri et al., 2019), and it is the Brazilian ecosystem most vulnerable to the desertification process (Costa-Pinto et al., 2023). In recent years, the Caatinga has lost half of its original cover (Teixeira et al., 2021), mainly due to the unsustainable expansion of agriculture and cattle ranching (de Oliveira et al., 2012). Caatinga has only 1.3% of its territory under integral protection areas (de Oliveira et al., 2012; Teixeira et al., 2021) and the total of protected areas, which also include sustainable uses within private areas is 8% of its territory (Teixeira et al., 2021). The lack of formal protection of habitats (Neri et al., 2019), as well as the low representativeness of integral protection areas, represent a challenge for Caatinga conservation since many habitats are threatened (de Oliveira et al., 2012).

In Caatinga, factors such as long distance from water (Astete et al., 2016; Dias et al., 2019) and proximity from human settlements (Dias et al., 2019) have negatively influenced the occupancy of medium and large-sized mammals. Recently, the region has also suffered from the expansion of wind farms (Neri et al., 2019; Turkovska et al., 2021), accounting for more than 70% of the capacity and planned expansion of wind power generation in the coming years (Neri et al., 2019).

Wind farms can cause various impacts on wildlife, including terrestrial mammals (da Costa et al., 2017). The immediate impacts are related to the death of volant animals due to

collision with wind turbines (Bernard et al., 2014), but long-term impacts such as population decline and changes in species migration have been reported (Kumara et al., 2022; Marques et al., 2020). In Caatinga, one study found that the presence of wind turbines tends to reduce the occupancy probability of mammalian carnivores (Dias et al., 2019). Also, in India, some species of birds and mammals tend to avoid sites dominated by wind turbines (Kumara et al., 2022), and the reproduction rates of wolves (*Canis Lupus*) tend to decrease during the construction and first years of wind farmers operation in Portugal (da Costa et al., 2017).

Furthermore, seasonality is another factor that can influence the structure and functionality of mammals' communities (Costa-Pinto et al., 2023) and their population patterns (Gebo et al., 2021) in semiarid ecosystems. In these areas, the fluctuation of resources related to long dry periods and sparse rain (Costa-Pinto et al., 2023) interfere with vegetation productivity, water availability, and food resources (Dias, 2014), which can reduce species diversity (de Oliveira and Diniz-Filho, 2010; Hanski, 2005), number of species, and their relative abundance (Costa-Pinto et al., 2023). For example, the mammals' abundance increased during the dry season in Ethiopia (Gebo et al., 2021). In contrast, the species richness increased during the rainy season in the same region. The precipitation and water balance positively influenced the small mammals' abundance in Caatinga (Costa-Pinto et al., 2023). However, the seasonality changed their use of habitat during the dry season (Costa-Pinto et al., 2023). In this context, as climate change intensifies, the lack of resources may be catastrophic for the biodiversity in semiarid ecosystems. Furthermore, the prolonged physiological stress of vegetation caused by these changes may reduce carbon sequestration and storage rates (Gomes et al., 2016).

Despite the increase in the number of studies on Caatinga biodiversity in recent years, even revealing higher levels of endemism and biodiversity than expected (Teixeira et al., 2021), there are still few studies that have investigated the effects of seasonal (Costa-Pinto et al., 2023) and anthropic factors, especially the impacts of wind farms on Caatinga biodiversity (Dias et al., 2019; Neri et al., 2019; Turkovska et al., 2021). In this study, we used a multi-scale approach and assessed how anthropogenic (distance from urban areas and wind farms), environmental (distance from water), and seasonal (variation in Normalized Difference Vegetation Index - NDVI and land surface temperature - LST) variables influence the richness (S) and number of records (NR) of medium and large-sized mammals in Caatinga landscapes.

Considering that proximity from water, and distance from urban areas and wind farms can positively influence mammal diversity (Dias et al., 2019) and that, increasing the dry period in the Caatinga can reduce the photosynthetic rate of vegetation, increase temperature, affect resource availability (e.g., lack of water) and adaptation (Astete et al., 2016; Debie et al., 2022), our hypothesis is that anthropogenic, environmental, and seasonal factors influence the diversity of medium and large-sized mammals at different spatial scales in the study region. However, we expect different responses regarding the influence of these variables on S and NR (Fig. 1).

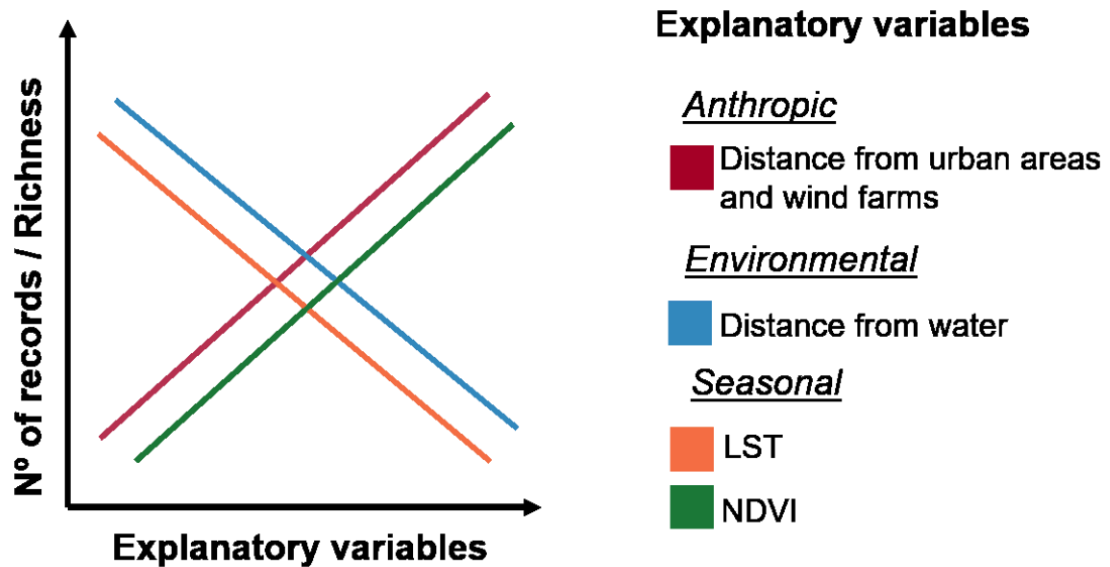


Fig. 1. Schematic representation of the expected responses regarding the influence of anthropic (distance from urban areas and wind farms), environmental (distance from water), and seasonal (variation of NDVI and LST) variables on the richness and number of records (NR) of medium and large mammals in the study area. We expect that: i) mammal richness and NR will increase with distance from urban areas and wind farms (Dias et al., 2018); ii) mammal richness and NR will decrease with distance to water (Dias et al., 2018); iii) mammal richness and NR will decrease with increasing LST (Debie et al., 2022); and iv) mammal richness and NR will increase with greater variation of NDVI (Oindo and Skidmore, 2002).

2. Material and Methods

Study area

The study area is located in northern Bahia state, Brazil (Fig. 2A), in the Caatinga ecoregion that extends from the northeast to northern Minas Gerais state (Teixeira et al., 2021). The region harbors two protected areas and is considered a Priority Area for Biodiversity Conservation due to its high biodiversity, archaeological, and paleontological heritage (Dias et al., 2019). In Caatinga, the rainy period corresponds to the months from January to June, and the dry period to the months from July to December.

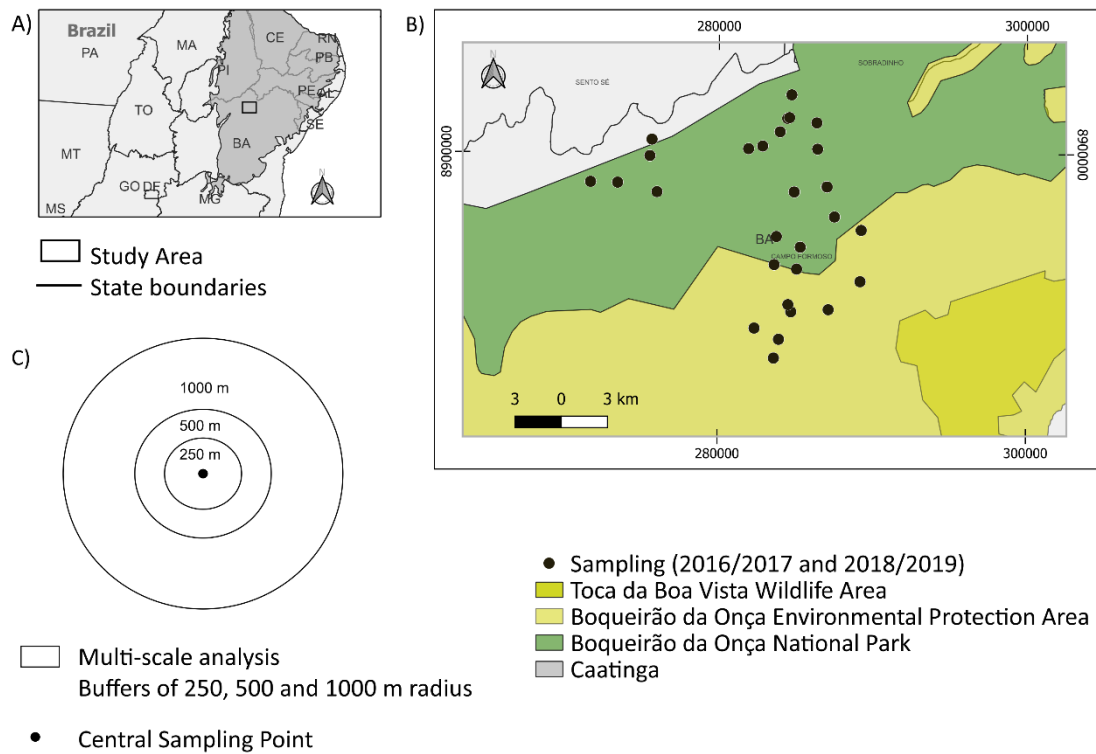


Fig. 2. Location of the study area with a total of approximately 9,000 km² and sampling site. A) Northern Bahia state, in the Caatinga - Brazil; B) Location of the protected areas corresponding to the Boqueirão da Onça National Park, Boqueirão da Onça Environmental Protection Area, including the Wildlife Zone of Toca da Boa Vista and location of the camera traps installed in each sampling period and C) Representation of the multi-scale analysis performed from the location of each sampling point. From the sampled points, concentric circles (buffers) of 250, 500 and 1000 m radius were generated.

The vegetation type within the sampled sites is dry forest, characterized by the loss of all leaves during the dry season (Costa-Pinto et al., 2023). However, the landscape is naturally heterogeneous, harboring other vegetation types such as deciduous woody vegetation, prickly shrubs, palm trees, and shrub herbaceous vegetation (Campos et al., 2019). The area has 18,276 wind turbines, all of which were constructed prior to the mammal sampling. For this study, we only had access to the spatial location of each wind turbine; additional information, such as the type of turbines and the noise level of each, was not available. The majority of the landscapes evaluated have more than 98% of natural vegetation.

Mammal sampling

We estimated the number of records (NR) and total richness (S) of medium and large-sized mammals based on camera traps data from nine field samplings in two different periods: 2016/2017 and 2018/2019. The number of sites corresponded to 20 and 21 in 2016-2017 and 2018-2019, respectively (Fig. 2B, APPENDIX - Fig. A1). We allocated each camera trap for 30 consecutive days in each site during each sampled period (APPENDIX A).

The total sampling effort corresponded to 4017 and 2070 cameras/days in 2016-2017 and 2018-2019, respectively. The sampling covered both the dry and rainy seasons per period analyzed, and the sampling effort corresponded to the sum of days that the camera traps were active at each site. We analyzed the data per field sampling period, calculating the NR and S per site and period analyzed. To calculate the NR, we considered only the species with more than six records in the two periods analyzed. We calculated S, considering all wild species of medium and large-sized mammals recorded.

Multi-scale explanatory variables

To explain the S and NR of mammals, we quantified different types of variables according to the different periods of mammal sampling at different spatial scales (Table 1). We address the anthropic and environmental influence, performing distance maps from the location of wind farms, urban areas, and water. Additionally, to address the variability of vegetation and land surface temperature, we calculated the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)

and Land Surface Temperature (LST) from Landsat 8 satellite images (see APPENDIX A for more details about variables estimation).

We calculated the NDVI and LST for each pixel and period of mammal sampling. To identify the scale of effect (SOE), which corresponds to the extension that each biological variable (response variable) is better predicted concerning landscape structure (Arroyo-Rodríguez et al., 2023; Jackson and Fahrig, 2015), we calculated the average value of each variable within buffers with different radius sizes: 250, 500, and 1000 m (Fig. 2C). We generated the buffers from the central location of each sampling site (Fig. 2B and C).

Data Analysis

To analyze the data, we considered S and NR as response variables and anthropic, environmental, and seasonal variables as explanatory variables (Table 1). First, we checked the SOE using the “Multifit” function (Huais, 2018), considering the coefficient of determination to assess the strength of the relationship between the variables (APPENDIX A). We also checked collinearity between explanatory variables using the Variance Inflation Factor (VIF; Dormann et al., 2013). For each response variable, we ran a model with all explanatory variables and eliminated all explanatory variables with $VIF > 5$, using a stepwise approach. We eliminated all correlated variables from the subsequent analyses (APPENDIX A).

Table 1. Description of the different variables (anthropic, environmental, and seasonal) that were evaluated as predictors of the number of records (NR) and richness of medium and large-sized mammals (S) in the study area. In total, we used three different spatial scales and to calculate the NDVI and LST we used images from Landsat 8 with 30 meters of pixel size. Where: NDVI = Normalized Difference Vegetation Index; LST = Land surface temperature; CV = coefficient of variation (see APPENDIX A for more details about variables calculation).

Variable name		Description	Justification
Anthropic			
Wind distance	farms	Euclidean distance (m)	Human activities can cause changes in landscapes, which can alter animal behavior (Astete et al., 2017; Dias et al., 2019)
Urban distance	areas	Euclidean distance	
Environmental			
Water distance		Euclidean distance	Water is a preferential resource for species in semiarid environments (Astete et al., 2017; Dias et al., 2019)
Seasonal			
NDVI		Average cv of NDVI	NDVI is associated with vegetation greenness and biomass (Astete et al., 2017), and is widely used to describe the vegetation's seasonal pattern (Barbosa et al., 2006; Haro-Carrión et al., 2021). For each landscape, we calculated the average coefficient of variation (cv) of NDVI. The NDVI cv indicates the relative variability of the semiarid ecosystems (Oindo and Skidmore, 2002).
LST		Average cv of LST Average, minimum, and maximum of LST	LST can be related to land cover changes due to each land cover having a unique pattern of emission and absorption, which is associated with LST values. The changes in LST values can indicate a regional response to climate changes (Debie et al., 2022). For each landscape, we calculated the average coefficient of variation (cv) of LST and average values of average, minimum, and maximum LST.

Moreover, we assessed the spatial autocorrelation (SA) of response variables, using Moran's I Test (Paradis et al., 2004), and when we obtained a p-value ≤ 0.05 as a result, we considered the presence of SA (APPENDIX A). To deal with the SA, we used auto covariate models, which estimate how much the response variable in a site reflects the response values of the neighbor sites (Dormann et al., 2007). In this method, the SA is added in the models as an auto covariate parameter, where is calculated a distance-weighted function of neighboring

response values to the model's explanatory variables (Dormann et al., 2007). For this, we used the “autocov_dist” function available in the package spdep (Bivand et al., 2013), considering a neighborhood radius of 5 km.

In the end, we ran a set of generalized linear models (GLMs) including the explanatory variables selected in previous steps. We used the MuMIn package to consider all possible combinations of variables in the models. To identify the most parsimonious models, we used model selection based on Akaike's information criterion (AIC), considering AIC corrected for small samples (AICc), difference of each model and the best model (DAICc), and model weight (wAICc), i.e., the relative contribution of each model to explain the observed pattern (Zuur et al., 2009). We considered models with DAICc < 2 as the most parsimonious models to explain the observed relationship (Zuur et al., 2009). Related to SA, when the models with and without SA were equally the best models, we considered the simplest model as the winner model, i.e., the model without SA. We also ran a null model ($y \sim 1$) to consider the absence of effect on the response variable. We used the R program to perform all statistical analyses (R Core Team, 2019).

3. Results

We recorded sixteen wild species of medium and large-sized mammals, six orders, and eleven families. We obtained 166 records in 2016-2017 and 492 records in 2018-2019 (APPENDIX B - Table A1). The order Carnivora was the most representative (50%), followed by Rodentia (19%) and Cetartiodactyla (12.5%). We performed species-level analyses for the six species with more recorders: *Cerdocyon thous*, *Dicotyles tajacu*, *Leopardus pardalis*, *Leopardus tigrinus*, *Mazama gouazoubira*, and *Puma concolor*. For NR in 2016-2017, model selection yielded nine parsimonious models (i.e., DAICc < 2) and seven parsimonious models for 2018-2019 (Table 2). In the final models, only to S in 2018/2019, the SA alone, composes the best model.

Table 2. Values of $\Delta AICc$ and model weight (wAICc) of the parsimonious models selected from model selection based on Akaike's criterion for the number of records (NR) and richness of medium and large-sized mammals (S) in the two periods analyzed (2016/2017; 2018/2019). The values of the anthropic and seasonal variables correspond to the average values in each buffer. The direction of effect is showed in according with variable order in the model. Where: SA = spatial autocorrelation; cv=coefficient of variation; + = positive effect; - = negative effect

2016 – 2017				
Species	Winner model	$\Delta AICc$	wAICc	Effect
<i>Dicotyles tajacu</i> (NR)	M1 = Water 1000+Wind farms 1000	0.00	0.17	-
				-
	M2 = Water 1000	1.44	0.08	-
	M3 = minimum LST 500	1.60	0.07	+
	M4 = NDVI cv 500	1.83	0.06	+
<i>Leopardus pardalis</i> (NR)	M5 = Wind farms 1000+maximum LST 1000	0.00	0.18	+
				-
	M6 = Wind farm 1000	1.44	0.09	+
<i>Puma concolor</i> (NR)	M7 = maximum LST 250	0.00	0.15	+
	M8 = Water 500+maximum LST 250	0.88	0.09	-
				+
	M9 = Water 500	1.58	0.06	-
2018 – 2019				
Species	Model	$\Delta AICc$	wAICc	Effect
<i>Cerdocyon thous</i> (NR)	M10 = maximum LST 1000	0.00	0.29	+
	M11 = Urban areas1000+maximum LST 1000	1.14	0.16	+
				+
	M12 = maximum LST 1000+NDVI (cv) 250	1.92	0.11	+
				+
<i>Leopardus pardalis</i> (NR)	M13 = Wind farm 1000	0.00	0.21	+
Total richness	M14 = Wind farms 500	0.00	0.13	+
	M15 = Wind farms 500+NDVI (cv) 250	1.39	0.06	+
				+
	M16 = Water 1000+Wind farms 500	1.90	0.05	-
				+

For 2016-2017, we obtained responses to NR of *Dicotyles tajacu*, *Leopardus pardalis*, and *Puma concolor*. We found no explanation for the S and no influence of distance from urban areas in this period. Together, the distance from water and wind farms at 1000 m (M1; $R^2=0.41$) explained the NR of *Dicotyles tajacu*. Alone, the distance from water at 1000 m (M2; $R^2=0.22$), the minimum LST at 500 m (M3; $R^2=0.36$), and NDVI cv at 500 m (M4; $R^2=0.26$) explained the NR of *Dicotyles tajacu* (Table 2).

Together, the distance from wind farms and maximum LST at 1000 m explained the NR of *Leopardus pardalis* (M5; $R^2=0.41$). Alone, the distance from wind farms at 1000 m (M6; $R^2=0.03$) explained the NR of *Leopardus pardalis*. Alone, the maximum LST at 250 m (M7; $R^2=0.32$) explained the NR of *Puma concolor*. Together, the distance from water at 500 m and maximum LST at 250 m (M8; $R^2=0.19$) explained the NR of *Puma concolor*. Also, alone the distance from water at 500 m explained the NR of *Puma concolor* (M9; $R^2=0.41$; Table 2).

We observed that the distance from wind farms had a negative influence on NR of *Dicotyles tajacu*. The distance from water had a negative influence on the NR of *Dicotyles tajacu* and *Puma concolor*. The minimum LST and NDVI cv had a positive influence on the NR of *Dicotyles tajacu*. The maximum LST had a negative influence on the NR of *Leopardus pardalis* and a positive influence on the NR of *Puma concolor* (Table 2).

For 2018-2019, we obtained responses to NR of *Cerdocyon thous* and *Leopardus pardalis*, and S. Alone, the maximum LST at 1000 m had a positive influence on NR of *Cerdocyon thous* (M10; $R^2=0.42$). Together, the distance from urban areas and maximum LST at 1000 m (M11; $R^2=0.50$) had a positive influence on NR of *Cerdocyon thous*. Also, together the maximum LST at 1000 m and NDVI cv at 250 m (M12; $R^2=0.47$) had a positive influence on NR of *Cerdocyon thous*. Alone, the distance from wind farms at 1000 m had a positive influence on NR of *Leopardus pardalis* (M13; $R^2=0.37$). Alone, the distance from wind farms at 500 m had a positive influence on S (M14; $R^2=0.36$), indicating that the greater the distance from wind farms the greater S. Together, the distance from wind farms and NDVI cv at 250 m have a positive influence on S (M15; $R^2=0.43$). Together, the distance from water at 1000 m and wind farms (M16; $R^2=0.41$; Table 2) negatively and positively explained S, respectively.

4. Discussion

The anthropogenic, environmental, and seasonal variables influenced NR and S at different spatial scales, with most responses at 250 and 1000 m spatial scales. Our results suggest that ecological processes may be occurring at both finer and larger scales in the study area. Thus, conservation measures should be planned in the study area, but with a multi-scale approach, which has also been suggested by other studies (Arroyo-Rodríguez et al., 2023; Lyra-Jorge et al., 2010).

We identified that the greater the distance from wind farms the greater the NR of *Leopardus pardalis* in the two periods analyzed at 250 and 1000 m, and S at 250 m in 2018/2019. In this sense, Regolin et al. (2017) highlighted the preference of *Leopardus pardalis* for forested habitats, relating the highest occurrence of this species in landscapes with a greater amount of habitat. Furthermore, in our same study area, Dias et al. (2019) found the same pattern regarding the probability of occupancy of the Felidae *Herpailurus yagouaroundi*. Previous studies have already reported the negative effect of wind farms on biodiversity, which corroborates our findings (Kati et al., 2021; Neri et al., 2019; Turkovska et al., 2021). Wind farms can cause a decline of wildlife populations in the long term, as they act as a physical barrier on landscapes, cause noise, increase bat and bird mortality, and cause changes in species displacement (Marques et al., 2020; Kati et al., 2021).

In addition to the immediate habitat loss and fragmentation caused by the installation of these farms, in the long term, these effects can trigger more severe losses (Kati et al., 2021). Wind farms increase automobile traffic on landscapes and can increase the number of fauna hit by road vehicles (Bernard et al., 2014; Ferrão da Costa et al., 2018; Thaxter et al., 2017), as well as it can also trigger other processes of land cover change, as surrounding habitats become more exposed (Kati et al., 2021). However, regarding *Dicotyles tajacu* in 2016/2017, contrary to our expectation, the NR of the species decreased with long distances from wind farms. This species has a high plasticity and, due to behavioral and physiological adaptations, occurs in a wide diversity of habitats (Sowls, 1997), a characteristic which can explain our result.

The distance from water influenced on NR of *Dicotyles tajacu* and *Puma Concolor* in 2016/2017 and S in 2018/2019, indicating that the greater the distance from the water, the lower NR of the species and S. The water is a paramount element in semiarid ecosystems (Dias et al., 2019), and in conjunction with natural vegetation and other types of refuges, can serve as thermoregulator for the species during warm periods (Astete et al., 2016). Furthermore, previous studies have already reported the negative effects of distance from water on mammal diversity in Caatinga landscapes (Astete et al., 2016; Dias et al., 2019).

We also found that the NR of *Dicotyles tajacu* increased as the minimum average LST at 500 m values across landscapes increased. We observed the highest NR of the *Dicotyles tajacu* in landscapes with maximum LST up to 24°C. Also, the NR of *Leopardus pardalis* decreased as the maximum average LST at 1000 m values across landscapes increased in 2016/2017. These results emphasize the species' preference for fresher landscapes, indicating

that the presence of refuges that can also serve as thermoregulators is important to mitigate the impacts of high temperatures during the dry period. In the Caatinga, conserved habitats are associated with lower temperatures and altitude and relief conditions that favor the presence of water (Astete et al., 2016).

Regarding *Puma concolor* in 2016/2017 and *Cerdocyon thous* in 2018/2019, contrary to our expectation, the NR of the species increased with maximum average LST values at 250 and 1000 m, respectively. The *Cerdocyon thous* is a habitat generalist species with a generalist diet (de Barros Ferraz et al., 2010; Regolin et al., 2017). Furthermore, the canids tend to thermoregulate temperature (Astete et al., 2016), which could possibly contribute to the search for resources in drier and warmer periods and explain our result.

However, high temperatures in the dry period of the Caatinga do not favor species such as *Puma concolor*, which unlike canids, does not thermoregulate temperature by respiration and by radiating heat through the skin (Astete et al., 2016). Also, in a semi-arid region of Arizona, this species was sensitive to seasonal changes, reducing its activity on warmer days (McCain, 2008). High temperatures also do not favor the presence of *Puma concolor* prey in the Caatinga (Astete et al., 2016). However, animals can survive for short periods outside their range and recover when favorable environmental conditions return and can support their stay for extended periods (Peck et al., 2009). Thus, we believe that the lack of food resources during the dry and warmer periods may explain the pattern found at this finer spatial scale. A previous study demonstrated that both *Puma concolor* and *Panthera onca* tend to exploit a larger niche during the dry and warmer season in the Caatinga (Astete et al., 2016).

In order, landscapes predominantly occupied by forests and water bodies, understory vegetation, grassland, and crops tend to have lower LST than landscapes occupied by urban areas (Abdulmana et al., 2021; Chen et al., 2021; Rahimi et al., 2021). Ecological processes are affected by changes in LST, as species have different ecophysiological responses to these changes (Peck et al., 2009). Therefore, any change in landscapes that will reduce thermoregulation provided by native vegetation (Debie et al., 2022) and cause prolonged dry periods that consequently correspond to higher temperatures, may affect the NR of the species in the studied landscapes.

The distance from urban areas at 1000 m had a positive relationship on NR of *Cerdocyon thous* in 2018/2019. Notwithstanding the generalist characteristic of the species that

we highlighted previously, our finding indicated that the greater the distance from urban areas, the greater the NR of the species. In this sense, Silva et al. (2020) also identified the preference of *Cerdocyon thous* by natural vegetation areas in an ecotone area between the Caatinga and Atlantic Forest. In addition, we believe that this result is also associated with the conservation level of the studied landscapes, where most of them harbor more than 98% of natural vegetation (SM2 - Table 8), which can help to maintain these animals far from urban areas. Furthermore, urban areas tend to offer fewer resources and are warmer, becoming less permeable when compared to other types of matrices such as sugarcane (de Barros Ferraz et al., 2010).

The NR of *Dicotyles tajacu* at 500 m and *Cerdocyon thous* at 250 m, and S at 250 m increased as NDVI cv increased, i.e., when vegetation in the observed landscapes had a greater variation in greenness between dry and rainy periods. Previous studies have already reported a positive effect of NDVI cv on mammals' richness (Oindo and Skidmore, 2002) and highlighted the use of NDVI as a proxy of ecosystems' seasonality to predict mammals' occupancy (Haro-Carrión et al., 2021). Indeed, our results emphasize that changes in vegetation, which can be intensified by prolonged drought periods in the Caatinga, can affect the NR of the species and S.

5. Final remarks

Anthropogenic, environmental, and seasonal variables influence mammal diversity in the studied landscapes at varying spatial scales. The multi-scale approach is essential to define more efficient conservation strategies (Arroyo-Rodríguez et al., 2023). Thus, we emphasize that initiatives aimed at mammal conservation should be planned with a multi-scale approach in the study area. Wind energy is recognized as one of the renewable sources with the greatest potential to help the world meet climate goals (Marques et al., 2020; Kati et al., 2021). However, there is growing discussion about the direct and indirect impacts of wind farms on biodiversity and several ecological processes (Kati et al., 2021). Here, we identify that wind farm proximity negatively influences the biodiversity of the Caatinga at both species and community levels.

As previous studies have emphasized (Astete et al., 2016; Dias et al., 2019), installing artificial water sources is necessary to mitigate the impact of driest periods on mammals' diversity in the Caatinga. Furthermore, the use of remote sensing data is essential to characterize the seasonal pattern of seasonal dry forests and understand how these changes may affect mammals' diversity as climate changes intensify (Costa et al., 2022; Debie et al., 2022).

Based on our findings, we consider that our study contributes to reducing the gap in biological knowledge in the Caatinga, characterizing how different factors are affecting mammal diversity in the dry forest regions. Our results emphasize that an unsustainable expansion of wind farms is likely to compromise mammal diversity. Existing habitats should be conserved and there is a need for increased enforcement of compliance with the management plan, as well as, the proposition of improvements to reduce and/or compensate for the impacts caused by wind farms. In addition, greater financial investment for research is necessary to characterize the existing diversity and identify how climate change and the expansion of anthropogenic activities can affect biodiversity in the Caatinga.

6. Acknowledgments

We thank the Programa Amigos da Onça (Friends of the Jaguar Program) - Instituto Pró-Carnívoros for the availability of data, the protected areas Área de Proteção Ambiental and the Boqueirão da Onça National Park, Enel Green Power – EGP / 8400131429, 8400131430, 8400131480, 8400131494, 8400131495-2018 for the financial support of the field work, and Douglas de Matos Dias for the help in the field work. This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001 and grant 2021/01982-8, São Paulo Research Foundation (FAPESP). JSS received a post-doctoral fellowship for the grant 2019/09713-6 and 2022/00166-5, São Paulo Research Foundation (FAPESP). MCR thanks for the 2013/50421-2, 2020/01779-5, 2021/08534-0, 2021/10195-0, 2021/10639-5 and 2022/10760-1, São Paulo Research Foundation (FAPESP) and grants 442147/2020-1, 440145/2022-8, 402765/2021-4, 313016/2021-6 and 440145/2022-8, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, for their financial support.

7. References

- Abdulmana, S., Lim, A., Wongsai, S., Wongsai, N., 2021. Land surface temperature and vegetation cover changes and their relationships in Taiwan from 2000 to 2020. *Remote Sens Appl* 24, 100636. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100636>
- Arroyo-Rodríguez, V., Martínez-Ruiz, M., Bezerra, J.S., Galán-Acedo, C., San-José, M., Fahrig, L., 2023. Does a Species' Mobility Determine the Scale at Which It Is Influenced by the Surrounding Landscape Pattern? *Current Landscape Ecology Reports* 8, 23–33. <https://doi.org/10.1007/s40823-022-00082-7>

- Astete, S., Marinho-Filho, J., Machado, R.B., Zimbres, B., Jácomo, A.T.A., Sollmann, R., Tôrres, N.M., Silveira, L., 2016. Living in extreme environments: modeling habitat suitability for jaguars, pumas, and their prey in a semiarid habitat. *J Mammal*. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw184>
- Bernard, E., Paese, A., Machado, R.B., Aguiar, L.M. de S., 2014. Blown in the wind: Bats and wind farms in Brazil. *Natureza e Conservacao* 12. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2014.08.005>
- Bivand, R.S., Pebesma, E., Gomez-Rubio, V., 2013. *Applied spatial data analysis with R*, Second edi. ed. Springer, New York, NY.
- Brodie, J.F., Gibbs, H.K., 2009. Bushmeat Hunting As Climate Threat. *Science* (1979) 326, 364–365. https://doi.org/10.1126/science.326_364b
- Chen, L., Wang, X., Cai, X., Yang, C., Lu, X., 2021. Seasonal variations of daytime land surface temperature and their underlying drivers over Wuhan, China. *Remote Sens (Basel)* 13. <https://doi.org/10.3390/rs13020323>
- Costa, G.B., Mendes, K.R., Viana, L.B., Almeida, G.V., Mutti, P.R., e Silva, C.M.S., Bezerra, B.G., Marques, T.V., Ferreira, R.R., Oliveira, C.P., Gonçalves, W.A., Oliveira, P.E., Campos, S., Andrade, M.U.G., Antonino, A.C.D., Menezes, R.S.C., 2022. Seasonal Ecosystem Productivity in a Seasonally Dry Tropical Forest (Caatinga) Using Flux Tower Measurements and Remote Sensing Data. *Remote Sens (Basel)* 14. <https://doi.org/10.3390/rs14163955>
- Costa-Pinto, A.L. da, Bovendorp, R.S., Palma, A.R.T., 2023. Coexistence in scarcity: Small mammals and seasonality in the Caatinga. *J Arid Environ* 210. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104908>
- Cruz, P., Iezzi, M.E., De Angelo, C., Varela, D., Di Bitetti, M.S., Paviolo, A., 2018. Effects of human impacts on habitat use, activity patterns and ecological relationships among medium and small felids of the Atlantic Forest. *PLoS One* 13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200806>
- da Costa, G.F., Paula, J., Petrucci-Fonseca, F., Álvares, F., 2017. The indirect impacts of wind farms on terrestrial mammals: Insights from the disturbance and exclusion effects on wolves (*Canis lupus*), in: *Biodiversity and Wind Farms in Portugal: Current Knowledge and Insights for an Integrated Impact Assessment Process*. Springer International Publishing, pp. 111–134. https://doi.org/10.1007/978-3-319-60351-3_5
- de Barros Ferraz, K.M.P.M., de Siqueira, M.F., Martin, P.S., Esteves, C.F., do Couto, H.T.Z., 2010. Assessment of *Cerdocyon thous* distribution in an agricultural mosaic, southeastern Brazil. *mamm* 74, 275–280. <https://doi.org/10.1515/mamm.2010.036>
- de Oliveira, G., Araújo, M.B., Rangel, T.F., Alagador, D., Diniz-Filho, J.A.F., 2012. Conserving the Brazilian semiarid (Caatinga) biome under climate change. *Biodivers Conserv* 21, 2913–2926. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0346-7>
- de Oliveira, G., Diniz-Filho, J.A.F., 2010. Spatial patterns of terrestrial vertebrates richness in Brazilian semiarid, Northeastern Brazil: Selecting hypotheses and revealing constraints. *J Arid Environ* 74. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.05.015>

- Debie, E., Anteneh, M., Asmare, T., 2022. Land Use/Cover Changes and Surface Temperature Dynamics Over Abaminus Watershed, Northwest Ethiopia. *Air, Soil and Water Research* 15, 117862212210979. <https://doi.org/10.1177/11786221221097917>
- Di Minin, E., Slotow, R., Hunter, L.T.B., Montesino Pouzols, F., Toivonen, T., Verburg, P.H., Leader-Williams, N., Petracca, L., Moilanen, A., 2016. Global priorities for national carnivore conservation under land use change. *Sci Rep* 6. <https://doi.org/10.1038/srep23814>
- Dias, D. de M., 2014. Mamíferos de médio e grande porte em uma área de Caatinga de Sergipe e o nicho ecológico de *Cercopithecus thomasi* (Linnaeus 1766). Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, Sergipe, Brasil.
- Dias, D. de M., Lima Massara, R., de Campos, C.B., Henrique Guimarães Rodrigues, F., 2019. Human activities influence the occupancy probability of mammalian carnivores in the Brazilian Caatinga. *Biotropica* 51. <https://doi.org/10.1111/btp.12628>
- Dormann, C.F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J.R.G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P.J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P.E., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A.K., Zurell, D., Lautenbach, S., 2013. Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36, 027–046. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Dormann, C.F., M. McPherson, J., B. Araújo, M., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., G. Davies, R., Hirzel, A., Jetz, W., Daniel Kissling, W., Kühn, I., Ohlemüller, R., R. Peres-Neto, P., Reineking, B., Schröder, B., M. Schurr, F., Wilson, R., 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: A review. *Ecography* 30, 609–628. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05171.x>
- Ferrão da Costa, G., Paula, J., Petrucci-Fonseca, F., Álvares, F., 2018. The Indirect Impacts of Wind Farms on Terrestrial Mammals: Insights from the Disturbance and Exclusion Effects on Wolves (*Canis lupus*), in: *Biodiversity and Wind Farms in Portugal*. Springer International Publishing, Cham, pp. 111–134. https://doi.org/10.1007/978-3-319-60351-3_5
- Gebo, B., Takele, S., Shibru, S., 2021. Impacts of habitats and seasons on mammalian diversity and distribution in the Faragosa-Fura landscape, Gamo Zone, Southern Ethiopia. *Geology, Ecology, and Landscapes*. <https://doi.org/10.1080/24749508.2021.1944798>
- Gomes, L., Maracahipes, L., Reis, S.M., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Lenza, E., 2016. Dynamics of the woody vegetation of two areas of Cerrado sensu stricto located on different substrates. *Rodriguésia* 67, 859–870. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201667401>
- Hanski, I., 2005. Landscape fragmentation, biodiversity loss and the societal response. *EMBO Rep* 6. <https://doi.org/10.1038/sj.embor.7400398>
- Haro-Carrión, X., Johnston, J., Bedoya-Durán, M.J., 2021. Landscape structure and seasonality: Effects on wildlife species richness and occupancy in a fragmented dry forest in coastal Ecuador. *Remote Sens (Basel)* 13. <https://doi.org/10.3390/rs13183762>
- Huais, P.Y., 2018. multfit: an R function for multi-scale analysis in landscape ecology. *Landsc Ecol* 33, 1023–1028. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0657-5>

- Jackson, H.B., Fahrig, L., 2015. Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global Ecology and Biogeography* 24, 52–63. <https://doi.org/10.1111/geb.12233>
- Kati, V., Kassara, C., Vrontisi, Z., Moustakas, A., 2021. The biodiversity-wind energy-land use nexus in a global biodiversity hotspot. *Science of the Total Environment* 768. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144471>
- Kumara, H.N., Babu, S., Rao, G.B., Mahato, S., Bhattacharya, M., Rao, N.V.R., Tamiliniyan, D., Parengal, H., Deepak, D., Balakrishnan, A., Bilaskar, M., 2022. Responses of birds and mammals to long-established wind farms in India. *Sci Rep* 12. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-05159-1>
- Lyra-Jorge, M.C., Ribeiro, M.C., Ciocheti, G., Tambosi, L.R., Pivello, V.R., 2010. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *Eur J Wildl Res* 56. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0324-x>
- Marques, A.T., Santos, C.D., Hanssen, F., Muñoz, A., Onrubia, A., Wikelski, M., Moreira, F., Palmeirim, J.M., Silva, J.P., 2020. Wind turbines cause functional habitat loss for migratory soaring birds. *Journal of Animal Ecology* 89, 93–103. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12961>
- McCain, E.B., 2008. Daily activity patterns of mountain lions (*Puma concolor*) in relation to the activity of their prey species in southern Arizona. California State Polytechnic University, Humboldt.
- Miles, L., Newton, A.C., DeFries, R.S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., Gordon, J.E., 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests, in: *Journal of Biogeography*. pp. 491–505. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- Neri, M., Jameli, D., Bernard, E., Melo, F.P.L., 2019. Green versus green? Adverting potential conflicts between wind power generation and biodiversity conservation in Brazil. *Perspect Ecol Conserv* 17, 131–135. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.08.004>
- Oindo, B.O., Skidmore, A.K., 2002. Interannual variability of NDVI and species richness in Kenya. *Int J Remote Sens* 23. <https://doi.org/10.1080/01431160010014819>
- Paradis, E., Claude, J., Strimmer, K., 2004. APE: Analyses of phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics* 20, 289–290. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btg412>
- Peck, L.S., Clark, M.S., Morley, S.A., Massey, A., Rossetti, H., 2009. Animal temperature limits and ecological relevance: Effects of size, activity and rates of change. *Funct Ecol* 23. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2008.01537.x>
- Pinho, F.F. de, 2015. Influência de fatores ambientais sobre a ocorrência e diversidade de mamíferos de médio e grande porte em unidades de conservação da Serra do Espinhaço Meridional. Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto.
- R Core Team, 2019. R: A language and environment for statistical computing.
- Rahimi, E., Barghjelveh, S., Dong, P., 2021. Quantifying how urban landscape heterogeneity affects land surface temperature at multiple scales. *J Ecol Environ* 45, 22. <https://doi.org/10.1186/s41610-021-00203-z>

- Regolin, A.L., Cherem, J.J., Graipel, M.E., Bogoni, J.A., Ribeiro, J.W., Vancine, M.H., Tortato, M.A., Oliveira-Santos, L.G., Fantacini, F.M., Luiz, M.R., De Castilho, P.V., Ribeiro, M.C., Cáceres, N.C., 2017. Forest cover influences occurrence of mammalian carnivores within Brazilian Atlantic Forest. *J Mammal* 98, 1721–1731.
<https://doi.org/10.1093/jmammal/gyx103>
- Silva, L.T. Da, Souza, A.C.F.F. De, Silva, L.A.M. Da, 2020. Ecology, interactions and human perceptions of *Cerdocyon thous* in rural landscapes in the state of Pernambuco, Brazil. *An Acad Bras Cienc* 92. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020180890>
- Sowls, L.K., 1997. Javelinas and other peccaries : their biology, management, and use. A&M University Press., College Station: Texas .
- Teixeira, L.P., Lughadha, E.N., da Silva, M.V.C., Moro, M.F., 2021. How much of the Caatinga is legally protected? An analysis of temporal and geographical coverage of protected areas in the Brazilian semiarid region. *Acta Bot Brasilica* 35, 473–485.
<https://doi.org/10.1590/0102-33062020ABB0492>
- Thaxter, C.B., Buchanan, G.M., Carr, J., Butchart, S.H.M., Newbold, T., Green, R.E., Tobias, J.A., Foden, W.B., O'Brien, S., Pearce-Higgins, J.W., 2017. Bird and bat species' global vulnerability to collision mortality at wind farms revealed through a trait-based assessment. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284.
<https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0829>
- Turkovska, O., Castro, G., Klingler, M., Nitsch, F., Regner, P., Soterroni, A.C., Schmidt, J., 2021. Land-use impacts of Brazilian wind power expansion. *Environmental Research Letters* 16. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abd12f>
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R, *The Quarterly Review of Biology, Statistics for Biology and Health*. Springer, New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>

APPENDIX A - Material and methods (complement)

Mammal sampling

We installed the camera traps with the average high of 40 cm from ground distance with 1 to 2 km of distance of each other in trails, where we previously identified the use/presence of the mammals. We programmed the camera traps to operate during 24 hours without the use of baits. We allocated some camera traps at different sites during the two periods of biological data sampling (APPENDIX A – Fig 1A). In this way, we opted to analyze the data separately because of the sampling, i.e., considering the period 2016-2017 and 2018-2019, individually. We conducted the first sampling during the years 2016 (TR - Total of Records = 247) and 2017 (TR = 236) at 20 sampling sites and the second sampling during the years 2018 (TR = 276) and 2019 (TR = 364) at 21 sampling sites.

For the analyses in 2016-2017, we used biological data represented by the green, yellow, pink, and blue points. For the analyses in 2018-2019, we used biological data represented by the yellow, pink, blue, and orange points (APPENDIX A – Fig. 1A). Also, the number of sampling sites varied between the years: 2016-2017 – 20 sites and 2018-2019 – 21 sites. However, its important to highlight that the most sampling data corresponded to the same area in the two periods analyzed and the sampling between the periods was standardized.

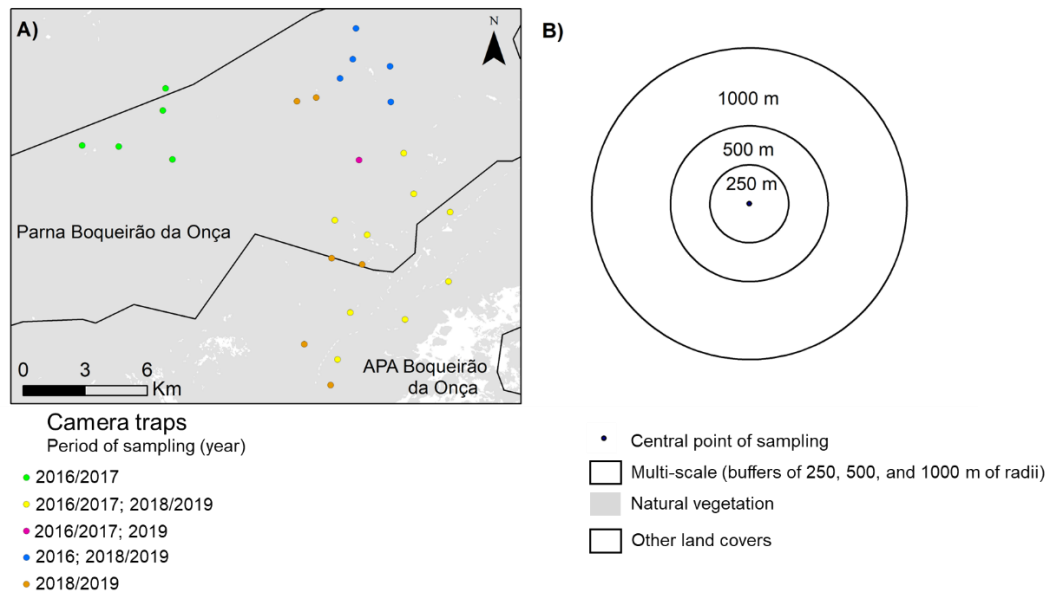


Fig. 1. Location of camera traps and period of biological data sampling (year). A) Location of camera traps in each period of sampling. B) multi-scale analyses, considering the central location of each sampling point, and concentric circles (buffers) used to multi-scale analyses with 250, 500, and 1000 m of radii.

Description of explanatory variables

We generated Euclidean distance maps (m) of three different variables: presence of urban areas, wind farms and water surfaces. We used the location of each feature, i.e., a shapefile of points to generate distance maps to each of these variables. We obtained the spatial data referent to location of urban areas from the database of the Amigos da Onça Project. In the study area, urban areas correspond to small villages, and all of them were built before the biological data sampling. In this way, we used the same distance map for the two periods analyzed. We obtained the data referent to location of wind farms from the database of Enel Green Power and Bahia State Environmental and Water Resources Information System (SEIA). We used freely temporal high-resolution images from Google earth to verify the period of installation of each wind farm within study area. Thus, we generated the distance maps using the location of each wind farm considering only the wind farms that we visualized in the images according to each period of biological data sampling.

We generated the distance of water using the maps of water surface from MapBiomass water database (https://mapbiomas.org/en/superficie-de-agua-no-brasil-reduz-15-desde-o-inicio-dos-anos-90?cama_set_language=en). We used the water surface mapped by Mapbiomas referent to each period of biological data sampling. We built different distance

maps for a total area that covered the location of all variables used. Lastly, we calculated the average of each variable at the different spatial scales, i.e., using each buffer of different radii size (APPENDIX A – Fig 1B).

We characterized the seasonal variations of vegetation using Normalize Difference Vegetation Index (NDVI) images. The NDVI $\left(\frac{\rho_{NIR}-\rho_{RED}}{\rho_{NIR}+\rho_{RED}}\right)$ corresponds to the normalized difference between the reflectances (ρ) in the near infrared (NIR) and red (RED) wavelengths of the electromagnetic spectrum (Barbosa et al., 2006).

We calculated NDVI from Landsat 8 OLI images of 30 meters of spatial resolution. We obtained the images from Google Earth Engine during the wet (January to June) and dry season (July to December). In this way, we download images for January 2016 to December 2017 and January 2018 to December 2019. The temporal resolution of Landsat 8 is 15 days. In this way, the maximum number of images obtained per year is 24. In general, we obtained one cloud-free image per year (2016=12 images, 2017=11 images; 2018=12 images, and 2019=12 images).

We used atmospherically corrected surface reflectance images and applied GEE algorithm to mask the clouds on images. We used R program version 3.6.1. (R Core Team, 2019) and Geographic Information System Quantum GIS 3.28 (QGIS Development Team, 2017) to calculate the NDVI and coefficient of variation ($cv = \text{standard deviation} / \text{average} * 100$) of NDVI images, respectively. We opted to calculate the cv of NDVI to identify the variability of vegetation in areas that have a high seasonality such as Caatinga (Barbosa et al., 2006; Haro-Carrión et al., 2021; Oindo & Skidmore, 2002). Lastly, we calculated the average of coefficient of variation of NDVI at different spatial scales (APPENDIX A – Fig B). We extracted the coefficient of variation of NDVI only for the areas that corresponded to natural vegetation at each period analyzed. We used the land cover maps from MapBiomas database (<https://mapbiomas.org/en>) to identify the natural vegetation areas within the landscape and calculated the amount of habitat in each landscape considering all scales and two periods, using the package *landscapemetrics* in R program (Hesselbarth et al., 2019).

We also used the land surface temperature (LST) images to characterize the seasonality of the study area. The LST corresponds to the heat flux as a function of the energy arriving and leaving a given target on the Earth's surface. The internal heat of a target is converted into radiant energy and for most targets there is a high positive correlation between the true kinetic

temperature of the target and the radiant flux emanating from the target (Debie et al., 2022; Parastatidis et al., 2017).

We obtained the LST already calculated from RSLab (https://rslab.gr/downloads_LansatLST.html) in °C. The RSLab provides LST images with areas of water, snow, clouds and cloud shadows masked (Parastatidis et al., 2017). The RSLab calculates the LST from Landsat-like satellites with 30 meters of spatial resolution referent to the thermal infrared region of the electromagnetic. Here, we obtained the LST images for each period analyzed from Landsat 8 OLI, considering Aster emissivity. We calculated the coefficient of variation, average of LST, minimum of LST, and maximum of LST for each period. Lastly, we calculated the average of each of these variables at different spatial scales (Fig S1B) using QGIS. The total of LST images obtained per year was: 2016=19 images, 2017=23 images, 2018=16 images, and 2019=21 images. We performed all analyses apart, according to each period of mammal sampling.

Data analysis

Firstly, we identified the scale of effect, that is related to which spatial scale the ecological processes are happening, and how the species perceive the surrounding landscapes' changes (Jackson & Fahrig, 2015). The scale of effect corresponds to the extension that each biological variable (response variable) is better predicted concerning landscape structure (Arroyo-Rodríguez et al., 2023; Jackson & Fahrig, 2015).

To identify the scale of effect, we used the “Multifit” function (Huais, 2018) in R program (R Core Team, 2019), considering the coefficient of determination (R^2) to identify the strength of relationship between the landscape predictors and response variables. For the next analyses, we considered only the explanatory variables previously selected from the scale of effect, i.e., with higher value of R^2 . We used the R package “ape” to calculate the Moran I test (Paradis et al., 2004), where the p-value ≤ 0.05 indicated the presence of spatial autocorrelation.

We estimated the multicollinearity between explanatory variables using the Variance inflation factor (VIF) in the package “jtools” – R program (Long, 2019). The VIF estimates how much the variance of an estimated regression coefficient increases if the predictors are correlated in a model (Dormann et al., 2013). We considered a high collinearity between explanatory variables, the variables within the models with VIF more than 5 (Zuur et al., 2010). We removed from the next analyses all variables with VIF values above this threshold. We ran

GLMs, using Poisson or negative binomial distributions. However, we only used negative binomial distribution when we verified data overdispersion, i.e., values of residual deviance two times higher than the degrees of freedom (Zuur et al., 2009). We used the “summary” function for each model to check it.

APPENDIX B – Results (complement)

We recorded only one species for the orders Didelphimorphia, Pilosa, and Cingulata (Table S1). In the study area, we also recorded five species of domestic animals such as: *Bos taurus*, *Canis familiaris*, *Capra aegagrus hircus*, *Equus asinus*, and *Equus caballus*. In total, we obtained 154 and 423 records in 2016-2017 and 2018-2019 respectively.

Table 1. List of wild species of medium and large mammals recorded at the Boqueirão da Onça during the 2016 to 2017 and 2018 to 2019.

Scientific name	Popular name	Year of record
CARNIVORA		
<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato	2016, 2017, 2018, 2019
<i>Conepatus semistriatus</i>	Jaritataca	2017
<i>Puma yagouaroundi</i>	Gato-mourisco	2017 e 2019
<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguaritica	2016, 2017, 2018, 2019
<i>Leopardus tigrinus</i>	Gato-do-mato-pequeno	2016, 2018, 2019
<i>Nasua nasua</i>	Quati	2016, 2017
<i>Panthera onca</i>	Onça-pintada	2017, 2017
<i>Puma concolor</i>	Onça-parda	2016, 2017, 2019
CETARTIODACTYLA		
<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-cantigueiro	2016, 2017, 2018, 2019
<i>Dicotyles tajacu</i>	Cateto	2016, 2017, 2018, 2019
CINGULATA		
<i>Tolypeutes tricinctus</i>	Tatu-bola	2016, 2019
DIDELPHIMORPHIA		
<i>Didelphis albiventris</i>	Gambá-de-orelha-branca	2016
PILOSA		
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	2019
RODENTIA		
<i>Coendou prehensilis</i>	Ouriço	2019
<i>Dasyprocta nigriclunis</i>	Cutia	2016, 2017, 2018, 2019

APPENDIX C – References (complement)

- Arroyo-Rodríguez, V., Martínez-Ruiz, M., Bezerra, J. S., Galán-Acedo, C., San-José, M., & Fahrig, L. (2023). Does a Species' Mobility Determine the Scale at Which It Is Influenced by the Surrounding Landscape Pattern? *Current Landscape Ecology Reports*, 8(1), 23–33. <https://doi.org/10.1007/s40823-022-00082-7>
- Barbosa, H. A., Huete, A. R., & Baethgen, W. E. (2006). A 20-year study of NDVI variability over the Northeast Region of Brazil. *Journal of Arid Environments*, 67(2), 288–307. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.02.022>
- Debie, E., Anteneh, M., & Asmare, T. (2022). Land Use/Cover Changes and Surface Temperature Dynamics Over Abaminus Watershed, Northwest Ethiopia. *Air, Soil and Water Research*, 15, 117862212210979. <https://doi.org/10.1177/11786221221097917>
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J. R. G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P. J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P. E., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A. K., Zurell, D., & Lautenbach, S. (2013). Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 027–046. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Haro-Carrión, X., Johnston, J., & Bedoya-Durán, M. J. (2021). Landscape structure and seasonality: Effects on wildlife species richness and occupancy in a fragmented dry forest in coastal Ecuador. *Remote Sensing*, 13(18). <https://doi.org/10.3390/rs13183762>
- Hesselbarth, M. H. K., Sciaini, M., With, K. A., Wiegand, K., & Nowosad, J. (2019). *landscapemetrics* : an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*, 42(10), 1648–1657. <https://doi.org/10.1111/ecog.04617>
- Huais, P. Y. (2018). multifit: an R function for multi-scale analysis in landscape ecology. *Landscape Ecology*, 33(7), 1023–1028. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0657-5>
- Jackson, H. B., & Fahrig, L. (2015). Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global Ecology and Biogeography*, 24(1), 52–63. <https://doi.org/10.1111/geb.12233>
- Long, J. A. (2019). *jtools: Analysis and Presentation of Social Scientific Data. R package version 2.0.1*. <https://cran.r-project.org/package=jtools>
- Oindo, B. O., & Skidmore, A. K. (2002). Interannual variability of NDVI and species richness in Kenya. *International Journal of Remote Sensing*, 23(2). <https://doi.org/10.1080/01431160010014819>
- Paradis, E., Claude, J., & Strimmer, K. (2004). APE: Analyses of phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics*, 20(2), 289–290. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btg412>
- Parastatidis, D., Mitraka, Z., Chrysoulakis, N., & Abrams, M. (2017). Online Global Land Surface Temperature Estimation from Landsat. *Remote Sensing*, 9(12), 1208. <https://doi.org/10.3390/rs9121208>
- QGIS Development Team. (2017). *QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project*. (2.8). <http://qgis.osgeo.org>.

R Core Team. (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing.

Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), 3–14.
<https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2009.00001.x>

Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). Mixed effects models and extensions in ecology with R. In *The Quarterly Review of Biology* (Vol. 84, Issue 4). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>

**CAPÍTULO 2: A EXPANSÃO ANTRÓPICA AMEAÇA A OCUPAÇÃO DE
MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM ÁREAS PROTEGIDAS DO
SEMIÁRIDO BRASILEIRO**



A expansão antrópica ameaça a ocupação de mamíferos de médio e grande em áreas protegidas do semiárido brasileiro

Daiana Jeronimo Polli^{1*}, Juliana Silveira dos Santos¹, Cláudia Bueno de Campos², Luís Miguel Rosalino³, Milton Cezar Ribeiro^{1,4}

¹Spatial Ecology and Conservation Lab (LEEC), Department of Biodiversity, São Paulo State University, UNESP, Avenida 24 A, 1515, Rio Claro, SP 13506-752, Brazil

²Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Rodovia BR-210, s/n - Sobradinho, Juazeiro, BA 48905-050, Brazil

³Faculty of Sciences of the University of Lisbon (FCUL), Campo Grande, Lisboa, 1749-016, Portugal

⁴Environmental Studies Center (CEA), São Paulo State University - UNESP, Rio Claro, São Paulo, Brazil

* Corresponding author: daiana.polli@unesp.br

Resumo

A modelagem de ocupação tem sido utilizada para ajudar a entender como alterações antrópicas influenciam na comunidade de mamíferos silvestres. A Caatinga brasileira está entre os ecossistemas mais ameaçados do Brasil e além de fatores antrópicos, variações sazonais também podem influenciar na ocupação das espécies. Neste estudo, nós testamos duas hipóteses (H1 e H2) utilizando modelos de ocupação *single-season* e *single-species* para identificar quais variáveis estão relacionadas à ocupação de mamíferos de médio e grande porte na Caatinga brasileira. Nossa hipótese relacionada ao distúrbio (H1) é que a ocupação de mamíferos será influenciada por variáveis antrópicas como i) distância de áreas urbanas e de fazendas eólicas e ii) abundância relativa de espécies exóticas e domésticas. Nossa hipótese H2 é que além de variáveis antrópicas, as variáveis ambientais como i) distância da água, ii) variação na temperatura de superfície (LST) e no índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), iii) abundância relativa de presa e predador, iv) estação do ano, v) esforço-amstral e vi) altura da vegetação também terão influência na ocupação das espécies de mamíferos analisadas. Nós utilizamos dados de armadilhas fotográficas obtidos em dois períodos (2016/2017 e 2018/2019), calculamos as variáveis explanatórias por período e construímos modelos de ocupação para *Cerdocyon thous*, *Dasyprocta nigriclunis*, *Dicotyles tajacu*, *Leopardus pardalis*, *Leopardus tigrinus*, *Puma concolor* e *Mazama gouazoubira* considerando a detecção imperfeita. Nós identificamos os modelos vencedores com base no critério de Akaike. A hipótese relacionada ao distúrbio (H1) embasou a ocupação para a maioria dos mamíferos de médio e grande porte observados (*Cerdocyon thous*, *Dasyprocta nigriclunis*, *Dicotyles tajacu* e *Leopardus pardalis*). A hipótese ambiental (H2) somente embasou a ocupação de *Puma concolor*. As variáveis que mais influenciaram na probabilidade de detecção de *Cerdocyon thous* e *Dasyprocta nigriclunis* foram a abundância relativa do cão doméstico, seguida da temperatura de superfície e da abundância relativa de bovinos. A distância das fazendas eólicas e a abundância dos cães domésticos foram as variáveis que mais influenciaram na ocupação de *Cerdocyon thous*, *Dasyprocta nigriclunis* e *Leopardus pardalis*. Os resultados obtidos neste estudo, fornecem suporte para o planejamento de medidas de conservação, sobretudo em relação a presença de animais domésticos próximos a áreas protegidas e a expansão de fazendas eólicas na Caatinga.

Palavras chave: Caatinga, Conservação, Distúrbio Antrópico, Mamíferos, Modelos de Ocupação.

Abstract

Occupancy modeling has been used to help understand how anthropogenic changes influence the wild mammal community. The Brazilian Caatinga is among the most threatened ecosystems in Brazil and in addition to anthropogenic factors, seasonal variations can also influence species occupancy. In this study, we tested two hypotheses (H1 and H2) using single-season and single-species occupancy models to identify which variables are related to the occupancy of medium and large mammals in the Brazilian Caatinga. Our disturbance-related hypothesis (H1) is that mammal occupancy will be influenced by anthropogenic variables such as i) distance from urban areas and wind farms and ii) relative abundance of exotic and domestic species. Our hypothesis H2 is that in addition to anthropogenic variables, environmental variables such as i) distance from water, ii) variation in surface temperature (LST) and normalized difference vegetation index (NDVI), iii) relative abundance of prey and predator, iv) season, v) sampling effort and vi) vegetation height will also influence the occupancy of the mammal species analyzed. We used camera trap data from two periods (2016/2017 and 2018/2019), calculated the explanatory variables per period and built occupancy models for *Cerdocyon thous*, *Dasyprocta nigriclunis*, *Dicotyles tajacu*, *Leopardus pardalis*, *Puma concolor* and *Mazama gouazoubira* considering imperfect detection. We identified the winning models based on Akaike's criterion. The disturbance-related hypothesis (H1) supported occupancy for most of the medium and large mammals observed (*Cerdocyon thous*, *Dasyprocta nigriclunis*, *Dicotyles tajacu* and *Leopardus pardalis*). The environmental hypothesis (H2) only supported the occupation of *Puma concolor*. The variables that most influenced the probability of detecting *Cerdocyon thous* and *Dasyprocta nigriclunis* were the relative abundance of domestic dogs, followed by surface temperature and the relative abundance of cattle. The distance from the wind farms and the abundance of domestic dogs were the variables that most influenced the occupation of *Cerdocyon thous*, *Dasyprocta nigriclunis* and *Leopardus pardalis*. The results obtained in this study provide support for planning conservation measures, especially in relation to the presence of domestic animals near protected areas and the expansion of wind farms in the Caatinga.

Key words: Anthropic Disturbance, Caatinga, Conservation, Mammals, Occupation Models.

1. Introdução

Declínios populacionais e contrações substanciais de distribuição têm sido vivenciados por populações de mamíferos de médio e grande porte em diversas áreas ao redor do mundo (Morrison et al., 2007, Ojeda, 2013), assim como, em áreas semiáridas (Silva et al., 2017; Marinho et al., 2018; Dias et al., 2019a). A perda e a extinção das espécies têm ocorrido principalmente devido ao acelerado processo de conversão das áreas de vegetação natural em ambientes antrópicos e à intensificação das mudanças climáticas (Morrison et al., 2007), aos quais também podem acarretar no comprometimento da manutenção de diversas funções ecossistêmicas (Di Minin et al., 2016; Nagy-Reis et al., 2017; Castro et al., 2022). Nesse sentido, a modelagem de ocupação de espécies vem sendo frequentemente utilizada nos últimos anos para ajudar a entender como fatores antrópicos, ecológicos, ambientais e sazonais podem influenciar na comunidade de mamíferos silvestres (Mackenzie et al., 2005; Mackenzie et al., 2017; Silva et al., 2017; Marinho et al., 2018).

A principal vantagem do uso de modelos de ocupação é reduzir o viés causado pela detecção imperfeita, a qual pode resultar em análises tendenciosas (Mackenzie et al., 2002; Morante-Filho et al., 2021). Esse viés ocorre principalmente em áreas ocupadas por espécies crípticas e com baixa densidade (Morante-Filho et al., 2021). Neste sentido, os modelos de ocupação podem fornecer estimativas mais confiáveis sobre a ocupação das espécies em áreas com essa característica e fornecer resultados precisos para criar e embasar estratégias de conservação (Morante-Filho et al., 2021). Dias et al., (2019a/b) e Marinho et al., (2018) avaliaram como as atividades humanas influenciam na ocupação de mamíferos carnívoros na Caatinga e verificaram uma influência negativa para algumas espécies, como *Panthera onca* e *Leopardus tigrinus*. No Cerrado, a ocupação de mamíferos carnívoros, onívoros e insetívoros foi positivamente correlacionada com a porcentagem de vegetação nativa contínua, indicando que áreas mais preservadas e sem atividades humanas são essenciais para a ocupação de mamíferos (Paolino et al., 2016).

A Caatinga é um dos ecossistemas mais vulneráveis do mundo, devido ao aumento de atividades antrópicas (Dias et al., 2019a; Da Silva e Barbosa, 2017) e das mudanças do clima (Leal et al., 2003). Portanto, tais fatores podem gerar degradação e modificação dos habitats, perda de espécies, comprometimento de processos ecológicos chave e formação de núcleos extensos de desertificação (Cuarón, 2000; Leal et al., 2003; Porras et al., 2016). Além disso, estudar a fauna da Caatinga é um desafio enfrentado pelos pesquisadores devido ao

baixo investimento financeiro de pesquisa e à sub-regiões de difícil acesso. No entanto, apesar das dificuldades, o número de pesquisas na região tem aumentado nos últimos anos (Peres e Nascimento, 2006).

Assim, entender os padrões de ocupação de mamíferos no semiárido é fundamental para compreender a ecologia e os pré-requisitos básicos para o manejo efetivo e sustentável da vida silvestre em áreas vulneráveis e pouco conhecidas (Sunquist, 1999; Linkie et al., 2007). Além disso avaliar a comunidade composta por diferentes espécies de mamíferos de médio e grande porte, com base nos dados de ocupação, pode contribuir no conhecimento a cerca das espécies, e com isso, pode ajudar a mitigar possíveis impactos na biodiversidade local (Pinho, 2015).

A abordagem de modelos de ocupação é válida na Caatinga, principalmente devido a baixa densidade de espécies. Neste estudo, nós testamos duas hipóteses, sendo que a primeira - H1 está relacionada ao distúrbio antrópico e a segunda - H2 está relacionada ao fatores ambientais. Para testar essas hipóteses nós utilizamos modelos de ocupação *single-season* e *single-species* a fim de identificar quais variáveis embasavam a ocupação de mamíferos de médio e grande porte na Caatinga. Nossa hipótese relacionada ao distúrbio (H1) era de que a ocupação de mamíferos seria influenciada por variáveis antrópicas como i) distância de áreas urbanas e de fazendas eólicas e ii) abundância relativa de espécies exóticas e domésticas. Nossa hipótese H2 era de que além de variáveis antrópicas, as variáveis ambientais como i) distância da água, ii) variação na temperatura de superfície (LST) e no índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), iii) abundância relativa de presa e predador, iv) estação do ano, v) esforço-amstral e vi) altura da vegetação também teriam influência na ocupação das espécies de mamíferos analisadas.

Em relação a hipótese H1, nós esperávamos que a abundância de animais domésticos (cães e bovinos) teria influência negativa na detecção e nos padrões de ocupação dos mamíferos (Figura 1). Os cães são uma ameaça, pois são considerados predadores de mamíferos silvestres e, assim podem competir por recursos tróficos e causar efeitos diretos por predação sob outros carnívoros e também transmitir doenças (Butler et al., 2004; Galetti e Sazima, 2006). Já a presença de bovinos próxima às áreas de vegetação nativa pode alterar a estrutura da vegetação nativa (Karanth et al., 2011) e afetar negativamente os herbívoros nativos através da competição trófica (Maxwell et al., 2016; Gordon et al., 2017). Esperávamos que a distância de áreas urbanas e de fazendas eólicas teriam influência negativa

na ocupação e, nula na detecção dos mamíferos de médio e grande porte (Figura 1), pois causam diversos impactos ambientais, como mortes por atropelamento e caça devido ao maior fluxo humano, mudanças no padrão de atividade e na ocupação (Dias et al., 2019; Polli et al. 2023).

Para H2, nós esperávamos que a sazonalidade (estação do ano) e a altura da vegetação teriam influência negativa na detecção, já o esforço amostral teria influência positiva (Figura 1). Esperávamos para os padrões de ocupação uma influência positiva da estação do ano e da altura da vegetação (Figura 1). A altura da vegetação pode diminuir a probabilidade da armadilha fotográfica em detectar o indivíduo devido à camuflagem (Castro et al., 2022), no entanto, desempenha um papel importante na retenção de água no solo, na disponibilidade de recursos tróficos e de abrigo, dos quais propiciam a ocupação das espécies nessas áreas (Cabral, 2016). Em relação ao esforço amostral (câmeras-dias), quanto maior o esforço amostral maior é a probabilidade de detecção das espécies (Kays et al., 2020). Esperávamos que o esforço amostral teria influência positiva na detecção e não teria influência na ocupação das espécies (Figura 1). A sazonalidade tem influência na dinâmica das populações, devido ao aumento da mobilidade das espécies em busca de recursos tróficos (Melo e Santos-Filho, 2007) e na busca por parceiros sexuais no período reprodutivo (Grilo et al., 2011). Esperávamos que a abundância relativa das presas de mamíferos de médio e grande porte teria influência positiva na detecção e ocupação dos mamíferos carnívoros de médio e grande porte (Figura 1). A presença das presas pode estimular os predadores a ocuparem determinados locais e favorecer a detecção dos mesmos (Foster et al., 2013). Mas esperávamos o inverso para os mamíferos herbívoros e demais mamíferos não carnívoros, que a abundância dos predadores teria influência negativa na detecção e a ocupação dos mamíferos de médio e grande porte (Figura 1), pois os predadores tendem a inibir as presas, como é o caso de *Panthera onca* e *Puma concolor* (Eccard et al., 2008; Davis et al., 2011).

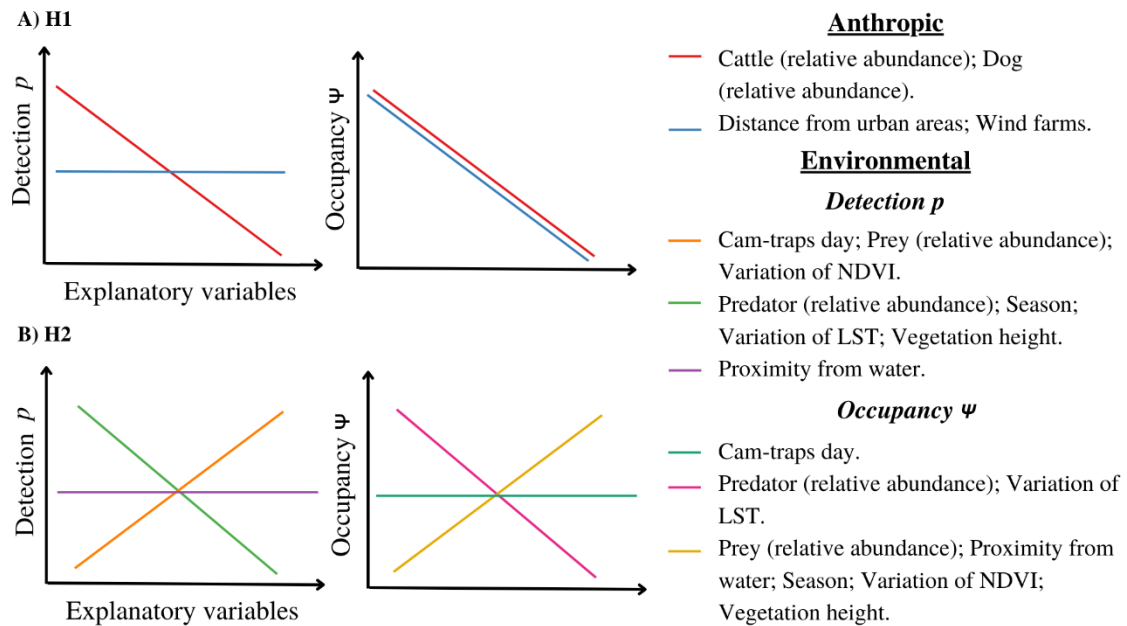


Figura 1 - Efeitos esperados das variáveis antrópicas (abundância relativa - RAI de animais domésticos e distância de áreas urbanas e fazendas eólicas), ambientais (altura da vegetação, RAI de predadores e presas, câmeras-dias, distância da água, variação do NDVI e LST, e estação do ano) na detecção e ocupação de mamíferos de médio e grande porte na área de estudo.

Ainda, esperávamos que a LST teria influência negativa na detecção e ocupação (Figura 1) dos mamíferos, pois as temperaturas elevadas da superfície podem influenciar na movimentação e termorregulação das espécies, principalmente ao longo de secas prolongadas (Astete et al., 2017; Haro-Carrión et al., 2021; Costa et al., 2022). Também esperávamos que o NDVI teria influência positiva na detecção e na ocupação (Figura 1) das espécies, pois quando há uma relação positiva entre NDVI e a disponibilidade de recursos, devido há relação entre o NDVI e a biomassa vegetal total (Haro-Carrión et al., 2021; Costa et al., 2022). Ainda, esperávamos que a proximidade d'água teria uma influência positiva na ocupação e nula na detecção (Figura 1), pois é um recurso essencial para a sobrevivência da fauna, do qual está disponível, na maior parte da região semiárida, em poucos rios perenes (Velloso et al., 2002). As raras fontes de água são derivadas grotões, cavernas e outras fontes temporárias e de poucas e pequenas nascentes disponíveis ao longo do ano (Velloso et al., 2002; Cabral 2016).

2. Material e Métodos

Área de estudo

Nós realizamos o estudo na ecorregião do Boqueirão da Onça (aproximadamente 900 mil hectares) (Figura 2), da qual engloba o Parque Nacional do Boqueirão da Onça (≈ 347 mil hectares), a Área de Proteção Ambiental do Boqueirão da Onça (≈ 505 mil hectares) e a Zona de Vida Silvestre - ZVS da Toca da Boa Vista (11.651 hectares) (MMA, 2021), considerada uma região altamente prioritária para a conservação da Caatinga (MMA, 2021).

A caatinga arbustiva-arbórea e a caatinga arbórea são os tipos de vegetação predominantes nesta ecorregião (Velloso et al. 2002). No entanto, um mosaico de fitofisionomias pode ser encontrado no Boqueirão da Onça, incluindo campos rupestres, vegetação de tabuleiro (arbustos) e grotas, que são áreas de vegetação mais densa e estratificada localizadas nas escarpas e vales das serras (Campos et al., 2019). Como na maior parte da região semiárida, existem poucos rios perenes, e as fontes raras de água são derivadas de nascentes que fluem ao longo do ano (Campos et al., 2019). Sendo uma região chave para a biota, com mais aporte de água em seus boqueirões, caracterizados por uma vegetação mais densa, da qual fornece abrigo e recursos (por exemplo, presas) para mamíferos de médio e grande porte (Schuette et al., 2013; Dias et al., 2019a).

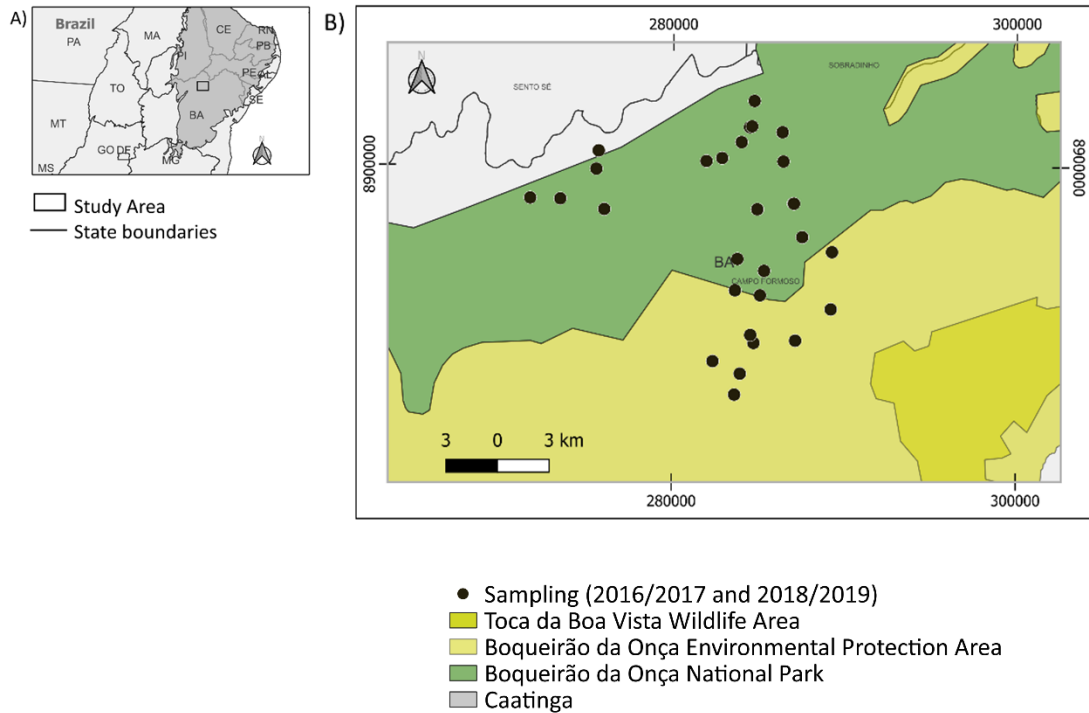


Figura 2 - A) Localização do Parque Nacional do Boqueirão da Onça e da Área de Proteção Ambiental do Boqueirão da Onça, com aproximadamente 9.000 km² de área total, no norte do estado da Bahia. B) Distribuição das armadilhas fotográficas monitoradas na Área de Proteção Ambiental e Parque Nacional do Boqueirão da Onça em cada período de amostragem.

Dados biológicos

Nós amostramos os dados biológicos a partir de armadilhas fotográficas (distantes entre 1 a 2 km) em dois períodos (2016/2017 e 2018/2019) com um total de nove campanhas de campo (Figura 2). O esforço amostral foi de 4017 câmeras/dias no período de 2016 a 2017 e de 2070 câmeras/dias em 2018 a 2019. Nós consideramos o total de 123 pontos entre os dois períodos analisados para realizar os modelos de ocupação (Figura 2), sendo 114 pontos ao longo de 2016/2017 e 91 pontos no período de 2018/2019.

Variáveis explanatórias

Nós dividimos as variáveis explanatórias em dois grupos: antrópicas e ambientais. As variáveis antrópicas correspondem a distância de áreas urbanas (distance from urban areas) e fazendas eólicas (distance from wind farms) e abundância relativa de animais exóticos e

domésticos (RAI Dog e Cattle) como *Canis familiaris* e *Bos taurus*. As variáveis ambientais correspondem a distância da água (distance from water), abundância relativa da presa e do predador que correspondem a abundância de *Puma concolor* (Predator) e *Dicotyles tajacu*, *Dasyprocta nigriclunis* e *Mazama gouazoubira* (Prey), coeficiente de variação médio do NDVI (cv NDVI), coeficiente de variação médio da temperatura de superfície (cv LST), estação do ano (season), dias de operação das armadilhas fotográficas (cam-trap day) que correspondeu a multiplicação do número total de armadilhas fotográficas pelo número de dias que cada armadilha fotográfica funcionou em campo e altura da vegetação (vegetation height) que correspondeu a altura da vegetação em torno das armadilhas fotográficas. A altura da vegetação foi medida a partir de dados coletados por estimativa visual durante a instalação das armadilhas fotográficas. As variáveis relacionadas à distância e os coeficientes de variação do NDVI e LST foram calculadas da mesma forma que em Polli et al. (2023). Os valores das variáveis foram extraídos em cada ponto e para cada período amostrado.

Modelos de ocupação

Nós identificamos os registros com base na espécie e no número de indivíduos (cachorro-do-mato, cutia, cateto, jaguatirica, veado-catingueiro e onça-parda) e consideramos como um registro quando em um intervalo de 1 hora eram registrados a mesma espécie, para a mesma armadilha fotográfica, como independentes. A partir disso, nós construímos uma matriz de histórico de detecção (0 para não detecção e 1 para detecção), utilizando as funções 'cameraOperation' e 'detectionHistory' do pacote "camtrapR" (Niedballa et al., 2016). Nós consideramos as ocasiões de amostragem em intervalos de 7 dias (representando um total de 4 ocasiões de amostragem) e utilizamos esses dados para estimar os padrões de ocupação dos mamíferos de médio e grande porte na área de estudo, considerando também a detecção imperfeita (MacKenzie et al., 2017).

Nós calculamos a abundância relativa (RAI) para as espécies exóticas e domésticas e espécies de presas de mamíferos de médio e grande porte (*Dasyprocta nigriclunis*, *Dicotyles tajacu* e *Mazama gouazoubira*) da jaguatirica e onça-parda, considerando: $RAI = A/N \times 100$. Em que “A” representa o número total de registros de uma espécie em todas as câmeras, e “N” é igual ao total de dias de armadilhas fotográficas instaladas durante o período de estudo (O'Brien et al., 2003). Nós construímos modelos de ocupação *single-season* e *single-species*, que levam em consideração dois parâmetros: (1) probabilidade de detecção (p), a probabilidade

de detectar a espécie alvo na armadilha fotográfica (ocasião de amostragem), dada a sua presença; e (2) ocupação probabilidade (ψ), a probabilidade de a espécie alvo ocupar um sítio (ponto da armadilha fotográfica) (MacKenzie et al., 2002).

Previamente, nós padronizamos as variáveis preditoras para cada uma das espécies e verificamos a colinearidade entre as variáveis a partir do *Variance Inflation Factor* (VIF; Zuur et al., 2007), usando a função "corvif" do pacote "AED" (Zuur et al., 2009), que considera um limiar de corte igual a três e uma abordagem *stepwise* (Zuur et al., 2009). Posteriormente, nós utilizamos a função "occu" do pacote "unmarked" R (Fiske e Chandler, 2011) para rodar os modelos de ocupação. Sendo que, inicialmente os modelos foram gerados por exploração do componente de detecção, ou seja, a fim de testar quais variáveis poderiam influenciar a detectabilidade. Nós utilizamos as variáveis estação do ano (seca e chuva), número de câmeras-dias, abundância de cão e boi, altura da vegetação, LST e NDVI para prever a probabilidade de detecção. No primeiro momento, nós mantivemos a ocupação como um componente constante [ou seja, $p(\text{"preditores"}), \psi(\cdot)$].

Nós identificamos os melhores modelos correspondentes a todas as combinações possíveis das variáveis preditoras sobre a probabilidade de detecção, usando a função "dredge" do pacote "MuMIn" (Barton, 2015). Nós classificamos os modelos mais parcimoniosos de acordo com o Critério de Informação Akaike, corrigido conforme o tamanho da amostra (AICc) (Burnham et al., 2002). Nós identificamos as variáveis em relação ao modelo mais adequado (o modelo com o menor valor de AICc) e incluímos as variáveis de detectabilidade nos modelos subsequentes.

Após testar todas as hipóteses e os seus respectivos modelos para explicar os padrões de ocupação dos mamíferos de médio e grande porte, para cada hipótese testada, nós realizamos a seleção de modelos a fim de verificar os melhores modelos de detecção. Para cada hipótese, nós consideramos o modelo com o AICc mais baixo e com intervalos de confiança de 95% (CI95%), dos coeficientes das variáveis que não incluíam zero. Nós selecionamos as variáveis e usamos as mesmas variáveis para testar a hipótese final. Além da detecção, nós realizamos a combinação das variáveis em relação à ocupação das espécies, seguindo o mesmo padrão feito para a detecção.

Da mesma forma, consideramos o modelo com o valor global mais baixo de AICc. Nós realizamos o teste de adequação (goodness-of-fit) através da estimativa do parâmetro de

sobredispersão ($\hat{c}$), considerando o *bootstrapping* (= 100 amostras) (MacKenzie e Bailey, 2004) e do R^2 de Pearson, considerando a frequência observada e esperada dos históricos de detecção de cada modelo. Além disso, nós incluímos no teste a função "mb.gof.test" do pacote "AICcmodavg" do software R (Mazerolle, 2020). Os valores de $\hat{c} > 1$ indicam *overdispersion* (MacKenzie e Bailey, 2004). Apenas para *Puma concolor* houve dispersão excessiva (ver resultados), portanto, nós realizamos o *Quasi-Akaike Information Criterion*, que corrige o erro de número amostral (QAICc) (Mazerolle, 2020), e selecionamos os melhores modelos (i.e. com menor QAICc). Nós realizamos todas as análises estatísticas no Software R 4.2.2 (R Core Team, 2022).

3. Resultados

Nós obtivemos 166 registros em 2016 a 2017 e 492 registros em 2018 a 2019 (Polli et al., 2023), baseados em um esforço amostral de 4017 câmeras/dias no período de 2016 a 2017 e de 2070 câmeras/dias em 2018 a 2019. Ao todo, nós registramos 16 espécies de mamíferos de médio e grande porte. No entanto, baseado no histórico de detecção de 7 dias, consideramos 6 espécies para a modelagem da ocupação. Sendo 15 (2016 a 2017) e 37 (2018 a 2019) registros de cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), 5 (2016 a 2017) e 14 (2018 a 2019) registros de cutia (*Dasyprocta nigriclunis*), 17 (2016 a 2017) e 34 (2018 a 2019) de cateto (*Dicotyles tajacu*), 56 (2016 a 2017) e 34 (2018 a 2019) registros de jaguatirica (*Leopardus pardalis*), 38 (2016 a 2017) e 44 (2018 a 2019) de veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*) e 11 (2016 a 2017) e 3 (2018 a 2019) registros de onça-parda (*Puma concolor*).

O teste de adequação (goodness-of-fit) não indicou falta de ajuste para quatro das cinco espécies, apenas uma superdispersão significativa para *Puma concolor* ($\hat{c} = 2,24$; p -valor $< 0,001$). A detecção de *Cerdocyon thous* foi influenciada pelo RAI de *Bos taurus* e *Canis familiaris* ($w_+ = 0,19$; Tabela 1). A LST, RAI *Bos taurus* e *Canis familiaris* afetaram negativamente a detecção de *Dasyprocta nigriclunis* ($w_+ = 0,55$; Tabela 1). A RAI *Canis familiaris* influenciou negativamente a detecção de *Dicotyles tajacu*, já câmeras-dias e o esforço amostral influenciaram positivamente a detecção do cateto ($w_+ = 0,14$; Tabela 1). A LST afetou negativamente a detecção de *Leopardus pardalis* ($w_+ = 0,11$; Tabela 1). Câmeras-dias e estação afetaram negativamente a detecção de *Mazama gouazoubira* ($w_+ = 0,10$; Tabela 1). LST, RAI *Dasyprocta nigriclunis*, RAI *Dicotyles tajacu* e altura de vegetação afetaram a detecção de *Puma concolor* ($w_+ = 0,02$; Tabela 1).

A distância das fazendas eólicas afetou negativamente a probabilidade de ocupação de *Dasyprocta nigriclunis* ($w_+ = 0.55$; Tabela 1), enquanto que a distância das vilas e das fazendas eólicas afetaram negativamente a ocupação de *Leopardus pardalis* ($w_+ = 0.35$; Tabela 1). Por outro lado, o RAI de *Bos taurus* e de *Canis familiaris* afetaram negativamente a ocupação de *Cerdocyon thous* ($w_+ = 0.47$; Tabela 1), e o RAI de *Canis familiaris* a ocupação de *Dicotyles tajacu* ($w_+ = 0.11$; Tabela 1). Por fim, a distância das fazendas eólicas e a altura da vegetação influenciaram negativamente a ocupação de *Puma concolor* ($w_+ = 0.30$; Tabela 1). Os padrões de ocupação de *Mazama gouazoubira* não foram explicados por nenhuma das variáveis testadas.

Tabela 1 - Modelos de ocupação para *Cerdocyon thous*, *Dasyprocta nigriclunis*, *Dicotyles tajacu*, *Leopardus pardalis* e *Puma concolor* na Área de Proteção Ambiental e no Parque Nacional do Boqueirão da Onça, Brasil, estimados por armadilhas fotográficas no período de 2016 a 2017 e 2018 a 2019, agrupados em intervalos de amostragem de 7 dias consecutivos. Covariáveis: Camera days; RAI Cattle; RAI Dog; RAI Agouti; RAI Collared peccary; Distance of urban areas; Distance windfarms; Distance of water; Season; LST; NDVI; e Vegetation Height. Ψ = ocupação, p = detectabilidade, AICw = peso Akaike, df = graus de liberdade; $\Delta AICc$ = diferenciação de médias, segunda ordem Akaike; Overall $\Delta AICc$ = modelo global. São apresentados todos os modelos construídos com $\Delta AICc < 2$ por hipótese de trabalho e a negrito está assinalado o melhor modelo (i.e. menor AICc).

Hyphoteses	Model	df	AICc	$\Delta AICc$	Weight	Overall $\Delta AICc$
<i>Cerdocyon thous</i>						
H1	p (RAI Cattle + RAI Dog), Ψ (RAI Cattle + RAI Dog)	6	165.2	0	0.466	0
<i>Dasyprocta nigriclunis</i>						
H1	p (LST + RAI Cattle + RAI Dog), Ψ (Distance windfarms)	6	90.7	0	0.547	0
<i>Dicotyles tajacu</i>						
H1	p (Camera days +	6	174.5	0	0.11	0

RAI Dog + Season), Ψ (RAI Dog)						
<i>Leopardus pardalis</i>						
H1	p (LST), Ψ (Distance of urban areas + Distance windfarms)	5	257.6	0	0.351	0
<i>Puma concolor</i>						
H2	p (LST + RAI Agouti + RAI Collared pecary + Vegetation Height), Ψ (Distance Euclidean Water + Vegetation Height)	8	101.3	0	0.296	0

4. Discussão

Nossos resultados demonstraram que a hipótese H1 (fatores antrópicos como distância de fazendas eólicas e das vilas e abundância de bois e cães domésticos) predominantemente embasou a ocupação de mamíferos de médio e grande porte na região de estudo. Sendo que os padrões de ocupação dos mamíferos de médio e grande porte estão negativamente relacionados com a abundância de animais domésticos (cães e bovinos) e a distância das fazendas eólicas. Somente o padrão de ocupação da onça-parda foi embasado pela hipótese H2 (fatores ambientais como altura da vegetação, distância de corpos e cursos d'água, LST e abundância de cutia e cateto).

A presença de animais domésticos teve influência negativa na detectabilidade do cachorro-do-mato e da cutia, e na ocupação do canídeo silvestre. Os cães ferais caçam espécies como a cutia, competem por recursos e podem acometer infecciosamente o cachorro-do-mato (Butler et al., 2004; Galetti & Sazima, 2006). Os bovinos, em áreas naturais, também provocam uma série de impactos, incluindo a compactação do solo, a redução da vegetação rasteira e da cobertura de folhas (Dias et al., 2019a). Além disso, esses animais podem comprometer a

persistência de mamíferos através da supressão da vegetação herbácea, como a cutia (Torre et al., 2007; Read & Cunningham, 2010) e exacerbar as interações competitivas com herbívoros silvestres (Acebes et al., 2016).

Além da preocupação em torno dos impactos dos animais domésticos em unidades de conservação, a expansão das fazendas eólicas, principalmente no Nordeste brasileiro, têm gerado discussões acerca dos seus impactos sob a biodiversidade da Caatinga, bem como para com os mamíferos de médio e grande porte da região (Morato et al., 2014; Dias et al., 2019a). Nossos resultados demonstraram que a distância das fazendas eólicas tem um efeito negativo sobre o padrão de ocupação da cutia e da jaguatirica (H1). Em um estudo anterior sobre a diversidade de espécies no Boqueirão da Onça (Polli et al., 2023), nós identificamos o mesmo padrão, em que, quanto maior a distância das fazendas eólicas, maior o número de registros da jaguatirica. Nossos resultados também corroboram com os resultados descritos por estudos anteriores em diferentes regiões, aos quais tem enfatizado que o estabelecimento de fazendas eólicas pode colocar em risco a permanência de animais silvestres devido aos efeitos diretos e indiretos causados por esses empreendimentos (De Paula et al., 2012; Beisiegel, 2013; Morato et al., 2014).

A detectabilidade do cateto foi influenciada negativamente pela variável câmeras-dias (esforço amostral) (H2). Esse resultado pode estar relacionado com a baixa frequência da espécie durante o período de amostragem. O armadilhamento fotográfico é uma técnica importante para o monitoramento de fauna, fornece dados biológicos e ecológicos sobre as espécies, sendo muitas dessas espécies elusivas (MacKenzie e Royle, 2005). No entanto, pode apresentar falhas devido a problemas técnicos e roubos (MacKenzie et al., 2004). Assim, quanto maior o esforço amostral, maior é a chance de registro das espécies (Kays et al., 2020), principalmente em áreas com baixa densidade populacional e elevados índices de caça, como na região do Boqueirão da Onça (Morato et al., 2014; Dias et al., 2019a). O cateto é uma espécie amplamente visada pelos caçadores devido ao consumo de sua carne e à retaliação por se alimentar em massa em plantações agrícolas (Reyna-Hurtado & Tanner, 2007; Harrison et al., 2013), explicando possivelmente o seu resultado de baixa probabilidade de detecção. Assim esforços na conservação de mamíferos silvestres precisam ser intensificados nessa região para mitigar os impactos da caça, especialmente em se tratando do cateto.

A estação do ano influenciou positivamente a detectabilidade do cateto (H2), sendo que a espécie foi registrada principalmente na estação chuvosa, com apenas um registro na

estação seca. Sabe-se que a sazonalidade pode interferir no comportamento, na seleção do habitat e no padrão de ocupação das espécies, como em áreas da Caatinga, que apresenta estação chuvosa e seca bem definida (Carmignotto & Ástúa, 2017; Marinho et al., 2020). Portanto, a detecção do cateto pode ter sido negativamente afetada pela estação do ano justamente pela ocorrência ou frequência baixa na estação seca, isso pode estar relacionado também com a questão da caça, pois, nessa estação do ano, a caça aumenta devido à facilidade de deslocamento dos caçadores, uma vez que, a vegetação e o solo estão secos (Waithaka et al., 2012; Dias et al., 2019a). Além disso, os animais tendem a fixar estadia em locais mais conservados, que possam fornecer mais recursos de abrigo e alimentação (Dias et al., 2019a; Regolin et al., 2017). Já na estação chuvosa, os indivíduos tendem a movimentar-se mais em busca de parceiros reprodutivos e alimentos (Astete et al., 2016; Marinho et al., 2020; Polli et al., 2023)

A distância das áreas/vilarejos urbanos (H1) teve influência negativa na ocupação da jaguatirica. Essa espécie ocupa desde áreas florestais conservadas à modificadas (Regolin et al., 2017; Bolze et al., 2021). No entanto, nós identificamos que a ocupação dessa espécie pode ser impactada pela ocupação humana, como observado em outro estudo na região (Dias et al., 2019a). A perturbação humana, no meio natural, pode resultar em dispendiosas respostas comportamentais em felinos, incluindo comprometimento do forrageio (Smith et al. 2017) e mudanças na distribuição espaço-temporal (Massara et al., 2018; Dias et al., 2019). Espécies que apresentam baixas densidades populacionais, tipicamente felinos, são especialmente sensíveis ao estabelecimento de infraestruturas e atividades humanas (Crooks, 2002).

A LST melhor explicou a detecção da jaguatirica e da onça-parda (H2). A temperatura da superfície pode afetar ou contribuir com o deslocamento das espécies (Astete et al., 2017; Haro-Carrión et al., 2021), uma vez que, temperaturas mais altas podem afetar negativamente algumas espécies, em especial os felinos (Astete et al., 2017; Polli et al., 2023). Em regiões semiáridas, com clima mais quente e seco, a jaguatirica e a onça-parda evitaram o calor diurno, pois foram mais ativas em noites mais frias (McCain, 2008; Penido et al., 2017). Além disso, as presas desses predadores podem evitar altas temperaturas, condicionando assim o seus padrões de atividade em períodos com temperaturas mais amenas (Marinho et al., 2020). Desse modo, o efeito negativo da LST na detecção dessas espécies pode estar relacionado com o fato das mesmas evitarem altas temperaturas.

Na área de estudo, a abundância de cateto e cutia melhor explicaram a detecção da onça-parda (H2), sendo que essas duas espécies são presas da onça (Emmons, 1987; Wolff,

2001). A presença das presas é um atrativo para os predadores e tende a contribuir com a detecção dos mesmos (Foster et al., 2013). Portanto, quanto maior a abundância de presas, maior será a detecção da onça-parda no local (Karanth et al., 2004), como visto em nosso estudo. A degradação das paisagens naturais devido à antropização pode reduzir a disponibilidade de refúgios e de presas para mamíferos carnívoros, além de aumentar o conflito entre homem e predadores silvestres devido a predação de rebanhos domésticos (Woodroffe e Ginsberg, 1998; Woodroffe, 2000).

A altura da vegetação melhor explicou a detecção e a ocupação da onça-parda (H2) no Boqueirão da Onça. A onça-parda tem uma área de vida ampla e baixa densidade populacional, particularmente na área de estudo, da qual apresenta uma extensa área de vegetação nativa contínua (Azevedo et al., 2013; Morato et al., 2014; Dias et al., 2019a). Deste modo, o registro da espécie pelas armadilhas fotográficas é moroso. Apesar disso, a altura da vegetação é de extrema importância, pois propicia alimento, abrigo e água por mais tempo do que em outras áreas de topo de serra com vegetação densa de caatinga (Cabral, 2016).

A disponibilidade de água foi uma das variáveis que melhor explicou o modelo de ocupação da onça-parda (H2). Nossos resultados corroboram com estudos anteriores realizados na mesma região de estudo, evidenciando que a onça-parda é influenciada positivamente pela proximidade de fontes de água (Dias et al., 2019a). Nesta região, estão concentrados grotões e pequenos rios temporários, que acumulam água mesmo durante os períodos mais secos do ano (Cabral, 2016). São locais chave para a biota local, uma vez que asseguram o abastecimento de água, com suas nascentes, e cobertura florestal que impede a perda de água do solo por evaporação (Cabral, 2016). Esses locais, com mais aporte de água, são caracterizados por uma vegetação mais densa, da qual fornece abrigo e recursos (por exemplo, presas) para esses animais (Schuette et al., 2013; Dias et al., 2019a).

5. Considerações finais

Os nossos resultados indicaram que a hipótese H1 relacionada ao distúrbio melhor embasou a ocupação de mamíferos de médio e grande porte em uma paisagem da Caatinga. Desta forma, nossos resultados ressaltam a importância de políticas públicas voltadas a conservação da biodiversidade na região do Boqueirão da Onça. Confirmando o que identificamos em um estudo anterior na mesma região, as espécies de mamíferos de médio e grande porte estão sob forte ameaça da expansão antrópica. Aqui, identificamos que

principalmente a abundância de cães e bovinos e a presença de fazendas eólicas tiveram influência negativa na ocupação dos mamíferos. E por isso é necessário dificultar o acesso de cães e bovinos em áreas de conservação, aplicar um manejo intensivo de confinamento de bovinos. Destinação dos cães sem tutores para abrigos e conscientização da população sobre a importância de não deixar os animais soltos. Em relação às fazendas eólicas, os órgãos públicos precisam intensificar o rigor das licenças ambientais concedidas para tais empresas e exigir programas longos de monitoramento da fauna.

A onça-parda, considerada criticamente em perigo à extinção, teve o seu padrão de ocupação melhor embasado pela hipótese H2, a ambiental. Nossos resultados indicaram que a ocupação da espécie pode ser explicada pela altura da vegetação e proximidade da água e que a detecção da espécie foi explicada pela variação na temperatura de superfície, abundância de presas e altura da vegetação. Neste sentido, nossos resultados enfatizam que alterações ambientais podem afetar a ocupação dessa espécie que tem importância para a conservação, sendo uma espécie “guarda-chuva”. Neste sentido, recomendamos que as áreas de vegetação nativa da região sejam mantidas e recuperadas nos casos em que está fragmentada e degradada. Instalar bebedouros artificiais de água ao longo das duas unidades de conservação do Boqueirão. Além disso, intensificar a fiscalização da caça e a punição dos caçadores. Assim, é necessário que as instituições governamentais ambientais definam estratégias de conservação e de mitigação de impactos antrópicos e sazonais (climáticos) na região do Boqueirão da Onça (Área de Proteção Ambiental e Parque Nacional). Aqui, reforçamos a orientação de que é preciso realizar mais estudos sobre a biodiversidade da região a fim de dar embasamento para a criação de estratégias de mitigação dos impactos antrópicos em um dos contínuos de vegetação de caatinga mais importantes do semiárido brasileiro.

6. Agradecimentos

Nós agradecemos ao Programa Amigos da Onça - Instituto Pró-Carnívoros por ter disponibilizado os dados, à Área de Proteção Ambiental e ao Parque Nacional do Boqueirão da Onça, à Enel Green Power – EGP / 8400131429, 8400131430, 8400131480, 8400131494, 8400131495-2018 por ter financiado a coleta de dados, e à Cláudia Bueno de Campos, ao Douglas de Matos Dias e ao Mariano Neto pela coleta dos dados em campo. Agradecemos também à Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (campus Rio Claro) por todo o suporte durante a realização da pós-graduação (Mestrado) e à Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa por todo o suporte durante o mestrado sanduíche em parceria com o

laboratório do professor Dr. Luís Miguel Rosalino. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. O presente trabalho foi realizado com apoio dos processos nº 2021/01982-8 e 2022/09930-0, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela bolsa de mestrado regular e mestrado sanduíche recebida pela Daiana Jeronimo Polli. Agradecemos pelos processos nº 2019/09713-6 e 2022/00166-5, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pela bolsa de pós-doutorado recebida pela Juliana Silveira dos Santos. Milton Cezar Ribeiro agradece pelos processos nº 2013/50421-2, 2020/01779-5, 2021/08534-0, 2021/10195-0, 2021/10639-5 e 2022/10760-1, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) e pelos processos nº 442147/2020-1, 440145/2022-8, 402765/2021-4, 313016/2021-6 e 440145/2022-8, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, pelo suporte financeiro à pesquisa.

7. Referências

- ACEBES, P.; MALO, J. E.; OVEJERO, R.; TRABA, J. Sympatric guanacos and livestock share water resources in drylands of Argentina. **Mammalia**, v. 80, n. 5, p. 491-496, 2016.
- ÁLVARES, F.; RIO-MAIOR, H.; ROQUE, S.; NAKAMURA, M.; PETRUCCI-FONSECA, F. Ecological response of breeding wolves to wind farms: Insights from two case studies in Portugal. **Wildlife and wind farms: Conflicts and solutions**, v. 1, p. 225-227, 2017.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MARTÍNEZ-RUIZ, M.; BEZERRA, J. S.; GALÁN-ACEDO, C.; SAN-JOSÉ, M.; FAHRIG, L. Does a Species' Mobility Determine the Scale at Which It Is Influenced by the Surrounding Landscape Pattern?. **Current Landscape Ecology Reports**, p. 1-11, 2023.
- ASTETE, S.; MARINHO-FILHO, J.; MACHADO, R. B.; ZIMBRES, B.; JÁCOMO, A. T.; SOLLMANN, R.; SILVEIRA, L. Living in extreme environments: modeling habitat suitability for jaguars, pumas, and their prey in a semiarid habitat. **Journal of Mammalogy**, v. 98, n. 2, p. 464-474, 2017.
- ASTETE, S.; MARINHO-FILHO, J.; MACHADO, R. B.; ZIMBRES, B.; JÁCOMO, A. T.; SOLLMANN, R.; SILVEIRA, L. Living in extreme environments: modeling habitat suitability for jaguars, pumas, and their prey in a semiarid habitat. **Journal of Mammalogy**, v. 98, n. 2, p. 464-474, 2017.
- BARBOSA, H. A.; HUETE, A. R.; BAETHGEN, W. E. A 20-year study of NDVI variability over the Northeast Region of Brazil. **Journal of arid environments**, v. 67, n. 2, p. 288-307, 2006.
- BARBOSA, M. A.; REAL, R.; MUÑOZ, A. R.; BROWN, J. A. New measures for assessing model equilibrium and prediction mismatch in species distribution models. **Diversity and Distributions**, v. 19, n. 10, p. 1333-1338, 2013.

- BARTON, K.; BARTON, M. K. Package ‘mumin’. **Version**, v. 1, n. 18, p. 439, 2015.
- BERNARD, E.; PAESE, A.; MACHADO, R. B.; DE SOUZA AGUIAR, L. M. Blown in the wind: bats and wind farms in Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 2, p. 106-111, 2014.
- BEISIEGEL, B. M.; LEMOS, F. G.; AZEVEDO, F. C.; QUEIROLO, D.; PINTO, R. S. Avaliação do risco de extinção do Cachorro-do-mato *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, n. 1, p. 138-145, 2013.
- BOLZE, G. J.; TIRELLI, F. P.; QUEIROLO, D.; RAMOS PEREIRA, M. J. Living on the edge: density and activity patterns of the ocelot, *Leopardus pardalis*, in the austral limit of the Atlantic Forest. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, p. 1-14, 2021.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. edition 2. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. 2002.
- BUSSOTTI, F.; POLLASTRINI, M.; HOLLAND, V.; BRUGGEMANN, W. Functional traits and adaptive capacity of European forests to climate change. **Environmental and Experimental Botany**, v. 111, p. 91-113, 2015.
- BUTLER, J. R. A.; DU TOIT, J. T.; BINGHAM, J. Free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) as predators and prey in rural Zimbabwe: threats of competition and disease to large wild carnivores. **Biological conservation**, v. 115, n. 3, p. 369-378, 2004.
- CABRAL, M. Floresta e água, uma relação interdependente. Revista Página 22. Disponível em: <<http://pagina22.com.br/2016/10/03/floresta-e-agua-uma-relacao-interdependente/>>. Acesso em 04 de fevereiro de 2021.
- CAMPOS, C. B.; ESTEVES, C. F.; DIAS, D. D. M.; RODRIGUES, F. H. G. Medium and large sized mammals of the Boqueirão da Onça, North of Bahia State, Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 59, 2019.
- CARMIGNOTTO, A.P; ASTÚA, D. Mammals of the Caatinga: diversity, ecology, biogeography, and conservation. **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**, p. 211-254, 2017.
- CARRETE, M.; SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A., BENÍTEZ, J. R., LOBÓN, M., & DONÁZAR, J. A. Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. **Biological Conservation**, v. 142, n. 12, p. 2954-2961, 2009.
- CASSANO, C. R.; DE ALMEIDA-ROCHA, J. M.; ALVAREZ, M. R.; SÃO BERNARDO, C. S.; BIANCONI, G. V.; CAMPIOLO, S.; XIMENES, G. E. I. Primeira avaliação do status de conservação dos mamíferos do estado da Bahia, Brasil. **Oecologia Australis**, v. 21, n. 2, 2017.
- CASTRO, G.; TEIXEIRA, D.; ARES-PEREIRA, G.; LIMA, C.; MAGALHÃES, A.; CAMARINHA, C.; ROSALINO, L. M. Drivers of occupancy patterns for the red fox, *Vulpes vulpes*, in Mediterranean Eucalyptus plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 519, p. 120293, 2022.

- CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R.; BARNOSKY, A. D.; GARCÍA, A.; PRINGLE, R. M.; PALMER, T. M. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. **Science advances**, v. 1, n. 5, p. e1400253, 2015.
- CHEN, L.; WANG, X.; CAI, X.; YANG, C.; LU, X. Seasonal variations of daytime land surface temperature and their underlying drivers over Wuhan, China. **Remote Sensing**, v. 13, n. 2, p. 323, 2021.
- COSTA, G. F.; PAULA, J.; PETRUCCI-FONSECA, F.; ÁLVARES, F. The Indirect Impacts of Wind Farms on Terrestrial Mammals - Insights from the Disturbance and Exclusion Effects on Wolves (*Canis lupus*), 2017. In: MASCARENHAS, M. et al., (Eds). Biodiversity and Wind Farms in Portugal: Current knowledge and insights for an integrated impact assessment process. **Springer International Publishing**, 2017.
- COSTA, G. B.; MENDES, K. R.; VIANA, L. B.; ALMEIDA, G. V.; MUTTI, P. R.; SILVA, C. M. S.; MENEZES, R. S. C. Seasonal Ecosystem Productivity in a Seasonally Dry Tropical Forest (Caatinga) Using Flux Tower Measurements and Remote Sensing Data. **Remote Sensing**, v. 14, n. 16, p. 3955, 2022.
- CRUZ, P.; IEZZI, M. E.; DE ANGELO, C.; VARELA, D.; DI BITETTI, M. S.; PAVIOLO, A. Effects of human impacts on habitat use, activity patterns and ecological relationships among medium and small felids of the Atlantic Forest. **PloS one**, v. 13, n. 8, p. e0200806, 2018.
- CUARÓN, A. D. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1574-1579, 2000.
- DA SILVA GOMES, D.; DOS SANTOS, S. K.; SILVA, J. H. C. S.; DE MEDEIROS, T.; SANTOS, E. D. V. S.; DA SILVA BARBOSA, A. CO₂flux e temperatura da superfície edáfica em áreas de caatinga. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 04, p. 1898-1908, 2021.
- DAVIS, M. L.; KELLY, M. J.; STAUFFER, D. F. Carnivore co-existence and habitat use in the Mountain Pine Ridge Forest Reserve, Belize. **Animal Conservation**, v. 14, n. 1, p. 56-65, 2011.
- DAHL, E. L.; BEVANGER, K.; NYGARD, T.; ROSKIFT, E.; STOKKE, B. G. Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smøla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement. **Biological Conservation**, v. 145, n. 1, p. 79-85, 2012.
- DEBIE, E.; ANTENEH, M.; ASMARE, T. Land Use/Cover Changes and Surface Temperature Dynamics Over Abaminus Watershed, Northwest Ethiopia. **Air, Soil and Water Research**, v. 15, p. 11786221221097917, 2022.
- DE OLIVEIRA, G.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Spatial patterns of terrestrial vertebrates richness in Brazilian semiarid, Northeastern Brazil: Selecting hypotheses and revealing constraints. **Journal of Arid Environments**, v. 74, n. 11, p. 1418-1426, 2010.
- DE PAULA, R. C.; DE CAMPOS, C. B.; DE OLIVEIRA, T. G. Red list assessment for the jaguar in the Caatinga Biome. **Cat News**, p. 19-24, 2012.

DIAS, D. M. Mamíferos de médio e grande porte em uma área de Caatinga de Sergipe e o nicho ecológico de *Cerdocyon thous* (Linnaeus 1766). Dissertação de mestrado.

Universidade Federal de Sergipe. 2014.

DIAS, D. M. Influência antrópica sobre a probabilidade de ocupação de mamíferos carnívoros e as relações interespecíficas entre predadores e suas presas na Caatinga brasileira. Tese de doutorado. **Universidade Federal de Minas Gerais**. 2018.

DIAS, D. M.; LIMA MASSARA, R.; CAMPOS, C. B.; RODRIGUES, H. G. F. Human activities influence the occupancy probability of mammalian carnivores in the Brazilian Caatinga. **Biotropica**, v. 51, n. 2, p. 253-265, 2019a.

DI MININ, E.; SLOTOW, R.; HUNTER, L. T. B.; POUZOLS, F. M.; TOIVONEN, T.; VERBURG, P. H.; LEADER-WILLIAMS, N.; PETRACCA, L.; MOILANEN, A. Global priorities for national carnivore conservation under land use change. **Scientific Reports**, 6: 23814, 2016

DESBIEZ, A. L. J.; SANTOS, S. A.; KEUROGHLIAN, A.; BODMER, R. E. Niche partitioning among white-lipped peccaries (*Tayassu Dicotyles*), collared peccaries (*Dicotyles tajacu*), and feral pigs (*Sus scrofa*). **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 1, p. 119-128, 2009.

DYDERSKI, M. K.; WRÓŃSKA-PILAREK, D.; JAGODZIŃSKI, A. M. Ecological lands for conservation of vascular plant diversity in the urban environment. **Urban Ecosystems**, v. 20, p. 639-650, 2017.

ECCARD, J. A.; PUSENIUS, J.; SUNDELL, J., HALLE, S.; YLONEN, H. Foraging patterns of voles at heterogeneous avian and uniform mustelid predation risk. **Oecologia**, 157: 725-734, 2008.

EMMONS, L. H. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. **Behavioral ecology and sociobiology**, v. 20, p. 271-283, 1987.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.

FERREGUETTI, Á. C.; TOMÁS, W. M.; BERGALLO, H. G. Density, occupancy, and activity pattern of two sympatric deer (*Mazama*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 96, n. 6, p. 1245-1254, 2015.

FISKE, I.; CHANDLER, R. Unmarked: an R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. **Journal of statistical software**, v. 43, p. 1-23, 2011.

FOSTER, V. C.; SARMENTO, P.; SOLLMANN, R.; TÔRRES, N.; JÁCOMO, A. T.; NEGRÕES, N.; SILVEIRA, L. Jaguar and puma activity patterns and predator-prey interactions in four Brazilian biomes. **Biotropica**, 45.3: 373-379, 2013.

FOX-ROSALES, L. A.; DE OLIVEIRA, T. G. Habitat use patterns and conservation of small carnivores in a human-dominated landscape of the semiarid Caatinga in Brazil. **Mammalian Biology**, v. 102, n. 2, p. 465-475, 2022.

GALETTI, M.; SAZIMA, I. Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 1, p. 58-63, 2006.

- GARAY, I.; DIAS, B. F. S. Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento. **Editora Vozes**, Petrópolis, 2001.
- GORDON, C. E.; ELDRIDGE, D. J.; RIPPLE, W. J.; CROWTHER, M. S.; MOORE, B. D.; LETNIC, M. Shrub encroachment is linked to extirpation of an apex predator. **Journal of Animal Ecology**, 86: 147–157., 2017.
- GRILO, T. F.; CARDOSO, P. G.; DOLBETH, M.; BORDALO, M. D.; PARDAL, M. A. Effects of extreme climate events on the macrobenthic communities' structure and functioning of a temperate estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 2, p. 303-311, 2011.
- HANSKI, I. Landscape fragmentation, biodiversity loss and the societal response: The longterm consequences of our use of natural resources may be surprising and unpleasant. **EMBO reports**, v. 6, n. 5, p. 388-392, 2005.
- HARRISON, R. D.; SREEKAR, R.; BRODIE, J. F.; BROOK, S.; LUSKIN, M.; O'KELLY, H.; VELHO, N. Impacts of hunting on tropical forests in Southeast Asia. **Conservation Biology**, v. 30, n. 5, p. 972-981, 2016.
- HARO-CARRIÓN, X.; JOHNSTON, J.; BEDOYA-DURÁN, M. J. Landscape structure and seasonality: effects on wildlife species richness and occupancy in a fragmented dry Forest in coastal Ecuador. **Remote Sensing**, v. 13, n. 18, p. 3762, 2021.
- HAWKINS, B. A.; FIELD, R.; CORNELL, H. V.; CURRIE, D. J.; GUÉGAN, J. F.; KAUFMAN, D. M.; TURNER, J. R. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. **Ecology**, v. 84, n. 12, p. 3105-3117, 2003.
- KADMON, R.; FARBER, O.; DANIN, A. Effect of roadside bias on the accuracy of predictive maps produced by bioclimatic models. **Ecological Applications**, v. 14, n. 2, p. 401-413, 2004.
- KARANTH, K. U.; NICHOLS, J. D.; KUMAR, N. S.; LUNK, W. A.; HINES, J. E. Tigers and their prey: predicting carnivore densities from prey abundance. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 101, n. 14, p. 4854-4858, 2004.
- KARANTH, K. U.; GOPALASWAMY, A. M.; KUMAR, N. S.; VAIDYNATHAN, S.; NICHOLS, J. D.; MARCKENZIE, D. I. Monitoring carnivore populations at the landscape scale: occupancy modelling of tigers from sign surveys. **Journal of Applied Ecology**, 48: 1048 – 1056, 2011.
- KATI, V.; KASSARA, C.; VRONTISI, Z.; MOUSTAKAS, A. The biodiversity-wind energy-land use nexus in a global biodiversity hotspot. **Science of The Total Environment**, v. 768, p. 144471, 2021.
- KAYS, R.; ARBOGAST, B. S.; BAKER-WHATTON, M.; BEIRNE, C.; BOONE, H. M.; BOWLER, M.; SPIRONELLO, W. R. An empirical evaluation of camera trap study design: How many, how long and when?. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 6, p. 700-713, 2020.
- LAURANCE, W. F.; SAYER, J.; CASSMAN, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in ecology & evolution**, v. 29, n. 2, p. 107-116, 2014.

LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; DA SILVA, J. M. C. Ecologia e conservação da Caatinga. **Editora Universitária UFPE**, 2003.

LESSA, T.; DOS SANTOS, J. W.; CORREIA, R. A.; LADLE, R. J.; MALHADO, A. C. Known unknowns: Filling the gaps in scientific knowledge production in the Caatinga. **PLoS One**, v. 14, n. 7, p. e0219359, 2019.

LINKIE, M.; DINATA, Y.; NUGROHO, A.; HAIDIR, I. A. Estimating occupancy of a data deficient mammalian species living in tropical rainforests: sun bears in the Kerinci Seblat region, Sumatra. **Biological Conservation**, v. 137, n. 1, p. 20-27, 2007.

NAGY-REIS, M. B.; ESTEVO, C. A.; SETZ, E. Z. F.; RIBEIRO, M. C.; CHIARELLO, A. G.; NICHOLS, J. D. Relative importance of anthropogenic landscape characteristics for Neotropical frugivores at multiple scales. **Animal Conservation**, v. 20, n. 6, p. 520-531, 2017.

NIEDEBALLA, J.; SOLLMANN, R.; COURTIOL, A.; WILTING, A. camtrapR: an R package for efficient camera trap data management. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1457-1462, 2016.

NERI, M.; JAMELI, D.; BERNARD, E.; MELO, F. P. Green versus green? Adverting potential conflicts between wind power generation and biodiversity conservation in Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 131-135, 2019.

MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; LACHMAN, G. B.; DROEGE, S.; ANDREW ROYLE, J.; LANGTIMN, C. A. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, v. 83, n. 8, p. 2248-2255, 2002.

MACKENZIE, D. I.; BAILEY, L. L. Assessing the fit of site-occupancy models. **Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**, v. 9, p. 300-318, 2004.

MACKENZIE, D. I.; ROYLE, J. A. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. **Journal of applied Ecology**, v. 42, n. 6, p. 1105-1114, 2005.

MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; ROYLE, J. A.; POLLOCK, K. H.; BAILEY, L. L.; HINES, J. E. Estimativa e modelagem de ocupação - inferir padrões e dinâmica da ocorrência de espécies, 2ª ed. **Academic Press**, 2017.

MARINHO, P. H.; BEZERRA, D.; ANTONGIOVANNI, M.; FONSECA, C. R.; VENTICINQUE, E. M. Mamíferos de médio e grande porte da Caatinga do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil. **Mastozoología neotropical**, v. 25, n. 2, p. 345-362, 2018.

MARINHO, P. H.; FONSECA, C. R.; SARMENTO, P.; FONSECA, C.; VENTICINQUE, E. M. Temporal niche overlap among mesocarnivores in a Caatinga dry forest. **European Journal of Wildlife Research**, v. 66, p. 1-13, 2020.

MAZEROLLE, M. J. Model selection and multimodel inference using the AICcmodavg package. **R Vignette**, 2020.

MAXWELL, S. L.; FULLER, R. A.; BROOKS, T. M.; WATSON, J. E. M. The ravages of guns, nets and bulldozers. **Nature**, 536: 143 –145, 2016.

- MCCAIN, E. B. Daily activity patterns of mountain lions (*Puma concolor*) in relation to the activity of their prey species in southern Arizona. 2008.
- MELLO, D. B. Áreas importantes para a conservação do último grande herbívoro da caatinga potiguar: o veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*). Dissertação de Mestrado. **Universidade Federal do Rio Grande do Norte**. 2015.
- MELO, E. S.; SANTOS-FILHO, M. Efeitos da BR-070 na Província Serrana de Cáceres, Mato Grosso, sobre a comunidade de vertebrados silvestres. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 9, n. 2, 2007.
- MILES, L.; NEWTON, A. C.; DEFRIES, R. S.; RAVILIOUS, C.; MAY, I.; BLYTH, S.; CAPOS, V.; GORDON, J. E. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, 33: 491-505, 2006.
- MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Áreas Prioritárias**. Portaria nº463, de 18 de dezembro de 2021, 2021.
- MORANTE-FILHO, J. C.; BENCHIMOL, M.; FARIA, D. Landscape composition is the strongest determinant of bird occupancy patterns in tropical forest patches. **Landscape Ecology**, v. 36, p. 105-117, 2021.
- MORATO, R. G.; FERRAZ, K. M. P. M. D. B., DE PAULA, R. C.; CAMPOS, C. B. D. Identification of priority conservation areas and potential corridors for jaguars in the Caatinga biome, Brazil. **PloS one**, v. 9, n. 4, p. e92950, 2014.
- MORENO, R. S.; KAYS, R. W.; SAMUDIO, R. Competitive release in diets of ocelot (*Leopardus pardalis*) and puma (*Puma concolor*) after jaguar (*Panthera onca*) decline. **Journal of Mammalogy**, v. 87, n. 4, p. 808-816, 2006.
- MORRISON, J. C.; SECHREST, W.; DINERSTEIN, E.; WILCOVE, D. S.; LAMOREUX, J. F. Persistence of Large Mammal Faunas as Indicators of Global Human Impacts. **Journal of Mammalogy**, 88(6): 1363-1380, 2007;
- PACHECO, A. A.; NEVES, A. C. O.; FERNANDES, G. W. Uneven conservation efforts compromise Brazil to meet the Target 11 of Convention on Biological Diversity. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 1, p. 43-48, 2018.
- PARADIS, E.; CLAUDE, J.; STRIMMER, K. APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. **Bioinformatics**, v. 20, n. 2, p. 289-290, 2004.
- PARASTATIDIS, D.; MITRAKA, Z.; CHRYSOULAKIS, N.; ABRAMS, M. Online Global Land Surface Temperature Estimation from Landsat. **Remote Sens**. 2017, 9, 1208.
- PECK, L. S.; CLARK, M. S.; MORLEY, S. A.; MASSEY, A.; ROSSETTI, H. Animal temperature limits and ecological relevance: effects of size, activity and rates of change. **Functional Ecology**, v. 23, n. 2, p. 248-256, 2009.
- PENIDO, G.; ASTETE, S.; JÁCOMO, A. T.; SOLLMANN, R.; TÔRRES, N.; SILVEIRA, L.; MARINHO-FILHO, J. Mesocarnivore activity patterns in the semiarid Caatinga: limited by the harsh environment or affected by interspecific interactions?. **Journal of Mammalogy**, v. 98, n. 6, p. 1732-1740, 2017.

PERES, C.A.; NASCIMENTO, H. S. Impact of game hunting by the Kayapo of south-eastern Amazonia: Implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. **Biodiversity and Conservation**, 15: 2627-2653, 2006.

PINHO, F. F. Influência de fatores ambientais sobre a ocorrência e diversidade de mamíferos de médio e grande porte em unidades de conservação da Serra do Espinhaço Meridional. 2015.

PIMM, S. L.; JENKINS, C. N.; ABELL, R.; BROOKS, T. M.; GITTLEMAN, J. L.; JOPPA, L. N.; SEXTON, J. O. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. **Science**, v. 344, n. 6187, p. 1246752, 2014.

PINEDA-MUNOZ, S.; WANG, Y.; LYONS, S. K.; TÓTH, A. B.; MCGUIRE, J. L. Mammal species occupy different climates following the expansion of human impacts. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 2, p. e1922859118, 2021.

PIRES, E. G.; FERREIRA JÚNIOR, L. G. Mapeamento da temperatura de superfície a partir de imagens termais dos satélites Landsat 7 e Landsat 8. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto-SBSR**, XVII, p. 7421-7428, 2015.

POLLI, D. J.; DOS SANTOS, J. S.; PALMEIRA, F. B. L.; CONCIANI, D. E.; CAMPOS, C. B.; RIBEIRO, M. C. Mammal diversity responses to land surface temperature, expansion of wind farms, and seasonal variations of vegetation within Caatinga landscapes. **Submit to Biotropica**. 2023.

PORRAS, L. P.; VAZQUEZ, L. B.; SARMIENTO-AGILAR, R.; DOUTERLUNGNE, D.; VALENZUELA-GALVÁN, D. Influence of human activities on some medium and large-sized mammals' richness and abundance in the Lacandon Rainforest. **Journal for nature conservation**, v. 34, p. 75-81, 2016.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. QGIS Geographic Information System. **Open Source Geospatial Foundation Project**. 2022. Available in: <<http://qgis.osgeo.org>> (Accessed on February, 2022).

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. 2022. Available in: <<https://www.R-project.org>> (Accessed on June, 2022).

READ, J. L.; CUNNINGHAM, R. Relative impacts of cattle grazing and feral animals on an Australian arid zone reptile and small mammal assemblage. **Austral Ecology**, v. 35, n. 3, p. 314-324, 2010.

REGOLIN, A. L.; CHEREM, J. J.; GRAIPEL, M. E.; BOGONI, J. A.; RIBEIRO, J. W.; VANCINE, M. H.; TORTATO, M. A.; OLIVEIRA-SANTOS, L. G.; FANTACINI, F. M.; LUIZ, M. R.; CASTILHO, P. V.; RIBEIRO, M. C.; CÁCERES, N. C. Forest cover influences occurrence of mammalian carnivores within Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, v. 98, n. 6, p. 1721-1731, 2017.

REYNA-HURTADO, R.; TANNER, G. W. Ungulate relative abundance in hunted and non-hunted sites in Calakmul Forest (Southern Mexico). **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 743-756, 2007.

- RIBEIRO, G. N.; FRANCISCO, P. R. M.; NETO, J.; ARAGÃO, K. P.. Análise temporal da vegetação de Caatinga utilizando NDVI. *Revista Educação Agrícola Superior*, **Associação Brasileira de Educação Agrícola Superior-ABEAS**, v. 29, n. 1, p. 3-6, 2014.
- RIBEIRO, E. M. S.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; SANTOS, B. A.; TABARELLI, M.; LEAL, I. R. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology*, v. 52, n. 3, p. 611-620, 2015.
- SALAZAR, A. A.; ARELLANO, E. C.; MUÑOZ-SÁEZ, A.; MIRANDA, M. D., OLIVEIRA DA SILVA, F.; ZIELONKA, N. B.; DICKS, L. V. Restoration and conservation of priority areas of Caatinga's semi-arid forest remnants can support connectivity within an agricultural landscape. *Land*, v. 10, n. 6, p. 550, 2021.
- SCHALLER, G. B. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. *Arquivos de Zoologia*, v. 31, n. 1, p. 1-36, 1983.
- SCHIPPER, J.; CHANSON, J. S.; CHIOZZA, F.; COX, N. A.; HOFFMANN, M.; KATARIYA, YOUNG, B. E. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science*, v. 322, n. 5899, p. 225-230, 2008.
- SUNQUIST, M. Ecology, behaviour and resilience of the tiger and its conservation needs. **Riding the tiger: tiger conservation in human dominated landscapes**, p. 5-18, 1999.
- O'BRIEN, T. G.; KINNAIRD, M. F. A picture is worth a thousand words: the application of camera trapping to the study of birds. *Bird Conservation International*, v. 18, n. S1, p. S144-S162, 2008.
- OJEDA, R. A. Diversity and conservation of Neotropical mammals. *Encyclopedia of Biodiversity*, p. 582-594, 2013.
- OLIVEIRA, G.; ARAÚJO, M. B.; RANGELI, T. F.; ALAGADOR, D.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Conserving the Brazilian semiarid (Caatinga) biome under climate change. *Biodiversity and Conservation*, v. 21, p. 2913-2926, 2012.
- OLIVER, T. H.; MORECROFT, M. D. Interactions between climate change and land use change on biodiversity: attribution problems, risks, and opportunities. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, v. 5, n. 3, p. 317-335, 2014.
- SANTOS-FILHO, M; SILVA, M. N. Uso de habitats por mamíferos em área de Cerrado do Brasil Central: um estudo com armadilhas fotográficas. *Revista Brasileira de Zoociências*, v. 4, n. 1, 2002.
- SERBENT, M. P.; PERIAGO, M. E.; LEYNAUD, G. C.. *Mazama gouazoubira* (Cervidae) diet during the dry season in the arid Chaco of Córdoba (Argentina). *Journal of Arid Environments*, v. 75, n. 1, p. 87-90, 2011.
- SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F. Impact of human activities on the Caatinga. In: Caatinga. **Springer**, Cham, 2017. p. 359-368.
- SOWLS, L. K. Javelinas and other peccaries: their biology, management, and use. **Texas AandM University Press**, 1997.

THAXTER, C. B.; BUCHANAN, G. M.; CARR, J.; BUTCHART, S. H.; NEWBOLD, T.; GREEN, R. E.; PEARCE-HIGGINS, J. W. Bird and bat species' global vulnerability to collision mortality at wind farms revealed through a trait-based assessment. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 284, n. 1862, p. 20170829, 2017.

TEIXEIRA, L. P.; LUGHADHA, E. N.; SILVA, M. V. C. D.; MORO, M. F.. How much of the Caatinga is legally protected? An analysis of temporal and geographical coverage of protected areas in the Brazilian semiarid region. **Acta Botanica Brasilica**, v. 35, p. 473-485, 2021.

TEIXEIRA, M. G. Unidades de conservação da caatinga: distribuição e contribuições para conservação. 2016.

TORRE, I.; DÍAZ, M.; MARTÍNEZ-PADILLA, J.; BONAL, R.; VINUELA, J.; FARGALLO, J. A. Cattle grazing, raptor abundance and small mammal communities in Mediterranean grasslands. **Basic and Applied Ecology**, v. 8, n. 6, p. 565-575, 2007.

TURKOVSKA, O.; CASTRO, G.; KLINGLER, M.; NITSCH, F.; REGNER, P.; SOTERRONI, A. C.; SCHMIDT, J. Land-use impacts of Brazilian wind power expansion. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 2, p. 024010, 2021.

VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D.; VENABLE, W. N.; RIPLEY, B. D. Random and mixed effects. **Modern applied statistics with S**, p. 271-300, 2002.

VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. Ecorregioes propostas para o Bioma caatinga. Recife: Associação Plantas do Nordeste, Instituto de Conservação Ambiental. **The Nature Conservancy do Brasil**, v. 74, n. 07, 2002.

VOIGT, C. C.; LEHNERT, L. S.; PETERSONS, G., ADORF, F.; BACH, L. Wildlife and renewable energy: German politics cross migratory bats. **European Journal of Wildlife Research**, v. 61, p. 213-219, 2015.

WAITHAKA, J. Historical factors that shaped wildlife conservation in Kenya. In: The George Wright Forum. **George Wright Society**, 2012. p. 21-29.

WOODROFFE, R.; GINSBERG, J. R. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. **Science**, v. 280, n. 5372, p. 2126-2128, 1998.

WOODROFFE, R. Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. **Animal conservation**, v. 3, n. 2, p. 165-173, 2000.

WOLFF, F. Vertebrate ecology in caatinga: A. Distribution of wildlife in relation to water. B. Diet of pumas (*Puma concolor*) and relative abundance of felids. 2001. **Tese de Doutorado**. Tesis de Maestría, University of Missouri-St. Louis.

YOUNG, J. K.; OLSON, K. A.; READING, R. P.; AMAMGALANBAATAR, S.; BERGER, J. Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations. **BioScience**, v. 61, n. 2, p. 125-132, 2011.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N., WALKER, N.; SABELIEV, A. A.; SMITH, G. M.; ZUUR, A. F.; SMITH, G. M. GLMM and GAMM. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**, p. 323-341, 2009.

APÊNDICE A. Tabela 1 - Modelos de ocupação para *Cerdocyon thous*, *Dasyprocta nigriclunis*, *Dicotyles tajacu*, *Leopardus pardalis* e *Puma concolor* na Área de Proteção Ambiental e no Parque Nacional do Boqueirão da Onça, Brasil, estimados por armadilhas fotográficas no período de 2016 a 2017 e 2018 a 2019, agrupados em intervalos de amostragem de 7 dias consecutivos. Covariáveis: Camera days; RAI Cattle; RAI Dog; RAI Agouti; RAI Collared peccary; Distance of urban areas; Distance windfarms; Distance of water; Season; LST; NDVI; e Vegetation Height. Ψ = ocupação, p = detectabilidade, AICw = peso Akaike, df = graus de liberdade; $\Delta AICc$ = diferenciação de médias, segunda ordem Akaike; Overall $\Delta AICc$ = modelo global. São apresentados todos os modelos construídos com $\Delta AICc < 2$ por hipótese de trabalho e a negrito está assinalado o melhor modelo (i.e. menor AICc).

Model	df	AICc	$\Delta AICc$	Weight	Overall $\Delta AICc$
<i>Cerdocyon thous</i>					
Model (H1 - Disturbance)					
p (RAI Cattle + RAI Dog), Ψ (RAI Cattle + RAI Dog)	6	165.2	0	0.466	0
p (RAI Cattle + RAI Dog), Ψ (Distance windfarms + RAI Cattle + RAI Dog)	7	167	1.84	0.185	1.8
p (RAI Cattle + RAI Dog), Ψ (Distance of urban areas + RAI Cattle + RAI Dog)	7	167.2	1.97	0.174	2
Model (H2 - Environmental)					
p (RAI Cattle + RAI Dog), Ψ	4	180.9	0	0.113	15.7

(0)					
p (RAI Cattle + RAI Dog), Ψ (Distance of water)	5	180.9	0.04	0.111	15.7
p (RAI Cattle + RAI Dog), Ψ (Season)	5	181.5	0.64	0.082	16.3
p (RAI Cattle + RAI Dog), Ψ (Distance of water + Season)	6	182.3	1.41	0.056	17.1
p (RAI Cattle + RAI Dog), Ψ (LST)	5	182.8	1.87	0.044	17.6
p (RAI Cattle + RAI Dog), Ψ (NDVI)	5	182.8	1.9	0.044	17.6
p (RAI Cattle + RAI Dog), Ψ (Vegetation Height)	5	182.9	1.99	0.042	17.7
<i>Dasyprocta nigriclunis</i>					
Model (H1 Disturbance)					
p (LST + RAI Cattle + RAI Dog), Ψ (Distance windfarms)	6	90.7	0	0.547	0
p (LST + RAI Cattle + RAI Dog), Ψ (Distance of urban areas + Distance windfarms)	7	92.1	1.4	0.271	1.4

Model (H2 - Environmental)					
p (LST + RAI Cattle + RAI Dog), Ψ (LST + Season)	8	91	0	0.146	0.3
p (LST + RAI Cattle + RAI Dog), Ψ (Distance of water + LST)	8	91	0.01	0.145	0.3
p (LST + RAI Cattle + RAI Dog), Ψ (Distance of water + LST + Season)	9	91.4	0.41	0.119	0.7
p (LST + RAI Cattle + RAI Dog), Ψ (LST)	7	91.6	0.52	0.112	0.9
p (LST + RAI Cattle + RAI Dog), Ψ (Distance of water + LST + NDVI)	9	92.5	1.45	0.071	1.8
<i>Dicotyles tajacu</i>					
Model (H1 - Disturbance)					
p (Camera days + RAI Dog + Season), Ψ (RAI Dog)	6	174.5	0	0.11	0
p (Camera days + RAI Dog + Season), Ψ (0)	5	174.6	0.06	0.107	0.1
p (Camera days + RAI Dog + Season), Ψ (0)	6	174.7	0.17	0.101	0.2

Season), Ψ (Distance of urban areas)					
p (Camera days + RAI Dog + Season), Ψ (Distance of urban areas + RAI Cattle)	7	174.8	0.3	0.095	0.3
p (Camera days + RAI Dog + Season), Ψ (Distance of urban areas + RAI Dog)	7	174.9	0.36	0.092	0.4
p (Camera days + RAI Dog + Season), Ψ (RAI Cattle)	6	175.1	0.52	0.085	0.6
p (Camera days + RAI Dog + Season), Ψ (RAI Cattle + RAI Dog)	7	175.5	0.96	0.068	1
p (Camera days + RAI Dog + Season), Ψ (Distance of urban areas + RAI Cattle + RAI Dog)	8	175.6	1.1	0.064	1.1
p (Camera days + RAI Dog + Season), Ψ (Distance windfarms)	7	176.3	1.77	0.045	1.8
p (Camera days + RAI Dog + Season), Ψ (Distance windfarms + RAI Dog)	6	176.4	1.89	0.043	1.9

Model (H2 - Environmental)					
p (Camera days + RAI Dog + Season), Ψ (0)	5	174.6	0	0.143	0.1
p (Camera days + RAI Dog + Season), Ψ (Distance of water)	6	174.9	0.3	0.123	0.4
p (Camera days + RAI Dog + Season), Ψ (Distance of water + Season)	7	176.2	1.6	0.064	1.7
p (Camera days + RAI Dog + Season), Ψ (LST)	6	176.4	1.85	0.057	1.9
p (Camera days + RAI Dog + Season), Ψ (NDVI)	6	176.5	1.89	0.055	2
p (Camera days + RAI Dog + Season), Ψ (Season)	6	176.6	1.99	0.053	2.1
<i>Leopardus pardalis</i>					
Model (H1 - Disturbance)					
p (LST), Ψ (Distance of urban areas + Distance windfarms)	5	257.6	0	0.351	0
p (LST), Ψ (Distance of urban areas + Distance windfarms +	6	258.5	0.86	0.228	0.9

RAI Cattle)					
p (LST), Ψ (Distance of urban areas + Distance windfarms + RAI Dog)	6	259	1.36	0.178	1.4
Model (H2 - Environmental)					
p (LST), Ψ (0)	3	266	0	0.077	8.4
p (LST), Ψ (LST)	4	266.1	0.06	0.075	8.5
p (LST), Ψ (Vegetation Height)	4	266.6	0.53	0.059	9
p (LST), Ψ (LST + Season)	5	266.8	0.79	0.052	9.2
p (LST), Ψ (Distance of water)	4	266.8	0.8	0.051	9.2
p (LST), Ψ (LST + NDVI)	5	267	0.99	0.047	9.4
p (LST), Ψ (Distance of water + LST)	5	267	0.99	0.047	9.4
p (LST), Ψ (LST + Vegetation Height)	5	267.1	1.11	0.044	9.5
p (LST), Ψ (Distance of water + Vegetation Height)	5	267.2	1.14	0.043	9.6
p (LST), Ψ (Season)	4	267.4	1.36	0.039	9.8

p (LST), Ψ (Distance of water + LST + Season)	6	267.5	1.5	0.036	9.9
p (LST), Ψ (Distance of water + LST + NDVI)	6	267.8	1.76	0.032	10.2
p (LST), Ψ (Distance of water + LST + Vegetation Height)	6	267.9	1.89	0.03	10.3
p (LST), Ψ (Season + Vegetation Height)	5	268	1.97	0.029	10.4
p (LST), Ψ (LST + NDVI + Vegetation Height)	6	268	1.97	0.029	10.4
p (LST), Ψ (NDVI)	4	268	1.98	0.028	10.4
<i>Puma concolor</i>					
Model (H1 - Disturbance)					
p (LST + RAI Agouti + RAI Collared pecary + Vegetation Height), Ψ (Distance windfarms + RAI Cattle)	8	118.6	0	0.103	17.3
p (LST + RAI Agouti + RAI Collared pecary + Vegetation Height), Ψ (0)	6	119	0.41	0.084	17.7
p (LST + RAI Agouti + RAI	9	119.4	0.81	0.068	18.1

Collared pecary + Vegetation Height), Ψ (Distance of urban areas + Distance windfarms + RAI Cattle)					
p (LST + RAI Agouti + RAI Collared pecary + Vegetation Height), Ψ (Distance windfarms + RAI Cattle + RAI Dog)	9	119.5	0.93	0.065	18.2
p (LST + RAI Agouti + RAI Collared pecary + Vegetation Height), Ψ (RAI Cattle)	7	119.6	1.02	0.062	18.3
p (LST + RAI Agouti + RAI Collared pecary + Vegetation Height), Ψ (Distance windfarms)	7	119.9	1.35	0.052	18.6
p (LST + RAI Agouti + RAI Collared pecary + Vegetation Height), Ψ (Distance of urban areas + Distance windfarms + RAI Cattle + RAI Dog)	10	120.3	1.73	0.043	19
p (LST + RAI Agouti + RAI Collared pecary + Vegetation Height), Ψ (RAI Dog)	7	120.4	1.88	0.04	19.1
p (LST + RAI Agouti + RAI Collared pecary + Vegetation	9	120.5	1.92	0.039	19.2

Height), Ψ (Distance
windfarms + RAI Cattle + RAI
Goats)

Model (H2 - Environmental)

p (LST + RAI Agouti + RAI Collared pecary + Vegetation Height), Ψ (Distance Euclidean Wind Water + Vegetation Height)	8	101.3	0	0.296	0
--	----------	--------------	----------	--------------	----------

p (LST + RAI Agouti + RAI Collared pecary + Vegetation Height), Ψ (Distance Euclidean Wind Water + Season + Vegetation Height)	9	102.1	0.85	0.193	0.8
---	---	-------	------	-------	-----

p (LST + RAI Agouti + RAI Collared pecary + Vegetation Height), Ψ (Distance Euclidean Wind Water + NDVI)	9	102.9	1.64	0.13	1.6
---	---	-------	------	------	-----

Fonte: Elaborado pela autora.

Considerações finais da dissertação

Compreender como os fatores sazonais, ambientais e antrópicos influenciam a comunidade de mamíferos de médio e grande porte da Caatinga é fundamental para que o conhecimento acerca da biologia e ecologia dessas espécies seja assimilado, além da criação de medidas de mitigação pelos órgãos ambientais. Com base em nossos resultados, consideramos que o nosso estudo contribuiu para reduzir parte da lacuna no conhecimento biológico da Caatinga, caracterizando como diferentes fatores estão afetando a diversidade e a ocupação de mamíferos no semiárido brasileiro.

Nós verificamos que as análises multi-escala é uma excelente ferramenta (Arroyo-Rodríguez et al., 2023) para definir a diversidade de espécies. Nossos resultados enfatizam que uma expansão insustentável de fazendas eólicas pode comprometer severamente a biodiversidade (Kati et al., 2021), bem como a diversidade e a ocupação de mamíferos. Além disso, as mudanças sazonais podem ser intensificadas devido às mudanças climáticas (Costa et al., 2022; Debie et al., 2022), assim podem comprometer a diversidade e a ocupação de mamíferos no semiárido. Os habitats existentes devem ser conservados e há necessidade de maior fiscalização do cumprimento do plano de manejo, bem como, a proposição de melhorias para reduzir e/ou compensar os impactos causados pelas fazendas eólicas e pelos animais domésticos (bovinos e cães).

Nossos resultados reforçam que o equilíbrio ambiental, cujo a presença de presas e a vegetação natural são fatores primordiais para a ocupação de espécies de mamíferos de topo de cadeia alimentar, como a onça-parda criticamente ameaçada à extinção na Caatinga (Morato et al., 2014). Assim, é necessário que as instituições governamentais ambientais definam estratégias de conservação e de mitigação de impactos climáticos na região do Boqueirão da Onça (Área de Proteção Ambiental e Parque Nacional). Aqui, reforçamos a orientação de que é preciso realizar mais estudos sobre a biodiversidade da região a fim de dar embasamento para a criação de estratégias de mitigação dos impactos antrópicos e sazonais (climáticos) em um dos contínuos de vegetação de caatinga mais importantes do semiárido brasileiro.

Referências

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MARTÍNEZ-RUIZ, M.; BEZERRA, J. S.; GALÁN-ACEDO, C.; SAN-JOSÉ, M.; FAHRIG, L. Does a Species' Mobility Determine the Scale at Which It Is

Influenced by the Surrounding Landscape Pattern?. **Current Landscape Ecology Reports**, v. 8, n. 1, p. 23-33, 2023.

COSTA, G. B.; MENDES, K. R.; VIANA, L. B.; ALMEIDA, G. V.; MUTTI, P. R.; SILVA, C. M. S.; MENEZES, R. S. C. Seasonal Ecosystem Productivity in a Seasonally Dry Tropical Forest (Caatinga) Using Flux Tower Measurements and Remote Sensing Data. **Remote Sensing**, v. 14, n. 16, p. 3955, 2022.

KATI, V.; KASSARA, C.; VRONTISI, Z.; MOUSTAKAS, A. The biodiversity-wind energy-land use nexus in a global biodiversity hotspot. **Science of The Total Environment**, v. 768, p. 144471, 2021.

MORATO, R. G.; FERRAZ, K. M. P. M. D. B., DE PAULA, R. C.; CAMPOS, C. B. D. Identification of priority conservation areas and potential corridors for jaguars in the Caatinga biome, Brazil. **PloS one**, v. 9, n. 4, p. e92950, 2014.