



YURI KANEOYA ARCOVA

**A IMPORTÂNCIA DE ADAPTAÇÕES COMPORTAMENTAIS
DO JAVALI (*SUS SCROFA*) NO PROCESSO DE INVASÃO DO
CERRADO**

LAVRAS – MG

2025

YURI KANEOYA ARCOVA

A IMPORTÂNCIA DE ADAPTAÇÕES COMPORTAMENTAIS DO JAVALI (*SUS SCROFA*) NO PROCESSO DE INVASÃO DO CERRADO

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte dos requisitos necessários do Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de mestre.

Prof. Dr. Rafael Dudeque Zenni
Orientador

**LAVRAS – MG
2025**

Ficha de identificação da obra elaborada pelo(a) autor(a) através do Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA.

Kaneoya Arcova, Yuri.

A importância de adaptações comportamentais do javaporco (*Sus scrofa*) no processo de invasão do Cerrado / Yuri Kaneoya Arcova. 2025.

46 p. : il.

Orientador: Rafael Dudeque Zenni

Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2025.
Bibliografia.

1. Análise de ocupação de Mackenzie . 2. Cerrado brasileiro . 3. Invasões biológicas.
I. Dudeque Zenni, Rafael . II. Universidade Federal de Lavras. III. Título.

YURI KANEOYA ARCOVA

A IMPORTÂNCIA DE ADAPTAÇÕES COMPORTAMENTAIS DO JAVALI (*SUS SCROFA*) NO PROCESSO DE INVASÃO DO CERRADO

THE IMPORTANCE OF BEHAVIOURAL ADAPTATIONS OF THE WILD BOAR (*SUS SCROFA*) ON THE INVASION PROCESS OF BRAZILLIAN SAVANNAS

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte dos requisitos necessários do Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de mestre.

APROVADO em 11 de fevereiro de 2025.

Dr. Felipe Pedrosa Chagas – Mão na Mata – Manejo e Soluções Ambientais LTDA

Dr. Renato Gregorin – UFLA

Dr. Rafael Dudeque Zenni – UFLA

Prof. Dr. Rafael Dudeque Zenni
Orientador

**LAVRAS – MG
2025**

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço à minha família, especialmente meus pais Vilma e Francisco, e à minha irmã Nicole pelo incentivo e apoio incondicional à minha carreira, que me fizeram o profissional que sou hoje. Agradeço também aos meus amigos Gabriela M., Marcela, Mariana, Pedro Uzeda, Luane e Gabriela Spuri por sempre me apoiarem durante toda a minha trajetória na pós-graduação e na vida, assim como meus colegas de laboratório, especialmente à Wanda por toda a ajuda. Agradeço aos alunos de iniciação científica Mel, David e Bruna, e todos aqueles que me auxiliaram em minhas coletas. Faço um agradecimento especial à minha namorada Natasha pelo carinho e companheirismo, que sem esses não teria chegado aqui, minha cachorrinha Lilica e minha gatinha Ameixa.

Por fim, agradeço imensamente ao meu orientador Rafael D. Zenni pela parceria e ensinamentos profissionais de vida e profissionais, buscando sempre meu melhor interesse, assim como ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada da UFLA pela experiência do curso de campo, título e financiamento do projeto, à Universidade Federal de Lavras por me conceder o título de bacharel e agora mestre em ecologia, à Companhia de Energia de Minas Gerais (CEMIG) pela disponibilização da área de estudo e financiamento.

O presente trabalho foi realizado com apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) ou Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG).

RESUMO

Invasões biológicas estão entre os cinco principais agentes de perda de biodiversidade em escala global, em razão de impactos negativos como a alteração da estrutura trófica de comunidades e aumento da competição por recursos. Nesse contexto, o javali (*Sus scrofa*) e suas variações (javaporcos e porcos-ferais) estão dentre as 100 principais espécies exóticas invasoras do mundo e apresenta uma das maiores distribuições geográficas dentre as espécies de mamíferos terrestres, principalmente pela introdução da espécie para caça esportiva em diferentes países, associados a fatores ecológicos do habitat, e alto potencial reprodutivo. Uma quantidade significativa de registros da espécie no continente sul-americano é proveniente de três biomas considerados *hotspots* de biodiversidade biológica, dentre eles o Cerrado brasileiro. Apesar disso, poucos estudos sobre a ecologia de invasão dessa espécie no bioma foram realizados. O presente projeto visou determinar os principais fatores associados à abundância e presença do javaporco em uma área de Cerrado, e determinar a densidade populacional da espécie na área. Foram instaladas 12 armadilhas fotográficas em uma área no Cerrado brasileiro e realizado o monitoramento de mamíferos de médio e grande porte ao longo de 56 semanas. Modelos lineares generalizados (GLM) foram utilizados para os fatores associados a abundância, os fatores associados à presença foram determinados pela análise de ocupação de Mackenzie, e a densidade populacional foi estimada pelo método de Dail e Madsen. A influência das variáveis foi determinada pelo critério de Seleção de Akaike (AIC). Os resultados demonstraram que fatores associados ao mecanismo de alívio térmico, e a alta densidade da palmeira macaúba (*Acrocomia aculeata*) como recurso alimentar, apresentaram maior influência na ocorrência de javaporcos. A densidade populacional foi estimada em cerca de 109 ind./RPPN Galheiro e apresentou abundância significativamente maior no período chuvoso. Concluímos que o javaporco apresenta alta dependência de mecanismos de alívio térmico em ambientes com altas temperaturas como o Cerrado e que recursos naturais desempenham papel fundamental em sua dieta. Apresentamos aqui um dos poucos estudos sobre a invasão biológica de javaporcos no Cerrado brasileiro. Contamos que nosso estudo irá direcionar ações de prevenção e manejo da espécie nesses ambientes em diferentes países.

Palavras-chave: análise de ocupação de Mackenzie; Cerrado brasileiro; invasões biológicas.

ABSTRACT

Biological invasions are among the five main drivers of biodiversity loss on a global scale due to their negative impacts, such as altering the trophic structure of communities and increasing competition for resources. In this context, the wild boar (*Sus scrofa*) and all of its forms (wild pigs or feral pigs) are among the world's 100 most invasive species and has one of the largest geographical distributions among terrestrial mammal species, primarily due to its introduction for sport hunting in different countries, along with habitat-related ecological factors and its high reproductive potential. A significant number of records of this species in South America come from three biomes considered biodiversity hotspots, including the Brazilian Cerrado. Despite this, few studies on the invasion ecology of this species in the biome have been conducted. This project aimed to identify the main factors associated with the abundance and presence of wild pigs in Brazilian savannas and to determine the population density of the species in the study area. Twelve camera traps were installed in an area of the Brazilian Cerrado, and medium and large mammals were monitored over 56 weeks. Generalized linear models (GLM) were used to analyze the factors associated with abundance. Factors related to presence were determined through Mackenzie's occupancy analysis, and population density was estimated using Dail and Madsen's method. The influence of variables was determined using Akaike's Information Criterion (AIC). The results showed that factors associated with thermal relief mechanisms and the high density of the *macaúba* palm (*Acrocomia aculeata*) as a food resource had the greatest influence on the occurrence of wild pigs. Population density was estimated at approximately 109 individuals per area and showed significantly higher abundance during the rainy season. We concluded that wild pigs exhibit a high dependence on thermal relief mechanisms in environments with high temperatures, such as the Cerrado, and that natural resources play a fundamental role in their diet. We present one of the few studies of wild pigs' invasion in Brazilian savannas. We hope our findings will guide prevention and management actions for the species in these environments across different countries.

Keywords: Mackenzie occupancy analysis; Brazilian savannas; biological invasions.

INDICADORES DE IMPACTO

O presente trabalho teve como objetivo avaliar os fatores que determinam a invasão de uma espécie exótica de alto impacto ambiental, social, e econômico, o javaporco, no cerrado brasileiro, um dos biomas mais ameaçados e com maior biodiversidade de espécies do mundo. É aqui apresentado um trabalho referente ao tema. Invasões biológicas estão classificadas entre as principais causas da perda da biodiversidade mundial, afetando também os chamados serviços ecossistêmicos, que garantem a qualidade de vida humana. Sendo assim, os resultados aqui apresentados impactam diretamente e indiretamente políticas de manejo de espécies invasoras que respectivamente prejudicam a qualidade de vida e saúde humana. O javali e suas variações (javaporco e porcos ferais) estão entre as 100 principais espécies invasoras do mundo, em função do seu alto impacto negativo em diferentes esferas, atuando como potencial transmissor de patógenos e zoonoses, prejuízos econômicos em sistemas de cultivos agrícolas, extinção local e aumento da competição por recursos entre espécies, e forte alteração das propriedades físicas do ambiente em que se encontra, tal como propriedades do solo e integridade de corpos d'água como riachos e córregos. Ao se determinar os fatores que possibilitaram ou dificultaram a invasão da espécie no Cerrado, o estudo determina diretamente áreas prioritárias para ações de manejo e mitigação da espécie invasora por órgãos ambientais de diferentes países em todo o mundo. Somado a isso, fornece dados para a seleção de áreas prioritárias de manejo no Cerrado brasileiro, que apresenta alta biodiversidade e está fortemente ameaçado além da empresa proprietária da área de estudo (Companhia de Energia de Minas Gerais – CEMIG) para a realização do manejo do javali na área, e reduzir o prejuízo econômico e social gerado aos agricultores da região representados pela Organização Não Governamental “SOS REPRESAS”. Dessa forma, o presente estudo e os resultados aqui contidos, impactam diretamente em políticas e ações de controle do javaporco no Brasil e em outros países, beneficiando especialmente populações rurais em relação à transmissão de zoonoses e prejuízos econômicos pela espécie, assim como atua na preservação de espécies nativas e áreas naturais do Cerrado brasileiro. Conclui-se que os resultados apresentados estão classificados nas áreas temáticas de meio ambiente, comunicação e cultura pela Política Nacional de Extensão, e contemplam os objetivos “saúde e bem-estar”, “fome zero e agricultura sustentável”, “vida na água” e “vida terrestre” para o Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas (2015 - 2030).

IMPACT INDICATORS

This study aimed to evaluate the factors that determine the invasion of a species with high environmental, social, and economic impact — the wild pigs (*Sus scrofa*) — in tropical savannas, including one of the world's most threatened and biodiverse biomes, the Brazilian savannas. This is the first work addressing this topic. Biological invasions are among the main causes of global biodiversity loss, also affecting ecosystem services that ensure human quality of life. Therefore, the results presented here have direct and indirect implications for invasive species management policies, which in turn impact human health and quality of life. The wild boar in all forms (wild pigs and feral pigs) ranks among the top 100 most invasive species worldwide due to its significant negative impacts, such as the transmission of pathogens and zoonoses, economic losses in agricultural systems, local extinctions, increased competition for resources among species, and major alterations to the physical properties of the environment,

including soil and the integrity of water bodies like streams and creeks. By identifying the factors that facilitate or hinder the species' invasion of tropical savannas, this study directly determines priority areas for invasive species management and mitigation actions by environmental agencies worldwide. Furthermore, it provides data for selecting priority areas for management in the Brazilian Cerrado, which has high biodiversity and is under severe threat. It also aids the Companhia de Energia de Minas Gerais (CEMIG), the owner of the study area, in managing wild boar populations and reducing economic and social losses faced by local farmers, represented by the NGO "SOS REPRESAS". Thus, this study and its results directly influence policies and actions for wild pigs' control in Brazil and other countries, benefiting rural populations by reducing zoonotic transmission and economic losses caused by the species, as well as contributing to the preservation of native species and natural areas in the Brazilian Cerrado. The findings are aligned with the thematic areas of environment, communication, and culture under Brazil's National Extension Policy and support the United Nations Sustainable Development Goals (2015–2030), such as "good health and well-being," "zero hunger and sustainable agriculture," "life below water," and "life on land."

SUMÁRIO

	PRIMEIRA PARTE	9
1.	INTRODUÇÃO GERAL	10
	REFERÊNCIAS	13
	SEGUNDA PARTE – ARTIGO	16
	ARTIGO - A IMPORTÂNCIA DE ADAPTAÇÕES COMPORTAMENTAIS DO JAVAPORCO (SUS SCROFA) NO PROCESSO DE INVASÃO DO CERRADO	17
	TERCEIRA PARTE	49
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	50

PRIMEIRA PARTE

1. INTRODUÇÃO GERAL

Invasões biológicas consistem no conjunto de processos que envolvem a translocação de espécies por ação antrópica (intencional ou não), para áreas fora de sua distribuição natural (RICHARDSON; PYŠEK; CARLTON, 2010). Junto de outros fatores como superexploração de recursos naturais, e perda e fragmentação de habitat, invasões biológicas são reconhecidas como um entre os cinco principais agentes de perda de biodiversidade (CARO et al., 2022; CHASE et al., 2020; CHRISTIAN, 2023; JAUREGUIBERRY et al., 2022; PRAKASH; VERMA, 2022). Efeitos negativos como a alteração da estrutura trófica de comunidades, aumento da competição por recursos entre espécies nativas, além de facilitar a introdução de outras espécies são fenômenos comumente registrados (DASGUPTA, 2021; LI et al., 2020; SIMBERLOFF; VON HOLLE, 1999).

O javali (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) é uma espécie de suídeo proveniente da Eurásia, utilizada amplamente como recurso alimentar e cinegético, que resultou na translocação da espécie para diferentes países de modo que o javali apresenta uma das maiores distribuições geográficas conhecidas dentre as espécies de mamíferos terrestres (LEWIS et al., 2017; OLIVER; GROUP; GROUP, 1993; SIMBERLOFF; REJMANEK, 2019a). Diferentes terminologias para a designação de populações de *Sus scrofa* são utilizadas de acordo com o contexto da população analisada (ARAVENA; SKEWES, 2007; KEITER; MAYER; BEASLEY, 2016): “javalí” ou “javalí-europeu” refere-se aos animais da espécie *Sus scrofa* que apresentam cariótipo com 36 cromossomos ($2n = 36$) que ocorrem naturalmente em países da Europa Central e regiões do oeste europeu, norte da África e leste asiático (ARAVENA; SKEWES, 2007; KEITER; MAYER; BEASLEY, 2016). “Porcos-asselvajados” ou “porcos-ferais” são denominados os indivíduos da subespécie doméstica (*Sus scrofa domesticus*) ($2n = 38$) que retornaram ao estado feral, e “javaporco” são denominados os híbridos de javalis-europeus e porcos-domésticos ($2n = 36$, $2n = 37$ ou $2n = 38$).

O javali e todas as suas variações estão classificadas dentre as 100 principais espécies invasoras do mundo (SIMBERLOFF; REJMANEK, 2019b). Acredita-se que fatores como uma dieta onívora generalista, alto potencial reprodutivo, e baixa densidade de predadores explicam sua ocupação em diferentes ambientes em escala global (SALES et al., 2017). Comportamentos como fuçar o solo (busca por alimentos subterrâneos que resulta em grandes áreas de solo revolvidas) e o chafurdamento (banho de lama) resultam em alterações severas em ecossistemas naturais e processos ecológicos, sendo assim classificado como engenheiro de ecossistemas (BALLARI et al., 2015; BARUZZI; MIHA, KROFEL, 2017).

Impactos negativos da espécie são frequentemente registrados, tais como a alteração da estrutura físico-química de corpos d'água e comunidade de peixes (MOREIRA et al., 2024; ROSA; PASSAMANI; POMPEU, 2018; ZENGEL; CONNER, 2008), a predação e consequente redução populacional de répteis, anfíbios e pequenos mamíferos (ENGEMAN; ADDISON; GRIFFIN, 2016; JOLLEY et al., 2010; WILCOX; VAN VUREN, 2009), redução da riqueza e taxa de regeneração de populações vegetais (SIEMANN et al., 2009; WEBBER; NORTON; WOODROW, 2010), além de prejuízos econômicos em lavouras e ações de controle da espécie estimados em U\$1,07 milhões somente no Brasil, e U\$ 272 milhões/ano nos EUA (MCKEE et al., 2020). Apesar de frequentemente menos registrados, impactos positivos como o uso da espécie como recurso alimentar por predadores locais como a onça-parda (*Puma concolor*) (MAEHR et al., 1990) e o dingo (*Canis lupus dingo*) (WOODALL, 1983), o aumento do volume de órgãos de reserva de plantas em decorrência da maior oferta de nitrogênio decorrentes do hábito de fuçar o solo (PALACIO et al., 2013), manutenção da dinâmica de ecossistemas dependentes de distúrbios naturais como incêndios (KOTANEN, 1995), e redução da mortalidade de espécies nativas pela preferência de caçadores esportivos pelos javaporcos (DESBIEZ et al., 2011).

A invasão do javali no Brasil, teve início em torno do ano 1500 com a importação de porcos-domésticos durante o período da colonização, que eventualmente fugiam e criavam populações ferais pontualmente no território (SALVADOR, 2012). Em 1989, essas populações tiveram reforços com a entrada de javalis-europeus introduzidos no Uruguai, em decorrência da redução do nível d'água do Rio Jaguarão no estado do Rio Grande do Sul em um período de seca intensa. Por fim, entre 1990 – 2000 houve a importação em massa de javalis-europeus para suprir a forte demanda de carne exótica da época, que em 2008 resultou na soltura destes animais em ambientes naturais por criadouros clandestinos pelo desinteresse econômico e receio de multas provenientes da Instrução Normativa IBAMA 102/98 que regulariza a criação da espécie no Brasil (SALVADOR, 2012).

Na última década (2010 - 2020) foram obtidos registros de javalis em 370 municípios brasileiros no ano de 2012, que passou para 1.152 em 2019, representando um aumento de 244% no número de municípios brasileiros em somente sete anos. Destes, 60,42% dos registros são provenientes do bioma Mata Atlântica e 29,69% do Cerrado (HEGEL, 2021). Classificado como a maior savana tropical do mundo (CARDOSO DA SILVA; BATES, 2002), o Cerrado contém mais de 4.800 espécies de plantas endêmicas (STRASSBURG et al., 2017) e restando somente 46% de seu território original (RADA, 2013), é ameaçado pela expansão agrícola e a

incidência de incêndios de origem antrópica. Paralelamente, somente 3% do bioma apresenta áreas de proteção integral (FRANÇOSO et al., 2015). Apesar da alta relevância biológica e forte presença de javaporcos no bioma, ainda são escassos os estudos sobre a invasão da espécie no Cerrado.

Portanto, o presente estudo buscou determinar os fatores que determinam (a) a presença, (b) a abundância e (c) densidade do javali em uma área no Cerrado. Esperávamos que os fatores de maior significância fossem a disponibilidade de recursos alimentares; fatores associados ao mecanismo de regulação térmica por hiperaquecimento, e o predador de topo local, a onça-parda (*Puma concolor*).

REFERÊNCIAS

- ARAVENA, P.; SKEWES, O. EUROPEAN WILD BOAR PUREBRED AND SUS SCROFA INTERCROSSES. DISCRIMINATION PROPOSALS. A REVIEW. 2007.
- BALLARI, S. A. et al. Invasive wild boar in Argentina: using protected areas as a research platform to determine distribution, impacts and management. **Biological Invasions**, v. 17, n. 6, p. 1595–1602, jun. 2015.
- BARUZZI, C.; MIHA, KROFEL. Friends or foes? Importance of wild ungulates as ecosystem engineers for amphibian communities. v. 320–325, 2017.
- CARDOSO DA SILVA, J. M.; BATES, J. M. Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot. **BioScience**, v. 52, n. 3, p. 225, 2002.
- CARO, T. et al. An inconvenient misconception: Climate change is not the principal driver of biodiversity loss. **Conservation Letters**, v. 15, n. 3, p. e12868, maio 2022.
- CHASE, J. M. et al. Ecosystem decay exacerbates biodiversity loss with habitat loss. **Nature**, v. 584, n. 7820, p. 238–243, 13 ago. 2020.
- CHRISTIAN, H.-M. The Main Drivers of Biodiversity Loss: A Brief Overview. **Journal of Ecology & Natural Resources**, v. 7, n. 3, 2023.
- DASGUPTA, S. P. The Economics of Biodiversity The Dasgupta Review Abridged Version. **Environmental Economics**, 1 jan. 2021.
- DESBIEZ, A. L. et al. Invasive species and bushmeat hunting contributing to wildlife conservation: the case of feral pigs in a Neotropical wetland. **Oryx**, v. 45, n. 1, p. 78–83, jan. 2011.
- ENGEMAN, R. M.; ADDISON, D.; GRIFFIN, J. C. Defending against disparate marine turtle nest predators: nesting success benefits from eradicating invasive feral swine and caging nests from raccoons. **Oryx**, v. 50, n. 2, p. 289–295, abr. 2016.
- FRANÇOSO, R. D. et al. Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 1, p. 35–40, jan. 2015.
- HEGEL, C. G. Z. **HISTÓRIA DA INVASÃO DO JAVALI (Sus scrofa L.) NO BRASIL CONTADA PELA DISPERSÃO E MORFOLOGIA, COM CENÁRIOS DE MANEJO DA ESPÉCIE**. [s.l.] Universidade de Brasília, 2021.
- JAUREGUIBERRY, P. et al. The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. **Science Advances**, v. 8, n. 45, p. eabm9982, 11 nov. 2022.
- JOLLEY, D. B. et al. Estimate of herpetofauna depredation by a population of wild pigs. **Journal of Mammalogy**, v. 91, n. 2, p. 519–524, 16 abr. 2010.

KEITER, D. A.; MAYER, J. J.; BEASLEY, J. C. What is in a “common” name? A call for consistent terminology for nonnative *Sus scrofa*. **Wildlife Society Bulletin**, v. 40, n. 2, p. 384–387, jun. 2016.

KOTANEN, P. M. Responses of vegetation to a changing regime of disturbance: effects of feral pigs in a Californian coastal prairie. **Ecography**, v. 18, n. 2, p. 190–199, 1995.

LEWIS, J. S. et al. Biotic and abiotic factors predicting the global distribution and population density of an invasive large mammal. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 44152, 9 mar. 2017.

LI, D. et al. Changes in taxonomic and phylogenetic diversity in the Anthropocene. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 287, p. 20200777, 17 jun. 2020.

MAEHR, D. S. et al. Food Habits of Panthers in Southwest Florida. **The Journal of Wildlife Management**, v. 54, n. 3, p. 420–423, 1990.

MCKEE, S. et al. Economic estimates of invasive wild pig damage to crops in 12 US states. **Crop Protection**, v. 132, p. 105105, jun. 2020.

MOREIRA, M. F. et al. The impacts of wild boars (*Sus scrofa*) on fish community and on instream physical habitat of two small streams in a protected area in Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 22, n. 4, p. e240020, 2024.

OLIVER, W. L. R.; GROUP, I. P. AND P. S.; GROUP, I. H. S. **Pigs, Peccaries, and Hippos: Status Survey and Conservation Action Plan**. [s.l.] IUCN, 1993.

PALACIO, S. et al. Wild-boar disturbance increases nutrient and C stores of geophytes in subalpine grasslands. **American Journal of Botany**, v. 100, n. 9, p. 1790–1799, set. 2013.

PRAKASH, S.; VERMA, A. K. ANTHROPOGENIC ACTIVITIES AND BIODIVERSITY THREATS. **International Journal of Biological Innovations**, v. 04, n. 01, p. 94–103, 2022.

RADA, N. Assessing Brazil’s Cerrado agricultural miracle. **Food Policy**, v. 38, p. 146–155, fev. 2013.

RICHARDSON, D. M.; PYŠEK, P.; CARLTON, J. T. A Compendium of Essential Concepts and Terminology in Invasion Ecology. Em: RICHARDSON, D. M. (Ed.). **Fifty Years of Invasion Ecology**. 1. ed. [s.l.] Wiley, 2010. p. 409–420.

ROSA, C.; PASSAMANI, M.; POMPEU, P. **Differential effects of exotic Eurasian wild pigs and native peccaries on physical integrity of streams in the Brazilian Atlantic Forest**. , 22 mar. 2018. Disponível em: <<https://peerj.com/preprints/26755v1>>. Acesso em: 12 nov. 2024

SALES, L. P. et al. Niche conservatism and the invasive potential of the wild boar. **Journal of Animal Ecology**, v. 86, n. 5, p. 1214–1223, set. 2017.

SALVADOR, C. H. **Ecologia e manejo de javali (*Sus scrofa* L.) na América do Sul [Ecology and management of Eurasian wild boar (*Sus scrofa* L.) in South America]**. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2012.

SIEMANN, E. et al. Experimental test of the impacts of feral hogs on forest dynamics and processes in the southeastern US. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 5, p. 546–553, ago. 2009.

SIMBERLOFF, D.; REJMANEK, M. (EDS.). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A Selection From The Global Invasive Species Database. Em: **Encyclopedia of Biological Invasions**. [s.l.] University of California Press, 2019a. p. 715–716.

SIMBERLOFF, D.; REJMANEK, M. (EDS.). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A Selection From The Global Invasive Species Database. Em: **Encyclopedia of Biological Invasions**. [s.l.] University of California Press, 2019b. p. 715–716.

SIMBERLOFF, D.; VON HOLLE, B. Positive Interactions of Nonindigenous Species: Invasional Meltdown? **Biological Invasions**, v. 1, n. 1, p. 21–32, 1 mar. 1999.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 4, p. 0099, 23 mar. 2017.

WEBBER, B. L.; NORTON, B. A.; WOODROW, I. E. Disturbance affects spatial patterning and stand structure of a tropical rainforest tree. **Austral Ecology**, v. 35, n. 4, p. 423–434, jun. 2010.

WILCOX, J. T.; VAN VUREN, D. H. Wild Pigs as Predators in Oak Woodlands of California. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 1, p. 114–118, fev. 2009.

WOODALL, P. F. Distribution and Population Dynamics of Dingoes (*Canis familiaris*) and Feral Pigs (*Sus scrofa*) in Queensland, 1945-1976. **Journal of Applied Ecology**, v. 20, n. 1, p. 85–95, 1983.

ZENGEL, S. A.; CONNER, W. H. Could Wild Pigs Impact Water Quality and Aquatic Biota in Floodplain Wetland and Stream Habitats at Congaree National Park, South Carolina? 2008.

SEGUNDA PARTE – ARTIGO

A IMPORTÂNCIA DE ADAPTAÇÕES COMPORTAMENTAIS DO JAVAPORCO (*SUS SCROFA*) NO PROCESSO DE INVASÃO DO CERRADO

Artigo para submissão na revista científica *Biological invasions*
(<https://link.springer.com/journal/10530>)

Yuri Kaneoya Arcova¹, Pedro Leite de Castro Uzeda¹, Marcelo Passamani², Rafael Dudeque Zenni².

Correspondência: yuri.arcova@gmail.com

1 Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Instituto de Ciências Naturais, Universidade Federal de Lavras, Lavras-MG, Brasil, CEP 37200-900

2 Departamento de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Naturais, Universidade Federal de Lavras, Lavras-MG, Brasil, CEP 37200-900

Resumo

Invasões biológicas estão entre as principais ameaças à biodiversidade global. Espécies exóticas invasoras como o javali (*Sus scrofa*) apresentam diferentes padrões ecológicos de acordo com o contexto em que se encontra em razão da alta tolerância à diferentes condições ambientais, resultando em uma das maiores distribuições geográficas dentre as espécies de mamíferos em todo o mundo. Apesar de amplamente estudado em razão do alto impacto nos ambientes invadidos, poucos são os estudos ecológicos da espécie no Cerrado brasileiro. O presente projeto visou determinar os principais fatores associados à abundância e presença de javaporcos em uma área do Cerrado, e determinar sua densidade populacional. Foram instaladas 12 armadilhas fotográficas em uma área no Cerrado brasileiro e realizado o monitoramento de mamíferos de médio e grande porte ao longo de 56 semanas. Modelos lineares generalizados (GLM) foram utilizados para os fatores associados a abundância, os fatores associados à presença foram determinados pela análise de ocupação de Mackenzie, e a densidade populacional foi estimada pelo método de Dail e Madsen. A influência das variáveis foi determinada pelo critério de Seleção de Akaike (AIC). Os resultados demonstraram que fatores associados ao mecanismo de alívio térmico, e a alta densidade da palmeira macaúba (*Acrocomia aculeata*) como recurso alimentar, apresentaram maior influência na ocorrência de javalis. A densidade populacional foi estimada em cerca de 109 ind./RPPN Galheiro e apresentou abundância significativamente maior no período chuvoso. Concluímos que em áreas do

Cerrado, o javaporco apresenta alta dependência de mecanismos de alívio térmico, assim como de recursos alimentares. Por gerar vastos impactos ambientais, ressaltamos a necessidade de manejo dos javalis em um dos maiores *hotspots* de biodiversidade do mundo, o Cerrado, sendo recomendadas ações de controle durante a estação chuvosa, e em áreas densamente florestadas e próximas de corpos d'água.

Palavras-chave: densidade populacional, hipertermia, macaúba, ocupação, pluviosidade.

1. Introdução

As invasões biológicas estão entre as principais ameaças à biodiversidade global, causando impactos ecológicos, econômicos e sociais em diversos ecossistemas. O javali (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) destaca-se como uma das espécies exóticas invasoras de mamífero com maior distribuição geográfica do mundo (Long 2003). O sucesso de sua invasão em escala global deve-se, principalmente, à introdução deliberada para caça esportiva em diversos países (Massei and Genov 2004), aliada a características biológicas, como ciclo reprodutivo bianual, prole numerosa e dieta onívora oportunista (Rosell et al. 2001; Baskin and Danell 2003; Ballari and Barrios-García 2014). Fatores ecológicos, como a baixa densidade de predadores potenciais e a abundância de recursos alimentares, também contribuem para sua expansão (Barrios-Garcia and Ballari 2012). Todavia, a ecologia e o comportamento da espécie podem variar significativamente conforme o contexto do ambiente sob invasão.

Em seu ambiente nativo (Eurásia), o controle populacional dos javalis é explicado majoritariamente por meio de fenômenos climáticos extremos, caça de controle/esportiva, e adequabilidade do habitat, com baixa influência da predação pelo predador de topo, o lobo (*Canis lupus*) (Nores et al. 2008; Markov et al. 2022). Todavia, estudos apontam que a alta riqueza de espécies de grandes carnívoros pode estar negativamente associada com a abundância e distribuição de javalis em escala global (Lewis et al. 2017b). Observou-se também variação na composição da dieta, havendo maior volume de matéria animal em ambientes invadidos (Ballari and Barrios-García 2014). Apesar de ser frequentemente associado à predação de lavouras, o uso do espaço pelos javalis varia em função da disponibilidade de recursos alimentares, bem como pela pressão de caça esportiva ou medidas de controle populacional (Keuling et al. 2008; Merli et al. 2017).

Na América do Sul, populações de javalis e as variações de *Sus scrofa* (porcos-ferais ou javaporcos), aqui denominadas unicamente de porcos-selvagens (Aravena and Skewes 2007; Keiter et al. 2016), estão amplamente distribuídas, com registros em 41 ecorregiões que

abrangem países como Argentina, Bolívia, Brasil, Chile, Uruguai, Paraguai, (La Sala et al. 2023). Entre essas, três ecorregiões se destacam por serem *hotspots* de biodiversidade mundiais: Mata Atlântica, Floresta Chilena Valdiviana, e Cerrado, que juntas concentram 44,7% dos registros de ocorrência de porcos-selvagens no continente. Apesar de estudos ecológicos terem sido realizados em áreas de savanas temperadas (Ballari et al. 2015b), poucos são os estudos ecológicos sobre a invasão dos javalis em savanas tropicais, dentre elas um dos maiores *hotspots* de biodiversidade do mundo, o Cerrado brasileiro. Restando somente 46% de sua vegetação nativa (Rada 2013; Strassburg et al. 2017), o Cerrado apresenta mais de 4.800 espécies de plantas endêmicas e 43% da água superficial do território brasileiro (Strassburg et al. 2017)

A partir de estudos referentes aos fatores significativos na ocorrência de porcos-ferais em diferentes localidades ao redor do mundo, foram selecionadas sete variáveis consideradas de maior relevância, associadas a presença de recursos alimentares e predadores potenciais, características físicas do meio, e a limitação térmica associada a ausência de glândulas sudoríparas (Bracke 2011). Aqui, apresentamos um estudo sobre a ecologia da invasão do javaporco (*Sus scrofa*) uma área de savana tropical. O presente estudo buscou analisar os fatores que determinam (a) a presença, (b) abundância e (c) densidade do javaporcos em uma área do Cerrado. Nossas hipóteses são que os fatores de maior influência sobre o javaporco estivessem associados ao mecanismo de termorregulação, disponibilidade de recursos alimentares, especialmente de lavouras, e a presença do predador de topo local, a onça-parda (*Puma concolor*).

2. Metodologia

2.1. Área de estudo

O presente estudo foi conduzido na Reserva Particular do Patrimônio Natural de Galheiro (RPPN Galheiro) no município de Perdizes, estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil, no Cerrado brasileiro (incluir coordenadas). Classificado como uma savana neotropical, esse bioma apresenta uma alta heterogeneidade de fisionomias vegetais que variam em um gradiente de ocorrência de incêndios naturais (Dantas and Pausas 2013; Silva et al. 2013; Lehmann et al. 2014), contendo fisionomias de campos, savanas e florestas (Oliveira and Marquis 2002; Ribeiro' and Walter 2008; Dryflor et al. 2016).

A RPPN Galheiro possui 2.734 ha e é delimitada pelos rios Quebra Anzol e Galheiro ao norte, sendo nos demais limites, cercada por agricultura com especial foco no cultivo de sorgo

(*Sorghum bicolor*), trigo (*Triticum aestivum*), café (*Coffea arábica*) e milho (*Zea mays*). O clima na RPPN é classificado como tropical (Aw) com inverno seco pela classificação climática de Köppen (Simões 2015; Martins et al. 2018). A estação chuvosa ocorre entre os meses de outubro a março e seca entre abril e setembro, com variação pluviométrica entre 10 – 250 mm (Santos and Ferreira 2016). São encontradas cinco fisionomias vegetais predominantes: áreas em recuperação (1,04%), mata de galeria (16,45%), floresta estacional semidecidual (53,38%) e savanas florestada e arborizada (28,19%). Dentre as ações de manejo na RPPN, estão principalmente a manutenção das estradas de terra, vigília da área, aparo da vegetação em pontos de infraestrutura urbana (prédios e estradas), e eventuais ações de conscientização ambiental.

2.2. Amostragem

Para analisar os fatores que determinam a presença e a abundância de javalis foram sorteados 12 pontos para instalação de uma armadilha-fotográfica onde, além das fotografias, foram medidas oito variáveis ambientais. As armadilhas foram fixadas em árvores a uma altura entre 30 - 40 cm do solo, programadas para três disparos consecutivos por detecção de movimento, com intervalo de 30 segundos entre cada série. Visando manter a independência dos registros e amostragem representativa da Reserva, foi estimado um distanciamento mínimo de 1.000 m entre cada armadilha-fotográfica, cujos pontos foram sorteados pelo software QGis 3.16.8®.

A amostragem dos animais ocorreu de maneira ininterrupta ao longo de um ano e um mês (56 semanas), tendo início em setembro de 2023 e finalizado em novembro de 2024, contemplando assim as quatro estações.

2.2.1. Variáveis

Selecionamos ao todo sete variáveis consideradas significativas em diferentes estudos ecológicos, que influenciam diretamente na ocorrência de javalis em diferentes contextos e tipos de ambientes, associados a disponibilidade de recursos alimentares, pressão de predação, e mecanismos de alívio térmico, sendo elas: distância mínima dos pontos amostrais de estradas, riachos e lavouras, abundância e histórico de ocupação de onças-pardas (*Puma concolor*), o Índice de Área Foliar (IAF), e a densidade populacional de macaúbas (*Acrocomia aculeata*).

Os mecanismo de alívio térmico foram selecionados em razão da ausência de glândulas sudoríparas na espécie (Bracke 2011) que resulta na maior propensão a hiperaquecimento em ambientes com altas temperaturas. Esses foram aqui representados pela distância mínima entre os pontos amostrais e os riachos (associados ao hábito de chafurdamento ou banho de lama)

(Bracke 2011; Olczak et al. 2015; Ruf et al. 2023) e preferência por ambientes ripários ou próximos de cursos d'água (Herrero et al. 2006; Martins et al. 2019; Moraes et al. 2019), e o chamado Índice de área foliar (IAF).

O IAF é definido como a metade da área total de folhas verdes por unidade de área horizontal da superfície do solo (Chen and Black 1992), mas pode ser entendido como a quantidade de área foliar em um ecossistema (Fang et al. 2019). O IAF influencia diretamente em diferentes parâmetros associados ao microclima do habitat tal como umidade, temperatura do ar e do solo (Hardwick et al. 2015). Para medir esse parâmetro utilizamos a metodologia proposta por Qu e colaboradores (Qu et al. 2021), em que foram tiradas quatro fotografias em direção aos quatro pontos cardeais, em cada ponto amostral, a uma altura de 1 metro do solo e inclinação de 30°, com uso de aparelho celular (iPhone 11) e descartada a fotografia de menor qualidade. Foi realizado o tratamento de imagens com ajuste de luminosidade (*threshold*), conversão para escala de cor binária (*binary*) e contabilização de pixels da vegetação no software ImageJ, e estimado a média dos IAF proveniente das três fotografias.

Optamos por duas variáveis referentes a recursos alimentares. Visto que os tipos de alimentos mais consumidos pelos javalis estão produtos agrícolas, em especial grãos, (Barrios-Garcia and Ballari 2012; McKee et al. 2020; Cappa et al. 2021) foi medida a distância mínima entre as armadilhas-fotográficas e plantação mais próxima, localizada na borda da reserva. Todavia, o consumo de alimentos naturais pode também desempenhar papel fundamental em sua dieta (Ballari et al. 2015b; Mikulka et al. 2018), conforme o forte registro da predação dos frutos da macaúba por porcos-ferais no Pantanal (Galetti et al. 2015). Sendo assim, a densidade populacional de macaúbas também foi estimada em cada um dos pontos amostrais através da metodologia de ponto-quadrante (Mitchell 2023), em que se divide a área no entorno do ponto (nesse caso um buffer de 500 m de raio), e se mede a distância até a árvore mais próxima em cada um dos quadrantes, e por fim se calcula a densidade com base nas distâncias médias de cada quadrante.

Apesar de não haver consenso sobre o papel do lobo (*Canis lupus*) no controle populacional de javalis na Eurásia, estudos apontam que a riqueza de grandes carnívoros pode estar negativamente associada com a abundância e distribuição de javalis em escala global (Lewis et al. 2017b). Por conta disso, e relatos de predação da espécie por onças-pardas (*Puma concolor*) no Brasil e Chile (Skewes et al. 2012; Hegel and Marini 2018), optamos por utilizar como variáveis a abundância relativa e histórico de ocupação da onça-parda à análise, através dos registros das armadilhas-fotográficas, com intervalo de independência de uma hora.

Por fim, consideramos a distância mínima dos pontos amostrais até as estradas da RPPN como uma variável associada negativamente aos mecanismos de alívio térmico. As estradas na RPPN consistem em espaços desflorestados e abertos, visivelmente demarcados na paisagem e na vegetação, apresentando altas temperaturas devido a maior incidência solar e redução drástica da cobertura vegetal. Paralelamente, estudos registraram uma relação negativa entre a probabilidade de detecção de javalis e a proximidade de estradas por conta da aversão natural a espaços “vazios” na paisagem e redução da qualidade do habitat (D’Amico et al. 2016; Luca Bastianelli et al. 2024).

As variáveis de distâncias mínimas entre estradas, riachos, plantações próximas e os pontos-amostrais, foram medidas via geoprocessamento no software QGis 3.30.2®, com a base cartográfica do Google Sattelite®, Google Earth Pro®, e Google Road ® por medição em quilômetros da menor distância entre cada ponto e a variável medida.

2.3. Análise dos dados

2.3.1. Análise de ocupação

Para responder ao objetivo sobre os fatores de determinam a presença do javaporco utilizamos análise de ocupação de Mackenzie (2005) que permite estimar os parâmetros de detectabilidade (a probabilidade da espécie foco ser detectada se presente), ocupação (probabilidade corrigida da espécie estar presente no local mesmo quando não detectada), colonização (probabilidade de ocupação de pontos não ocupados anteriormente) e extinção (probabilidade de extinção local em pontos ocupados) a partir do histórico de detecção da espécie foco (MacKenzie et al. 2005). Foi utilizado o Critério de Seleção de Akaike (AIC) para o ranqueamento das variáveis com maior significância (Akaike 1998; Anderson and Burnham 2002; Burnham and Anderson 2004) e a análise foi realizada no software R® versão 4.3.0, utilizando o pacote *Unmarked* (Chandler et al. 2010).

Para a ocupação, usamos as variáveis que sofrem pouca ou nenhuma alteração ao longo do tempo: distância mínima a riachos, distância mínima a estradas, distância mínima à borda, densidade populacional de macaúbas e o IAF. Já para a detecção, consideramos as variáveis IAF, e o histórico de ocupação da onça-parda (Tabela 1).

Analizamos a correlação entre as variáveis através do teste de correlação de Spearman, na qual foi observada somente uma correlação forte ($\rho = 0,63$) entre a distância mínima de estradas e a densidade populacional de macaúbas. Para essa correlação, optou-se pela densidade populacional de macaúbas como a variável explicativa.

Tabela 1. Parâmetros das variáveis mensuráveis testadas na análise de ocupação.

	Valor mínimo	Valor máximo	Média
Distância de riachos (m)	17,153	2.393,00	588,324
Distância de plantações (m)	43,550	671,38	671,381
Distância de estradas (m)	7,670	463,09	187,891
IAF (%)	82,373	92,105	87,244
Densidade de macaúba (ind./área)	0	51,248	8,427

Entende-se aqui como “estação” um período de tempo sem variação significativa do parâmetro de ocupação. Sendo assim, buscando testar a ocorrência de tal variação ao longo do estudo, e para tal testamos modelos-nulos com diferentes quantidades de estações, com uma única (*single-season*) ou mais estações (*multi-season*) (Tabela 2). Considera-se o modelo com menor valor de sobredispersão ($\hat{c}$) e Chi-quadrado, e p não-significativo, como o melhor modelo ajustado. Sendo assim, todos os modelos apresentaram distribuição não normal dos resíduos, além de sobredispersão ($\hat{c} > 1,0$). Contudo, o modelo com oito estações demonstrou a menor variação entre os valores observados e os estimados (Chi-quadrado = 2,177), com diferença não significativa entre ambos ($p = 0,08$). Além disso, foi o modelo que apresentou o menor índice de sobredispersão ($\hat{c} = 1,38$). Por esse motivo, optou-se pelo modelo com oito estações.

Tabela 2. Modelos com diferentes números de estações e resultado do teste de normalidade (Shapiro-Wilk) e sobredispersão ($\hat{c}$) e chi-quadrado.

Estações	Shapiro-Wilk	χ^2	$\hat{c}$	p
1	$1,30^{-13}$	$4,40^{16}$	$15,97^3$	0
2	$1,62^{-10}$	$3,16^{23}$	$13,51^6$	0
4	$1,28^{-8}$	$6,05^6$	75,95	0
8	$4,39^{-11}$	$2,17^3$	1,38	0,08

2.3.2. Fatores associados à abundância

Para avaliar os principais fatores associados a abundância de javalis, foi utilizado o modelo linear generalizado (GLM) optando-se pela família estatística Binomial-negativa, em função da presença de sobredispersão nos dados. Foram gerados modelos individuais para cada variável, assim como um modelo global incluindo todas essas como fatores independentes atuando simultaneamente.

O ranqueamento dos modelos gerados foi realizado pelo Critério de Seleção de Akaike (AIC). Foram utilizadas como variáveis dados referentes à distância mínima de estradas, distância mínima da plantação mais próxima, distância mínima de riachos e córregos, a abundância relativa de onças-pardas, densidade populacional de macaúbas e por fim, o IAF. Através do teste de correlações de Pearson não foram encontradas correlações fortes ($\rho > 0,6$) optando-se por manter todas as variáveis.

2.3.3 Densidade populacional

Para estimar a densidade populacional de javaporcos na RPPN foi utilizado o modelo N-mixture de Dail e Madsen (Dail and Madsen 2011) adaptado por Hostetler e Chandler (Hostetler and Chandler 2015) para populações abertas do pacote *Unmarked* (Chandler et al. 2010). O modelo estima o tamanho populacional através do parâmetro de abundância média/unidade amostral, que pode ser expandido para o restante da área de estudo. São utilizados dados de contagens espacialmente replicadas, nesse caso em 12 buffers de 500 m de raio, corrigidos pela probabilidade de detecção da espécie ao longo das contagens para 56 semanas.

Esse modelo baseia-se na generalização do modelo N-mixture de Royle (Royle 2004) em que a premissa de população fechada é substituída por dois ou três parâmetros que refletem as alterações na população ao longo do tempo, de acordo com o tipo de dinâmica populacional (i.e. crescimento exponencial) e distribuição dos dados (i.e. Poisson). Em razão da grande quantidade significativa de episódios de não-detecção (0) quando comparado aos de detecção de javaporcos (1), na proporção de 438/275, optou-se pela distribuição Poisson com inflação de zeros (“ZIP”), e dinâmica populacional de tendência temporal esperada (trend) visto que permite modelar a flutuação temporal da abundância ao longo do tempo e obter o menor valor de AIC. Assim, foram estimados os parâmetros de abundância inicial (λ), taxa de crescimento populacional (γ), probabilidade (p) de detecção, imigração (i) e inflação de zeros.

3. Resultados

Ao longo dos 14 meses de amostragem, obtivemos esforço amostral total de 2.452 câmeras/dia, nos quais foram registradas 23 espécies de mamíferos de médio e grande porte (Tabela 6 – Material suplementar), contendo duas espécies exóticas (cão-doméstico - *Canis lupus domesticus* e o javaporco – *Sus scrofa*) e quatro espécies classificadas como risco de extinção vulnerável em nível nacional (lobo-guará - *Chrysocyon brachyurus*, tamanduá-mirim - *Myrmecophaga tridactyla*, tatu – canastra - *Priodontes maximus* e gato-do-mato-pequeno - *Leopardus gutullus*) (Ministério do Meio Ambiente 2022).

Obtivemos ao todo 1825 registros de mamíferos, 434 episódios de não-detecção e 185 episódios de fotos de qualidade ruim, que foram descartadas. Destes, o maior número de registros foi do cateto (*Dicotyles tajacu*) com 776 registros, seguido do javaporco com 275 registros independentes. A onça-parda obteve nove registros independentes. O menor número de registros foi do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), da capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) e ouriço-caixeiro (*Coendou spinosus*), com um, dois e um registro respectivamente. Por fim, foram obtidos 222 registros independentes de javalis ao longo das 56 semanas.





Figuras 1 e 2. Registros fotográficos de um javaporco fêmea, obtidos por armadilha-fotográfica.

3.1. Análise de ocupação

A partir do modelo *multi-season* foram obtidos os parâmetros de ocupação inicial (ψ), probabilidade de detecção/detectabilidade (p), probabilidade de colonização (γ) e probabilidade de extinção local (ϵ) (tabela 3). A alta probabilidade de ocupação inicial (45,9%) indica um grande deslocamento da espécie pela Reserva, porém, visto a alta probabilidade de extinção (53,1%,) e baixa probabilidade de colonização (27,7%), acreditamos que os javalis apresentem grande deslocamento pela Reserva, mas que sua presença esteja concentrada em pontos específicos, visto a dificuldade na manutenção e expansão de sua área de ocupação na RPPN.

Tabela 3. Estimativa dos parâmetros de ocupação inicial, detectabilidade, colonização e extinção. Legenda: SE = desvio padrão.

Parâmetro	Predição	SE	Limite superior	Limite inferior
Ocupação inicial (ψ)	0,459	0,174	0,176	0,770
Detectabilidade (p)	0,274	0,042	0,199	0,364
Colonização (γ)	0,277	0,083	0,145	0,464
Extinção (ϵ)	0,531	0,132	0,286	0,762

O parâmetro de ocupação inicial (ψ) indicou a probabilidade de uso dos habitats dos pontos amostrais de 45,9%. Para as variáveis de influência nesse parâmetro (Tabela 4) não houve significância estatística no modelo global de ocupação. Todavia, o modelo indicou relação positiva entre a ocupação inicial de porcos-ferais com a densidade populacional de macaúbas (Estimativa = 1,5) e IAF (Estimativa = 0,54), e relação negativa para a distância de estradas (Estimativa = -0,156) e distância de riachos (Estimativa = -0,0635). O resultado indicou que os fatores associados à ocupação da espécie-foco podem estar associados à escala de paisagem, e não somente restrito à área de estudo.

Tabela 4. Resultado da análise de ocupação. Legenda: Macaúba = densidade populacional de macaúbas, IAF = índice de área foliar, Onça-parda = histórico de ocupação de onças-pardas; * = significância estatística para $\alpha < 0,05$; SE = desvio padrão, z = estatística do teste z (z-score).

Parâmetro	Estimativa	SE	z	P
Ocupação inicial (ψ)				
Macaúba	1,504	138,894	0,010	0,991
Distância de riachos	-0,063	0,503	-0,126	0,899
Distância de estradas	-0,156	0,960	-0,162	0,871
IAF	0,534	3,997	0,133	0,894
Detectabilidade (p)				
Onça-parda	0,022	1,179	0,018	0,985
IAF	0,260	0,084	3,079	0,002*

Para a detectabilidade (p), foi obtida 27,4% de probabilidade de detecção de javalis nos pontos amostrais. Entre o histórico de ocupação da onça-parda e o IAF, somente o último apresentou significância estatística ($p = 0,002$), indicando uma relação positiva na detecção de javalis (Estimativa = 0,26). O histórico de ocupação de onças-pardas, apesar de não apresentar significância estatística, indicou uma relação positiva (Estimativa = 0,02), demonstrando haver alguma sobreposição espacial entre as duas espécies.

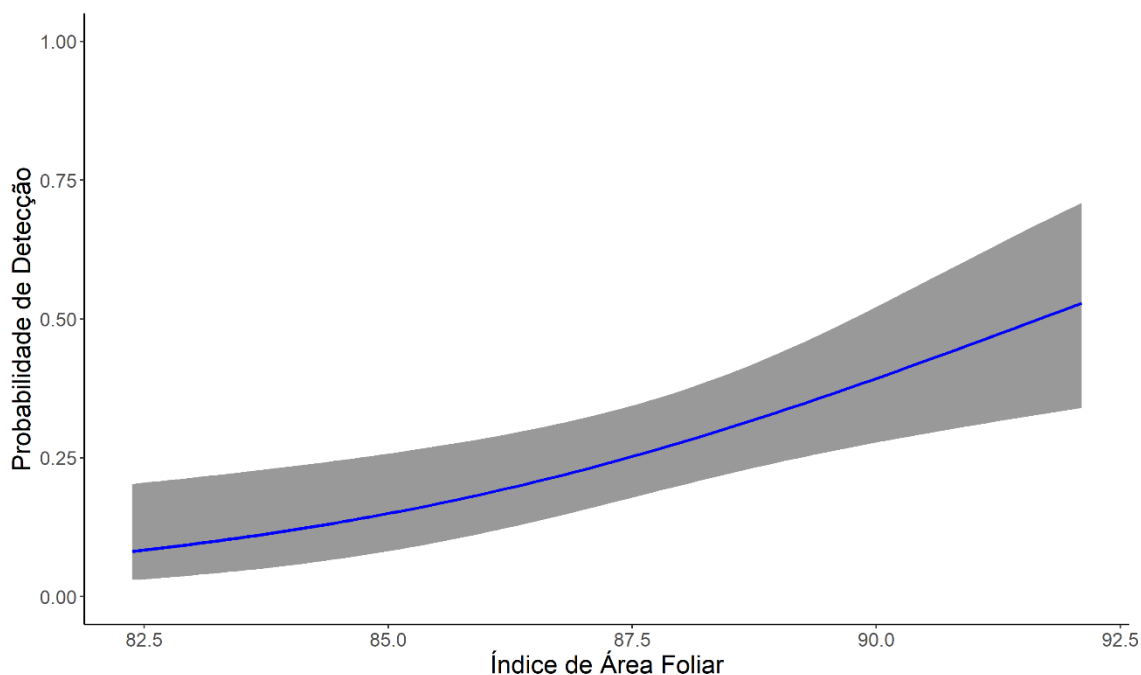


Figura 2. Relação entre a probabilidade de detecção e o Índice de Área Foliar (IAF). A linha azul representa as previsões da probabilidade de detecção e a área cinza representa seu intervalo de confiança.

3.2. Fatores associados à abundância

A análise individual das variáveis demonstrou relação significativa para todas as variáveis testadas (Tabela 6), exceto para a distância mínima de plantações ($p = 0,7$).

Tabela 5. Resultado e valores do Modelo Linear Generalizado e Pseudo R^2 (MacFadden). * = significância estatística para $\alpha < 0,05$.

Termos	Estimativa	SE	p	AIC	McFadden R^2
IAF	0,421	0,173	0,015*	85,658	0,044
Macaúba	0,069	0,014	$2,04^{-6}$ *	73,312	0,192
Distância de riachos	-0,002	0,001	0,032*	87,560	0,021
Distância de estradas	0,005	0,002	0,020*	83,273	0,073
Distância de plantações	$-0,004^{-1}$	0,001	0,706	89,338	$0,003^{-1}$
Onça-parda	-1,066	0,510	0,036*	84,942	0,053
Macaúba*LAF	0,043	0,008	$3,47^{-7}$ *	69,534	0,285
Modelo Global					
IAF	0,024	0,095	0,799	79,486	0,238
Macaúba	0,062	0,014	$0,017^{-3}$ *	79,486	0,238

Distância de riachos	-0,009 ⁻¹	0,005 ⁻¹	0,087	79,486	0,238
Distância de estradas	0,001	0,001	0,454	79,486	0,238
Distância de plantações	-0,009 ⁻¹	0,007 ⁻¹	0,192	79,486	0,238
Onça-parda	-0,020	0,324	0,948	79,486	0,238

Foram encontradas relações positivas com o IAF (Estimativa = 0,4), densidade populacional de macaúbas (Estimativa = 0,069) e distância de estradas (Estimativa = 0,005), indicando a preferência da espécie por ambientes densamente florestados, com maior disponibilidade de macaúbas, e distante de estradas. Em contrapartida, observou-se relação negativa com a abundância populacional de onças-pardas e distância de riachos (Tabela 4), refletindo a relação negativa entre as duas espécies de mamíferos e a maior proximidade com ambientes ripários. A densidade populacional de macaúbas, aqui tratada como recurso alimentar, obteve o maior poder explicativo dentre as variáveis individualmente testadas (AIC = 73,3) (Figura 2).

No modelo global, a densidade populacional de macaúbas foi a única variável com significância estatística, estando presente também no modelo com maior poder explicativo, sobre a interação entre a densidade populacional de macaúbas e o IAF (Macaúba*IAF) (AIC = 69,5). Os resultados indicam uma alta probabilidade dessa espécie de palmeira nativa atuar como recurso alimentar de forte influência para os javalis, somado a maior preferência por ambientes florestados, com disponibilidade de água e com poucos distúrbios antrópicos como a proximidade de estradas dentro da reserva.

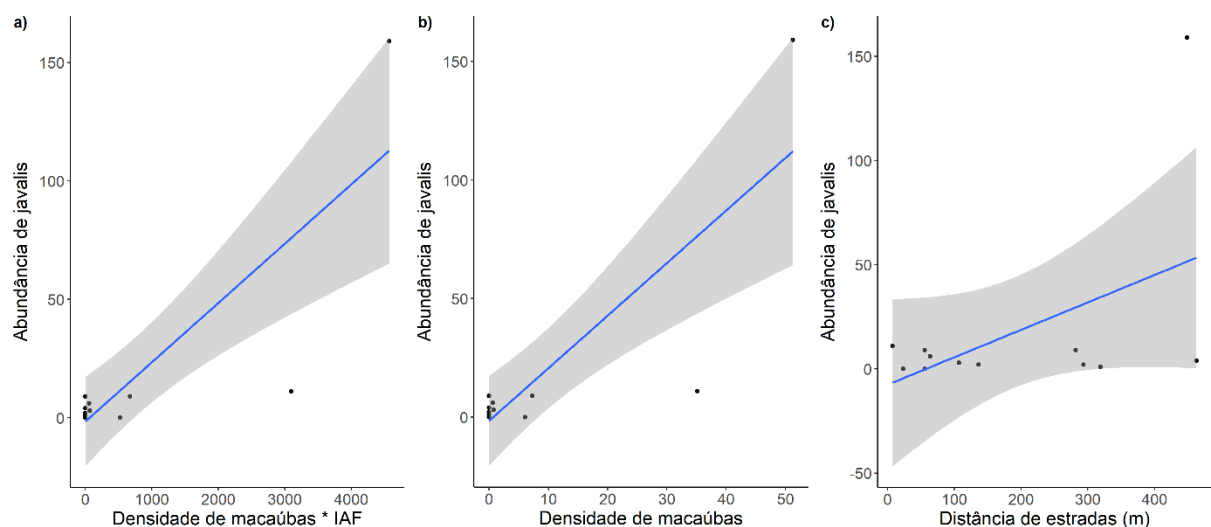


Figura 3. Relação entre abundância de javalis com as três variáveis com maior poder explicativo para abundância de javalis: a) Interação entre a densidade populacional de macaúbas e o IAF; b) Densidade de macaúbas; c) Distância de estradas. Linha azul representa as predições da abundância de javalis em função das variáveis; e a área cinza representa seu intervalo de confiança.

3.3. Densidade Populacional

A abundância de javalis apresentou maior expressividade no período chuvoso (outubro a fevereiro) com maior quantidade nos meses de novembro de 2023 e janeiro de 2024, sendo observada redução drástica do parâmetro no período de seca (março à setembro) (Figura 3). Paralelamente, buscou-se analisar a influência do tipo de cultivo próximo à reserva na abundância da espécie, porém não foram encontradas tendências visíveis quanto a isso, e sim entre o aumento da abundância na estação chuvosa (setembro à fevereiro) do Cerrado.

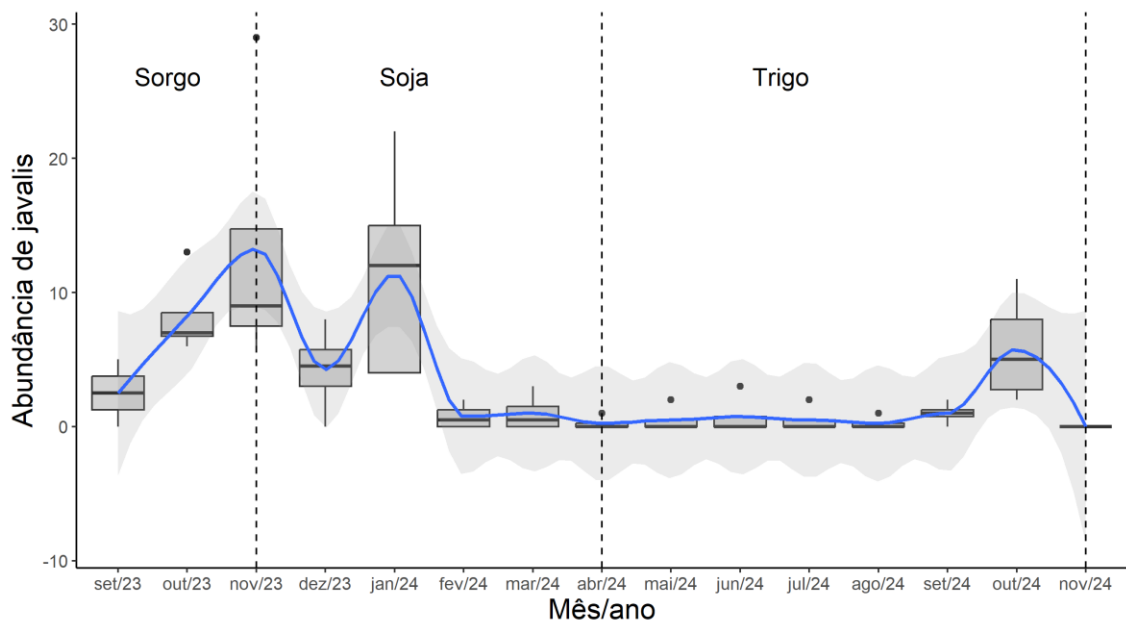


Figura 4. Distribuição de abundância relativa de javalis por mês, e cultivo na plantação mais próxima ao longo do período de estudo. Boxplots representam a distribuição dos valores de abundância de javalis em cada mês ao longo do período de amostragem; linha azul representa a *tendência suavizada* da abundância de javalis ao longo dos meses, considerando os dados fornecidos. A área cinza representa o intervalo de confiança da linha de tendência.

Foram estimados os parâmetros de abundância inicial (λ), taxa de crescimento populacional (γ), probabilidade de detecção (p), imigração (i), e inflação de zeros (ZIP (tabela 6):

Tabela 6. Resultado e valores do Modelo N-mixture de Dail e Madsen. * = significância estatística para $\alpha < 0,05$. Exp. = valores da Predição convertidos da escala logarítmica para a escala exponencial.

Parâmetro	Predição	Exp.	SE	z	p
Abundância inicial (λ)	1,24	3,46	0,72	1,70	0,08
Taxa de crescimento populacional (γ)	-0,079	0,92	0,04	-1,74	0,08
Probabilidade de detecção (p)	-0,575	0,36	0,29	-1,94	0,05
Imigração (i)	-2,69	0,06	0,25	-10,40	1,91 ^{-25*}
Inflação de zeros (ZIP)	1,01	2,74	0,98	1,02	0,30

A abundância inicial de javaporcos (λ) foi estimada em 3,46 indivíduos/unidade amostral (buffer com 500 m de raio = área de 0,785 km²), que expandindo para a área total da RPPN (27,8 km²) obteve-se densidade populacional de 4 ind./km², ou então, 109,36 ind./RPPN Galheiro. A probabilidade de detecção (p) foi estimada em 36% (p = 0,36), sendo considerada relativamente baixa para um mamífero de grande porte, e de comportamento gregário.

O crescimento populacional de javaporcos mostrou ser negativo (decréscimo) (Exp. < 1), apontando uma taxa de redução de 7,6% por unidade de tempo (1 semana), enquanto a imigração mostrou ter pouca influência na dinâmica populacional, com estimativa de 0,068 ind./unidade de tempo com alta significância estatística (p < 0,05). A estimativa para o parâmetro de inflação de zeros foi de ZIP = 1.01 na escala logit, que ao ser convertido para a escala de probabilidade, resulta em uma probabilidade de inflação de zeros de aproximadamente 73,2%, porém esse valor não obteve significância estatística para o parâmetro.

4. Discussão

Esperávamos que os fatores com maior influência na ocupação e abundância de javaporcos fossem primeiramente a disponibilidade de recursos alimentares, principalmente associados às lavouras no entorno da RPPN, seguido de mecanismos de regulação térmica, assim como a ocorrência do predador de topo local, a onça-parda. Todavia, a variável com maior poder explicativo para a abundância dos suçueiros foi a densidade populacional de macaúbas, com baixo poder explicativo das lavouras para esse parâmetro, e sem significância estatística para a ocupação. Os mecanismos de regulação térmica, nesse caso a distância de

riachos e o índice de área foliar, foram significativos tanto para a presença quanto para a abundância desses animais, conforme esperávamos. A presença da onça-parda não mostrou influenciar o padrão de ocupação dos javaporcos registrado, porém, apresentou relação negativa na abundância da espécie.

Por apresentar grande deslocamento e área de vida, suspeitamos que a falta de significância para a ocupação do javaporco no presente estudo seja um indicativo de que essa ocorra numa escala maior da paisagem, para além dos limites da RPPN Galheiro. Estudos em ecossistemas semelhantes, com áreas agrícolas, fisionomias savânicas e floresta semidecidual no estado do Mato Grosso (MT-Brasil), indicaram uma área de vida da espécie variando entre 273 – 1.253 ha (média de 497 ha) (Martins et al. 2019), sendo que países de clima temperado valores entre 136 – 284 ha na Itália (MASSEI et al., 1997) e 32 – 2.851 ha no Japão (Ikeda et al. 2022) foram registrados. Essa variação é apontada como reflexo da disponibilidade de recursos alimentares, especialmente provenientes de paisagens agrícolas, havendo relação negativa entre o tamanho da área de vida e a disponibilidade de recurso alimentares (Massei et al. 1997; Keuling et al. 2009).

Considerados pragas de lavouras em diversas regiões do mundo (Schley and Roper 2003; Andersson et al. 2016; Lombardini et al. 2016; Cappa et al. 2021), esperávamos que a distância das lavouras mais próximas à RPPN fosse o fator de maior influência para a ocupação e abundância dos javaporcos, visto que a dieta da espécie pode ser composta em até 90% de cultivares agrícolas (Herrero et al. 2006). No bioma sul-americano com maior número de registros de javaporcos, a Mata Atlântica, a porcentagem de plantações nas unidades amostrais foi a segunda variável com maior poder explicativo para a ocupação da espécie em florestas ombrófilas mistas (Hegel et al. 2019), sendo superado somente pela distância de corpos d'água. Suspeitamos que a baixa influência das distâncias da lavoura mais próxima tenha ocorrido em função de: i) os parâmetros com maior representatividade referentes a disponibilidade de recursos alimentares agrícolas possam não ter sido contemplados em vista de limitação logística do estudo à área da RPPN; ii) ocorra uma maior preferência por um estágio de maturação avançado da colheita assim como pelas espécies cultivadas, especialmente milho, trigo e aveia (Herrero et al. 2006; Thurfjell et al. 2009; Popczyk et al. 2022; Muthoka et al. 2023).

Apesar de conter majoritariamente espécies agrícolas em sua dieta, alimentos naturais do ambiente também desempenham alta relevância na alimentação do javali/javaporco,

especialmente em períodos de escassez alimentar (Massei et al. 1996; Lee and Lee 2019). Em países europeus observou-se que recursos alimentares esporádicos, tal como a frutificação e produção de sementes de carvalho-da-turquia (*Quercus cerris*), faia (*Fagus sylvatica*) e castanheiras (*Castanea sativa*) aumentam a taxa de sobrevivência de indivíduos jovens, influenciando diretamente as flutuações populacionais de javalis (Bieber and Ruf 2005; Cutini et al. 2013). De maneira semelhante, o consumo das sementes de araucária (*Araucaria angustifolia*) com intensa frutificação entre os meses de março à junho (Mantovani et al. 2004), também foi registrado em diferentes estudos na Mata Atlântica brasileira (Hegel and Marini 2013; Gonçalves 2015; Rosa et al. 2021).

Por apresentar maior poder explicativo tanto no modelo individual quanto no modelo global para os fatores determinantes de abundância de javaporcos, acreditamos que a palmeira nativa macaúba seja uma influente fonte de recurso alimentar para a espécie, assim como observado em ecossistemas do Pantanal brasileiro (Galetti et al. 2015). A macaúba é uma palmeira endêmica de savanas tropicais nas Américas, sendo a terceira espécie de palmeira mais amplamente distribuída no território brasileiro (Clement et al. 2005). O período de frutificação ocorre ao longo de todo o ano (Lorenzi, G.M.A.C and Negrelle, R.R.B. 2006), porém, a queda dos frutos ocorre principalmente entre outubro e janeiro, com maior pico em novembro (Scariot et al. 1991, 1995). A maior abundância desses animais foi registrada justamente entre os meses de setembro e janeiro, com redução drástica nos meses consecutivos (Figura 3), dando maior embasamento a essa hipótese.

Outra possível explicação seria a sobreposição dos períodos de aumento populacional com o regime pronunciado de chuvas entre setembro e fevereiro, que resultaria na redução da temperatura e aumento da umidade nos ambientes. Em razão da ausência de glândulas sudoríparas nos javalis (Long 2003; Campbell and Long 2009) ambientes com altas temperaturas acarretam em maior propensão a hiperaquecimento. Sendo naturalmente uma espécie noturna (Brivio et al. 2017), o forrageio após o crepúsculo, o uso de áreas florestadas para descanso (Oliveira-Santos et al. 2016; Martins et al. 2019; Johann et al. 2020), e o chafurdamento em riachos e córregos, (Bracke 2011; Olczak et al. 2015; Ruf et al. 2023), são estratégias comportamentais comumente registradas para a redução da temperatura corporal pelos javalis e suas variações. Acredita-se que a invasão do javaporco em escala global esteja associada com a alta taxa de reprodução, e dieta generalista, mas também à adaptabilidade

comportamental da espécie frente às altas temperaturas em ambientes tropicais e desérticos (Sales et al. 2017).

Apesar da forte dependência de corpos d'água pela espécie, Hegel e colaboradores (2019) apontaram leve tendência negativa entre a distância de riachos e a ocupação de javaporcos na Mata Atlântica, possivelmente devido ao aumento da incidência de chuvas atípicas na região, que teriam acarretado no aumento da umidade local, reduzindo a restrição térmica da espécie no ambiente (Hegel et al. 2019). A relação com o aumento da umidade (Moraes et al. 2019) e altitude (Duarte Silveira et al. 2021) também foi encontrado em florestas semidecíduais montana no mesmo bioma. Dessa forma, a relação positiva entre o IAF e a probabilidade de detecção (p), e relação negativa entre abundância e distância de riachos, demonstram a preferência por ambientes próximos de cursos d'água e mais densamente florestados, indicando a possibilidade de atuarem como um mecanismo conjunto de alívio térmico.

A caça é apontada como um dos principais fatores de alteração no uso do habitat, período de atividade, e área de vida de javalis (Keuling et al. 2008; Scillitani et al. 2010; Thurfjell et al. 2013; Merli et al. 2017). Apesar da ausência de dados oficiais para a região, episódios confirmados pela equipe através do som de disparos e vestígios de caça foram fortemente encontrados na área, levantando a hipótese do efeito de área de refúgio pela RPPN. No Brasil, apesar da grande emissão de licenças para o controle e manejo da espécie em 2021 (94.176 autorizações), o número de relatórios emitidos por caçadores legalizados nos últimos três anos corresponde a um valor relativamente baixo (148.016 relatórios) em relação a quantidade de licenças emitidas para esse período (Ibama 2021). A partir disso, acreditamos que o manejo da espécie ocorra amplamente através de caçadores regularizados, porém, fora das circunstâncias legais exigidas pela licença.

Em ambientes em que os javalis foram introduzidos, alguns pesquisadores esperavam uma baixa frequência de predação de javalis pelas espécies de predadores locais em razão do distanciamento geográfico e história evolutiva distantes, grande porte corporal, e comportamento agressivo do suçdeo (Doherty et al. 2015). O estudo de Caruso *et al.* (2018) na Patagônia argentina corrobora com essa hipótese, apontando baixa sobreposição no período de atividade entre ambas as espécies. Em contrapartida, Hegel e Marini (2018) apresentaram fortes evidências de predação de javalis por onças-pardas (*Puma concolor*) em florestas ombrófilas

na Mata Atlântica brasileira através de restos de carcaças, e fortes indícios do felino na área (Hegel and Marini 2018).

Evidências de predação são descritos por Skewes *et. al.* (2012) na Floresta Valvidiana Chilena (Skewes et al. 2012) através de análise fecal e busca de carcaças em territórios de caça da espécie. Apesar da baixa sobreposição espacial encontrada entre as populações de javaporcos e onças-pardas no presente estudo, o efeito negativo e significativo entre a abundância das onças na abundância dos suídeos indica a possibilidade de afugentamento dos javaporcos pelo predador, ou mais provavelmente, a predação.

As populações de javalis apresentam grande variação em termos de tamanho, estrutura e densidade populacional, cuja flutuação é regida principalmente pela disponibilidade de recursos alimentares (naturais ou agrícolas) e condições climáticas favoráveis, tal como temperaturas amenas frente aos rigorosos invernos em países de clima temperado (Geisser and Reyer 2005; Bieber and Ruf 2005; Vetter et al. 2015; Touzot et al. 2020). Em 54 localidades em países do oeste europeu foi observada densidade populacional de javalis variando entre 0,01 – 10 ind./km², explicada principalmente pela temperatura, seguido de produtividade vegetal, com baixa influência do predador de topo natural, o lobo (*Canis lupus*). Em florestas de altitudes na Mata Atlântica brasileira, foram observados valores significativamente mais altos, variando entre 8,5 ind./km² à 22,3 ind./km² explicados pela influência da caça esportiva e período de frutificação de *Araucaria angustifolia*.

Em planícies de inundação e áreas de savanas no Pantanal brasileiro, foram registraram densidades de javaporcos de 11 ind./km² e 2,5 ind./km² respectivamente, as quais podem ter sido influenciadas pelo período de seca severo no bioma (Desbiez et al. 2010). A densidade de 3,14 ind./km² aqui apresentado indica um valor relativamente baixo quando comparado aos outros estudos. Suspeitamos que esse fato seja decorrente das características da RPPN Galheiro como área pequena, pouca conectividade, e ocorrência de caça ilegal, que resultam em uma baixa capacidade suporte da área, baixa taxa de imigração ($i = 0,06$ ind./semana) pelo isolamento com outros fragmentos florestais da região, e retirada de indivíduos da população por controle antrópico.

No Brasil, um grande número de estudos sobre a ecologia de javaporcos se encontra em ambientes florestais do bioma Mata Atlântica, possivelmente pelo maior número de registros da espécie e histórico de introdução na regiões Sul e Sudeste (Hegel 2021; La Sala et al. 2023),

mas também por ser um bioma altamente ameaçado, com menos de 16% de seu território original (Ribeiro et al. 2009; Muylaert et al. 2018) e com alto grau de endemismo de espécies. O presente estudo é um dos poucos a avaliarem as interações ecológicas do javaporco no Cerrado.

O manejo e controle de javaporcos nesse bioma se faz urgente visto a classificação como *hotspot* de biodiversidade mundial, para a redução de impactos ambientais e conservação das espécies locais. O padrão ecológico aqui apresentado elucidará sobre o comportamento do uso do espaço pela espécie de suídeo em áreas de Cerrado, indicando locais prioritários para o controle e manejo da espécie. Foi observada alta dependência de mecanismos de alívio térmico frente às altas temperaturas pela espécie, e da disponibilidade de recursos alimentares, sendo a macaúba um alimento de alta relevância.

Recomendamos que o manejo da espécie no Cerrado seja realizado ao longo da estação seca, com o uso de iscas alimentares dispostas em áreas densamente florestadas e próximas de corpos d'água. O motivo para tal recomendação situa-se no fato da alta propensão a hipertermia dos javaporcos em períodos de baixa pluviosidade, e menor disponibilidade de recursos alimentares, ficando restritos e concentrados nessas áreas.

5. Referências bibliográficas

- Akaike H (1998) Information Theory and an Extension of the Maximum Likelihood Principle. In: Parzen E, Tanabe K, Kitagawa G (eds) Selected Papers of Hirotugu Akaike. Springer, New York, NY, pp 199–213
- Anderson DR, Burnham KP (2002) Avoiding Pitfalls When Using Information-Theoretic Methods. *J Wildl Manag* 66:912–918. <https://doi.org/10.2307/3803155>
- Andersson H, Gren I-M, Pettersson T (2016) Wild boars and farming in Sweden. Work Pap Ser Swed Univ Agric Sci Dep Econ
- Aravena P, Skewes O (2007) EUROPEAN WILD BOAR PUREBRED AND SUS SCROFA INTERCROSSES. DISCRIMINATION PROPOSALS. A REVIEW
- Ballari SA, Barrios-García MN (2014) A review of wild boar *Sus scrofa* diet and factors affecting food selection in native and introduced ranges. *Mammal Rev* 44:124–134. <https://doi.org/10.1111/mam.12015>
- Ballari SA, Cuevas MF, Cirignoli S, Valenzuela AEJ (2015a) Invasive wild boar in Argentina: using protected areas as a research platform to determine distribution, impacts and management. *Biol Invasions* 17:1595–1602. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0818-7>

- Ballari SA, Cuevas MF, Ojeda RA, Navarro JL (2015b) Diet of wild boar (*Sus scrofa*) in a protected area of Argentina: the importance of baiting. *Mammal Res* 60:81–87. <https://doi.org/10.1007/s13364-014-0202-0>
- Barrios-Garcia MN, Ballari SA (2012) Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biol Invasions* 14:2283–2300. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0229-6>
- Baruzzi C, Miha, Krofel (2017) Friends or foes? Importance of wild ungulates as ecosystem engineers for amphibian communities. *NORTH-WESTERN JOURNAL OF ZOOLOGY* 13 320–325:
- Baskin L, Danell K (2003) *Ecology of Ungulates: A Handbook of Species in Eastern Europe and Northern and Central Asia*. Springer Science & Business Media
- Bieber C, Ruf T (2005) Population dynamics in wild boar *Sus scrofa* : ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. *J Appl Ecol* 42:1203–1213. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01094.x>
- Bracke MBM (2011) Review of wallowing in pigs: Description of the behaviour and its motivational basis. *Appl Anim Behav Sci* 132:1–13. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2011.01.002>
- Brivio F, Grignolio S, Brogi R, et al (2017) An analysis of intrinsic and extrinsic factors affecting the activity of a nocturnal species: The wild boar. *Mamm Biol* 84:73–81. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2017.01.007>
- Burnham KP, Anderson DR (2004) Multimodel Inference: Understanding AIC and BIC in Model Selection. *Sociol Methods Res* 33:261–304. <https://doi.org/10.1177/0049124104268644>
- Campbell TA, Long DB (2009) Feral swine damage and damage management in forested ecosystems. *For Ecol Manag* 257:2319–2326. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.03.036>
- Cappa F, Bani L, Meriggi A (2021) Factors affecting the crop damage by wild boar (*Sus scrofa*) and effects of population control in the Ticino and Lake Maggiore Park (North-western Italy). *Mamm Biol* 101:451–463. <https://doi.org/10.1007/s42991-021-00125-2>
- Cardoso Da Silva JM, Bates JM (2002) Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot. *BioScience* 52:225. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0225:BPACIT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0225:BPACIT]2.0.CO;2)
- Caro T, Rowe Z, Berger J, et al (2022) An inconvenient misconception: Climate change is not the principal driver of biodiversity loss. *Conserv Lett* 15:e12868. <https://doi.org/10.1111/conl.12868>
- Chandler R, Kellner K, Fiske I, et al (2010) *unmarked: Models for Data from Unmarked Animals*. 1.4.3

- Chase JM, Blowes SA, Knight TM, et al (2020) Ecosystem decay exacerbates biodiversity loss with habitat loss. *Nature* 584:238–243. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2531-2>
- Chen JM, Black TA (1992) Defining leaf area index for non-flat leaves. *Plant Cell Environ* 15:421–429. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1992.tb00992.x>
- Christian H-M (2023) The Main Drivers of Biodiversity Loss: A Brief Overview. *J Ecol Nat Resour* 7:. <https://doi.org/10.23880/jenr-16000346>
- Clement CR, Lleras E, Leeuwen J van (2005) O potencial das palmeiras tropicais no Brasil: acertos e fracassos das últimas décadas. *Agrociencia*, v. 9, nn. 1–2, pp. 67–71, 2005.:
- Cutini A, Chianucci F, Chirichella R, et al (2013) Mast seeding in deciduous forests of the northern Apennines (Italy) and its influence on wild boar population dynamics. *Ann For Sci* 70:493–502. <https://doi.org/10.1007/s13595-013-0282-z>
- Dail D, Madsen L (2011) Models for Estimating Abundance from Repeated Counts of an Open Metapopulation. *Biometrics* 67:577–587. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2010.01465.x>
- D’Amico M, Périquet S, Román J, Revilla E (2016) Road avoidance responses determine the impact of heterogeneous road networks at a regional scale. *J Appl Ecol* 53:181–190. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12572>
- Dantas V de L, Pausas JG (2013) The lanky and the corks: fire-escape strategies in savanna woody species. *J Ecol* 101:1265–1272. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12118>
- Dasgupta SP (2021) The Economics of Biodiversity The Dasgupta Review Abridged Version. *Environ Econ*
- Desbiez AL, Keuroghlian A, Piovezan U, Bodmer RE (2011) Invasive species and bushmeat hunting contributing to wildlife conservation: the case of feral pigs in a Neotropical wetland. *Oryx* 45:78–83. <https://doi.org/10.1017/S0030605310001304>
- Desbiez ALJ, Bodmer RE, Tomas WM (2010) Mammalian Densities in a Neotropical Wetland Subject to Extreme Climatic Events. *Biotropica* 42:372–378. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00601.x>
- Doherty TS, Dickman CR, Nimmo DG, Ritchie EG (2015) Multiple threats, or multiplying the threats? Interactions between invasive predators and other ecological disturbances. *Biol Conserv* 190:60–68. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.013>
- DRYFLOR, Banda-R K, Delgado-Salinas A, et al (2016) Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science* 353:1383–1387. <https://doi.org/10.1126/science.aaf5080>
- Duarte Silveira RA, Marques Da Rosa HH, Pereira AA, et al (2021) Natural factors but not anthropogenic factors affect native and non-native mammal distribution in a Brazilian National Park. *Anim Biodivers Conserv* 241–250. <https://doi.org/10.32800/abc.2021.44.0241>

- Engeman RM, Addison D, Griffin JC (2016) Defending against disparate marine turtle nest predators: nesting success benefits from eradicating invasive feral swine and caging nests from raccoons. *Oryx* 50:289–295. <https://doi.org/10.1017/S0030605314000805>
- Fang H, Baret F, Plummer S, Schaepman-Strub G (2019) An Overview of Global Leaf Area Index (LAI): Methods, Products, Validation, and Applications. *Rev Geophys* 57:739–799. <https://doi.org/10.1029/2018RG000608>
- Françoso RD, Brandão R, Nogueira CC, et al (2015) Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. *Nat Conserv* 13:35–40. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.04.001>
- Galetti M, Camargo H, Siqueira T, et al (2015) Diet Overlap and Foraging Activity between Feral Pigs and Native Peccaries in the Pantanal. *PLOS ONE* 10:e0141459. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141459>
- Geisser H, Reyer H (2005) The influence of food and temperature on population density of wild boar *Sus scrofa* in the Thurgau (Switzerland). *J Zool* 267:89–96. <https://doi.org/10.1017/S095283690500734X>
- Gonçalves FHP (2015) A INVASÃO DO JAVALI NA SERRA DA
- Hardwick SR, Toumi R, Pfeifer M, et al (2015) The relationship between leaf area index and microclimate in tropical forest and oil palm plantation: Forest disturbance drives changes in microclimate. *Agric For Meteorol* 201:187–195. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.11.010>
- Hegel CGZ (2021) HISTÓRIA DA INVASÃO DO JAVALI (*Sus scrofa* L.) NO BRASIL CONTADA PELA DISPERSÃO E MORFOLOGIA, COM CENÁRIOS DE MANEJO DA ESPÉCIE. Universidade de Brasília
- Hegel CGZ, Marini MÂ (2018) Large felids as predators of wild boars in the Atlantic Forest: reconciling Verdade *et al* . and Rosa *et al* . *Anim Conserv* 21:363–364. <https://doi.org/10.1111/acv.12402>
- Hegel CGZ, Marini MÂ (2013) Impacto do javali europeu, *Sus scrofa*, em um fragmento da Mata Atlântica brasileira. *Neotropical Biol Conserv* 8:17–24. <https://doi.org/10.4013/nbc.2013.81.03>
- Hegel CGZ, Santos LRD, Pichorim M, Marini MÂ (2019) Wild pig (*Sus scrofa* L.) occupancy patterns in the Brazilian Atlantic forest. *Biota Neotropica* 19:e20180719. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2018-0719>
- Herrero J, García-Serrano A, Couto S, et al (2006) Diet of wild boar *Sus scrofa* L. and crop damage in an intensive agroecosystem. *Eur J Wildl Res* 52:245–250. <https://doi.org/10.1007/s10344-006-0045-3>
- Hostetler JA, Chandler RB (2015) Improved state-space models for inference about spatial and temporal variation in abundance from count data. *Ecology* 96:1713–1723. <https://doi.org/10.1890/14-1487.1>
- IBAMA (2021) Boletim Informativo - SIMAF (04/04/2019 a 31/08/2021)

- Ikeda T, Higashide D, Suzuki T, Asano M (2022) Home range and habitat selection of wild boar (*Sus scrofa*) in rural landscape
- Jaureguiberry P, Titeux N, Wiemers M, et al (2022) The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Sci Adv* 8:eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>
- Johann F, Handschuh M, Linderoth P, et al (2020) Adaptation of wild boar (*Sus scrofa*) activity in a human-dominated landscape. *BMC Ecol* 20:4. <https://doi.org/10.1186/s12898-019-0271-7>
- Jolley DB, Ditchkoff SS, Sparklin BD, et al (2010) Estimate of herpetofauna depredation by a population of wild pigs. *J Mammal* 91:519–524. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-A-129.1>
- Keiter DA, Mayer JJ, Beasley JC (2016) What is in a “common” name? A call for consistent terminology for nonnative *Sus scrofa*. *Wildl Soc Bull* 40:384–387. <https://doi.org/10.1002/wsb.649>
- Keuling O, Stier N, Roth M (2008) How does hunting influence activity and spatial usage in wild boar *Sus scrofa* L.? *Eur J Wildl Res* 54:729–737. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0204-9>
- Keuling O, Stier N, Roth M (2009) Commuting, shifting or remaining? *Mamm Biol* 74:145–152. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2008.05.007>
- Kotani PM (1995) Responses of vegetation to a changing regime of disturbance: effects of feral pigs in a Californian coastal prairie. *Ecography* 18:190–199. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1995.tb00340.x>
- La Sala LF, Burgos JM, Caruso NC, et al (2023) Wild pigs and their widespread threat to biodiversity conservation in South America. *J Nat Conserv* 73:126393. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126393>
- Lee S-M, Lee E-J (2019) Diet of the wild boar (*Sus scrofa*): implications for management in forest-agricultural and urban environments in South Korea. *PeerJ* 7:e7835. <https://doi.org/10.7717/peerj.7835>
- Lehmann CER, Anderson TM, Sankaran M, et al (2014) Savanna Vegetation-Fire-Climate Relationships Differ Among Continents. *Science* 343:548–552. <https://doi.org/10.1126/science.1247355>
- Lewis JS, Farnsworth ML, Burdett CL, et al (2017a) Biotic and abiotic factors predicting the global distribution and population density of an invasive large mammal. *Sci Rep* 7:44152. <https://doi.org/10.1038/srep44152>
- Lewis JS, Farnsworth ML, Burdett CL, et al (2017b) Biotic and abiotic factors predicting the global distribution and population density of an invasive large mammal. *Sci Rep* 7:44152. <https://doi.org/10.1038/srep44152>

- Li D, Olden J, Lockwood J, et al (2020) Changes in taxonomic and phylogenetic diversity in the Anthropocene. *Proc R Soc B Biol Sci* 287:20200777. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0777>
- Lombardini M, Meriggi A, Fozzi A (2016) Factors influencing wild boar damage to agricultural crops in Sardinia (Italy). *Curr Zool* zow099. <https://doi.org/10.1093/cz/zow099>
- Long J (2003) *Introduced Mammals of the World: Their History, Distribution and Influence*. CSIRO PUBLISHING
- LORENZI, G. M. A. C., NEGRELLE, R. R. B. (2006) *Acrocomia aculeata* (JACQ.) LODD. EX MART.: ASPECTOS ECOLÓGICOS, USOS E POTENCIALIDADES. *Visão Acadêmica*
- Luca Bastianelli M, Von Hoermann C, Kirchner K, et al (2024) Risk response towards roads is consistent across multiple species in a temperate forest ecosystem. *Oikos* 2024:e10433. <https://doi.org/10.1111/oik.10433>
- MacKenzie DI, Nichols JD, Royle JA, et al (2005) *Occupancy Estimation and Modeling*, 1ª edição. Academic Press
- Maehr DS, Belden RC, Land ED, Wilkins L (1990) Food Habits of Panthers in Southwest Florida. *J Wildl Manag* 54:420–423. <https://doi.org/10.2307/3809651>
- Mantovani A, Morellato LPC, Reis MS dos (2004) Fenologia reprodutiva e produção de sementes em *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. *Braz J Bot* 27:787–796. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042004000400017>
- Markov N, Economov A, Hjeljord O, et al (2022) The wild boar *Sus scrofa* in northern Eurasia: a review of range expansion history, current distribution, factors affecting the northern distributional limit, and management strategies. *Mammal Rev* 52:519–537. <https://doi.org/10.1111/mam.12301>
- Martins FB, Gonzaga G, Dos Santos DF, Reboita MS (2018) CLASSIFICAÇÃO CLIMÁTICA DE KÖPPEN E DE THORNTHWAITE PARA MINAS GERAIS: CENÁRIO ATUAL E PROJEÇÕES FUTURAS. *Rev Bras Climatol* 1:. <https://doi.org/10.5380/abclima.v1i0.60896>
- Martins Fernando I, Mourão G, Campos Z, et al (2019) ACTIVITY PATTERN AND HABITAT SELECTION BY INVASIVE WILD BOARS (*SUS SCROFA*) IN BRAZILIAN AGROECOSYSTEMS. *Mastozool Neotropical* 26:129–141. <https://doi.org/10.31687/saremMN.19.26.1.0.08>
- Massei G, Genov PV (2004) THE ENVIRONMENTAL IMPACT OF WILD BOAR. *Galemys Span J Mammal*
- Massei G, Genov PV, Staines BW (1996) Diet, food availability and reproduction of wild boar in a Mediterranean coastal area. *Acta Theriol (Warsz)* 41:307–320. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.96-29>

- Massei G, Genov PV, Staines BW, Gorman ML (1997) Factors influencing home range and activity of wild boar (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal area. J Zool 242:411–423. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1997.tb03845.x>
- McKee S, Anderson A, Carlisle K, Shwiff SA (2020) Economic estimates of invasive wild pig damage to crops in 12 US states. Crop Prot 132:105105. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2020.105105>
- Merli E, Grignolio S, Marcon A, Apollonio M (2017) Wild boar under fire: the effect of spatial behaviour, habitat use and social class on hunting mortality. J Zool 303:155–164. <https://doi.org/10.1111/jzo.12471>
- Mikulka O, Zeman J, Drimaj J, et al (2018) The importance of natural food in wild boar (*Sus scrofa*) diet during autumn and winter. Folia Zool 67:165. <https://doi.org/10.25225/fozo.v67.i3-4.a3.2018>
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (2022) PORTARIA MMA Nº 148, DE 7 DE JUNHO DE 2022. ANEXO LISTA Of. ESPÉCIES FLORA Bras. AMEAÇADAS EXTINÇÃO
- Mitchell K (2023) Quantitative Analysis by the Point-Centered Quarter Method
- Morais TA, Rosa CA, Azevedo CS, et al (2019) Factors affecting space use by wild boars (*Sus scrofa*) in high-elevation tropical forests. Can J Zool 97:971–978. <https://doi.org/10.1139/cjz-2019-0130>
- Moreira MF, Milhomens LBS, Uzeda PLC, et al (2024) The impacts of wild boars (*Sus scrofa*) on fish community and on instream physical habitat of two small streams in a protected area in Brazil. Neotropical Ichthyol 22:e240020. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2024-0020>
- Muthoka CM, Andren H, Nyaga J, et al (2023) Effect of supplemental feeding on habitat and crop selection by wild boar in Sweden. Ethol Ecol Evol 35:106–124. <https://doi.org/10.1080/03949370.2021.2024265>
- Muyllaert RL, Vancine MH, Bernardo R, et al (2018) UMA NOTA SOBRE OS LIMITES TERRITORIAIS DA MATA ATLÂNTICA. Oecologia Aust 22:302–311. <https://doi.org/10.4257/oeco.2018.2203.09>
- Nores C, Llaneza L, Álvarez Á (2008) Wild boar *Sus scrofa* mortality by hunting and wolf *Canis lupus* predation: an example in northern Spain. Wildl Biol 14:44–51. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2008\)14\[44:WBSSMB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2008)14[44:WBSSMB]2.0.CO;2)
- Olczak K, Nowicki J, Klocek C (2015) Pig behaviour in relation to weather conditions – a review. Ann Anim Sci 15:601–610. <https://doi.org/10.1515/aoas-2015-0024>
- Oliveira PS, Marquis RJ (eds) (2002) The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna. Columbia Univ. Press, New York
- Oliveira-Santos LGR, Forester JD, Piovezan U, et al (2016) Incorporating animal spatial memory in step selection functions. J Anim Ecol 85:516–524. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12485>

- Oliver WLR, Group IP and PS, Group IHS (1993) Pigs, Peccaries, and Hippos: Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN
- Palacio S, Bueno CG, Azorín J, et al (2013) Wild-boar disturbance increases nutrient and C stores of geophytes in subalpine grasslands. *Am J Bot* 100:1790–1799. <https://doi.org/10.3732/ajb.1300002>
- Popczyk B, Klich D, Nasiadka P, et al (2022) Crop Harvesting Can Affect Habitat Selection of Wild Boar (*Sus scrofa*). *Sustainability* 14:14679. <https://doi.org/10.3390/su142214679>
- Prakash S, Verma AK (2022) ANTHROPOGENIC ACTIVITIES AND BIODIVERSITY THREATS. *Int J Biol Innov* 04:94–103. <https://doi.org/10.46505/IJBI.2022.4110>
- Qu Y, Wang Z, Shang J, et al (2021) Estimation of leaf area index using inclined smartphone camera. *Comput Electron Agric* 191:106514. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2021.106514>
- Rada N (2013) Assessing Brazil's Cerrado agricultural miracle. *Food Policy* 38:146–155. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2012.11.002>
- Ribeiro JF, Walter BMT (2008) Fitofisionomias do Bioma Cerrado
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, et al (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol Conserv* 142:1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Richardson DM, Pyšek P, Carlton JT (2010) A Compendium of Essential Concepts and Terminology in Invasion Ecology. In: Richardson DM (ed) *Fifty Years of Invasion Ecology*, 1st edn. Wiley, pp 409–420
- Rosa C, Hegel CGZ, Passamani M (2021) Seed removal of *Araucaria angustifolia* by native and invasive mammals in protected areas of Atlantic Forest. *Biota Neotropica* 21:e20201111. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2020-1111>
- Rosa C, Passamani M, Pompeu P (2018) Differential effects of exotic Eurasian wild pigs and native peccaries on physical integrity of streams in the Brazilian Atlantic Forest
- Rosell C, Fernández-Llario P, Herrero Y (2001) El Jabalí (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758). *Galemys* 13:
- Royle JA (2004) *N*-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts. *Biometrics* 60:108–115. <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2004.00142.x>
- Ruf T, Vetter SG, Painer-Gigler J, et al (2023) Thermoregulation in the wild boar (*Sus scrofa*). *J Comp Physiol B* 193:689–697. <https://doi.org/10.1007/s00360-023-01512-6>
- Sales LP, Ribeiro BR, Hayward MW, et al (2017) Niche conservatism and the invasive potential of the wild boar. *J Anim Ecol* 86:1214–1223. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12721>

- Salvador CH (2012) Ecologia e manejo de javali (*Sus scrofa* L.) na América do Sul [Ecology and management of Eurasian wild boar (*Sus scrofa* L.) in South America]. Universidade Federal do Rio de Janeiro
- Santos JG, Ferreira VO (2016) A variabilidade pluviométrica na Mesorregião do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba-MG. *GeoTextos* 12:233. <https://doi.org/10.9771/1984-5537geo.v12i1.15791>
- Scariot A, Lleras E, Hay JD (1995) Flowering and Fruiting Phenologies of the Palm *Acrocomia aculeata*: Patterns and Consequences. *Biotropica* 27:168–173. <https://doi.org/10.2307/2388992>
- Scariot AO, Lleras E, Hay JD (1991) Reproductive Biology of the Palm *Acrocomia aculeata* in Central Brazil. *Biotropica* 23:12–22. <https://doi.org/10.2307/2388683>
- Schley L, Roper TJ (2003) Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Rev* 33:43–56. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2907.2003.00010.x>
- Scillitani L, Monaco A, Toso S (2010) Do intensive drive hunts affect wild boar (*Sus scrofa*) spatial behaviour in Italy? Some evidences and management implications. *Eur J Wildl Res* 56:307–318. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0314-z>
- Siemann E, Carrillo JA, Gabler CA, et al (2009) Experimental test of the impacts of feral hogs on forest dynamics and processes in the southeastern US. *For Ecol Manag* 258:546–553. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.03.056>
- Silva LCR, Hoffmann WA, Rossatto DR, et al (2013) Can savannas become forests? A coupled analysis of nutrient stocks and fire thresholds in central Brazil. *Plant Soil* 373:829–842
- Simberloff D, Rejmanek M (eds) (2019a) 100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A Selection From The Global Invasive Species Database. In: *Encyclopedia of Biological Invasions*. University of California Press, pp 715–716
- Simberloff D, Rejmanek M (eds) (2019b) 100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A Selection From The Global Invasive Species Database. In: *Encyclopedia of Biological Invasions*. University of California Press, pp 715–716
- Simberloff D, Von Holle B (1999) Positive Interactions of Nonindigenous Species: Invasional Meltdown? *Biol Invasions* 1:21–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010086329619>
- Simões M (2015) ASPECTOS CLIMÁTICOS DO ESTADO DE MINAS GERAIS. *Rev Bras Climatol* 17:
- Skewes O, Moraga CA, Arriagada P, Rau JR (2012) El jabalí europeo (*Sus scrofa*): Un invasor biológico como presa reciente del puma (*Puma concolor*) en el sur de Chile. *Rev Chil Hist Nat* 85:227–232. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2012000200009>
- Strassburg BBN, Brooks T, Feltran-Barbieri R, et al (2017) Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat Ecol Evol* 1:0099. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>

- Thurfjell H, Ball JP, Åhlén P-A, et al (2009) Habitat use and spatial patterns of wild boar *Sus scrofa* (L.): agricultural fields and edges. *Eur J Wildl Res* 55:517–523. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0268-1>
- Thurfjell H, Spong G, Ericsson G (2013) Effects of hunting on wild boar *Sus scrofa* behaviour. *Wildl Biol* 19:87–93. <https://doi.org/10.2981/12-027>
- Touzot L, Schermer É, Venner S, et al (2020) How does increasing mast seeding frequency affect population dynamics of seed consumers? Wild boar as a case study. *Ecol Appl* 30:e02134. <https://doi.org/10.1002/eap.2134>
- Vetter SG, Ruf T, Bieber C, Arnold W (2015) What Is a Mild Winter? Regional Differences in Within-Species Responses to Climate Change. *PLOS ONE* 10:e0132178. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0132178>
- Webber BL, Norton BA, Woodrow IE (2010) Disturbance affects spatial patterning and stand structure of a tropical rainforest tree. *Austral Ecol* 35:423–434. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.02054.x>
- Wilcox JT, Van Vuren DH (2009) Wild Pigs as Predators in Oak Woodlands of California. *J Mammal* 90:114–118. <https://doi.org/10.1644/08-MAMM-A-017.1>
- Woodall PF (1983) Distribution and Population Dynamics of Dingoes (*Canis familiaris*) and Feral Pigs (*Sus scrofa*) in Queensland, 1945–1976. *J Appl Ecol* 20:85–95. <https://doi.org/10.2307/2403377>
- Zengel SA, Conner WH (2008) Could Wild Pigs Impact Water Quality and Aquatic Biota in Floodplain Wetland and Stream Habitats at Congaree National Park, South Carolina?

6. Material suplementar

Tabela 6. Lista de espécies registradas. Legenda: LC = pouco preocupante; VU = vulnerável; NT = quase ameaçada; EN = ameaçada.

Táxon	Nome científico	Nome popular	Nº de registros	IUCN
Ordem Artiodactyla				
Família Suidae				
	<i>Sus scrofa</i> (Linnaeus, 1758)	Javali, javaporco ou porco-feral.	275	LC
Família Tayassuidae				

	<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto ou catitu.	1.147	LC
Ordem Carnivora				
Família Canidae				
	<i>Canis lupus</i>	Cão-doméstico.	5	LC
	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do- mato ou graxaim- do-campo.	5	LC
	<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Lobo-guará.	1	NT
Família Felidae				
	<i>Leopardus guttulus</i> (Hensel, 1872)	Gato-do-mato- pequeno.	1	VU
	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguaririca.	5	LC
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda, suçuarana ou leão-baio.	10	LC
Família Mephitidae				
	<i>Conepatus semistriatus</i> (Boddaert, 1785)	Jaritataca ou cangambá.	2	LC
Família Mustelidae				
	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara ou papa- mel.	9	LC
Família Procyonidae				

	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati.	12	LC
Ordem Cingulata				
Família Dasypodidae				
	<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-galinha.	109	LC
	<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba.	4	LC
	<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	Tatu-canastra.	5	VU
Ordem Didelphimor- phia				
Família Didelphidae				
	<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	Gambá-de-orelha-branca ou saruê.	51	LC
Ordem Lagomorpha				
Família Leporidae				
	<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapiti ou tapeti.	39	EN
Ordem Pilosa				
Família Myrmecophagi- dae				

	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-bandeira.	85	VU
	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim.	28	LC
Ordem Rodentia				
Família Caviidae				
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara.	2	LC
Família Cuniculidae				
	<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca.	3	LC
Família Erethizontidae				
	<i>Coendou spinosus</i> (Cuvier, 1823)	Ouriço-caxeiro.	1	LC
Ordem Primate				
Família Cebidae				
	<i>Sapajus libidinosus</i> (Spix, 1823)	Macaco-prego.	3	NT

TERCEIRA PARTE

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A crise da perda de biodiversidade mundial é resultado de uma série de processos causados por ações antrópicas em larga escala por todo o mundo, e que podem acarretar danos severos à qualidade de vida humana. Dentre esses processos estão as invasões biológicas. O presente estudo buscou determinar os fatores que determinam a ocorrência de uma espécie invasora, o javali, em ambientes de savanas tropicais que incluem um dos maiores *hotspots* de biodiversidade mundial, o Cerrado. Nosso estudo, é um dos poucos estudos sobre a ecologia da invasão do javali no Cerrado e preenche as primeiras lacunas do conhecimento científico referente ao tema. A compreensão dos mecanismos por trás desse processo promovido por uma espécie mundialmente reconhecida pelo alto impacto ambiental, econômico e social, possibilita um direcionamento para ações de prevenção e manejo da espécie em diferentes países.