

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS DA NATUREZA

Vittoria Façanha Bassani

Plataforma de Modelagem Baseada em Agentes (ABM) em R: Simulação de
Abundância e revisão de métodos de controle de *Sus scrofa*

Buri

2025

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

CENTRO DE CIÊNCIAS DA NATUREZA

Vittoria Façanha Bassani

Plataforma de Modelagem Baseada em Agentes (ABM) em R: Simulação de
Abundância e revisão de métodos de controle de *Sus scrofa*

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado como exigência parcial para
a obtenção do grau de Bacharel em
Ciências Biológicas na Universidade
Federal de São Carlos.

Orientação: Prof. Dr. Iuri Emmanuel de
Paula Ferreira

Buri

2025

Bassani, Vittoria Façanha

Plataforma de Modelagem Baseada em Agentes (ABM)
em R: Simulação de Abundância e revisão de métodos de
controle de Sus scrofa / Vittoria Façanha Bassani -- 2025.
48f.

TCC (Graduação) - Universidade Federal de São Carlos,
campus Lagoa do Sino, Buri

Orientador (a): Iuri Emmanuel de Paula Ferreira
Banca Examinadora: Alexandra Sanches, Thiago Philipe
de Camargo e Timo
Bibliografia

1. Ecologia de Populações. 2. Simulações
Computacionais . 3. Sus scrofa. I. Bassani, Vittoria
Façanha. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática
(SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Lissandra Pinhatelli de Britto - CRB/8 7539



FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
COORDENAÇÃO DO CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (CCCBIO-LS)
Rod. Lauri Simões de Barros km 12 - SP-189, s/n - Bairro Aracaçu, Buri/SP, CEP
18290-000 Telefone: (15) 32569030 - <http://www.ufscar.br>

DP-TCC-FA nº 45/2025/CCCBio-LS/CCN/R

Graduação: Defesa Pública de Trabalho de
Conclusão de Curso Folha Aprovação (GDP-TCC-
FA)

FOLHA DE APROVAÇÃO

VITTORIA FAÇANHA BASSANI

**PLATAFORMA DE MODELAGEM BASEADA EM AGENTES (ABM) EM R:
SIMULAÇÃO DE ABUNDÂNCIA E REVISÃO DE MÉTODOS DE CONTROLE DE SUS
SCROFA**

Trabalho de Conclusão de Curso

Universidade Federal de São Carlos – Campus Lagoa do Sino

Buri, 09 de dezembro de 2025

ASSINATURAS E CIÊNCIAS

Cargo/Função	Nome Completo
Orientador	Iuri Emmanuel de Paula Ferreira
Membro da Banca 1	Alexandra Sanches
Membro da Banca 2	Thiago Philipe de Camargo e Timo



Documento assinado eletronicamente por Luri Emmanuel de Paula Ferreira, Docente, em 12/12/2025, às 12:59, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por Alexandra Sanches, Docente, em 12/12/2025, às 17:18, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufscar.br/autenticacao>, informando o código verificador 2108156 e o código CRCDAE29FE2.

Referência: Caso responda a este documento, indicar expressamente o Processo nº

S

El nº 2108156 23112.017968/2025-70

Modelo de Documento: Grad: Defesa TCC: Folha Aprovação, versão

Documento assinado digitalmente
gov.br THIAGO PHILIPPE DE CAMARGO E TIMO
Data: 13/12/2025 12:11:51-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dedicatória

Dedico esse trabalho aos meus filhos de quatro patas, sem eles meu amor pela biologia não existiria. Bela, Simba e Paçoca.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meu pais, Mirte Ferreira Façanha e Rodrigo Messias Bassani, sem eles e seu apoio essa graduação não seria possível. Agradeço a todos os meus irmãos, Isaac, Israel, Esdras, Matheus e toda minha família que sempre me ajudaram e me deram suporte durante essa etapa. Em especial agradeço minha irmã mais velha, Dayana, que desde quando eu era pequena cultivou meu imaginário e amor pelos animais.

Agradeço também as minhas amigas duradouras de antes da faculdade, principalmente a minha amiga Vitória, que esteve comigo durante todos os momentos, mesmo quando nossos caminhos se separaram na faculdade.

Agradeço aos meus amigos que fiz durante a graduação, e em especial a minhas amigas Jullya e Karen, sem elas não teria sobrevivido a todo o caos, e os tempos tranquilos foram mais alegres com elas. Agradeço a todos meus professores, todos os ensinamentos foram fundamentais para estruturar meu caminho como bióloga, e agradeço a compreensão, acolhimento e carinho de cada um.

Agradeço o meu orientador Dr. Iuri Emmanuel de Paula Ferreira, que praticamente durante toda minha graduação me orientou dentro da área de pesquisa, aconselhou, e me ajudou sempre que necessário. Agradeço ao grupo de extensão que fiz parte, CeMECA, e as amigas que surgiram.

Agradeço aos meus filhos de quatro patas Bela, Simba e Paçoca, que desde os meus 9 anos estiveram comigo. No ano que entrei na faculdade Simba passou a morar no meu coração e agora no último Belona também, sempre vou guardá-los na memória com muito amor. Amo vocês.

“Não há diferença fundamental entre humanos e animais na capacidade de sentir prazer e dor, felicidade e miséria.” – Charles Darwin

RESUMO

Bassani, Vittoria. Uma plataforma baseada em agentes em R para estudos de abundância animal: aplicação à espécie invasora *Sus scrofa* por meio de simulações com armadilhas fotográficas e revisão sobre métodos de controle. 2025. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Federal de São Carlos, campus Lagoa do Sino, Buri, 2025.

O javali (*Sus scrofa*) é considerado uma das espécies invasoras mais impactantes do mundo, podendo causar tanto danos ambientais quanto econômicos. Estratégias de controle para esse animal têm se mostrado ineficazes, frequentemente baseadas em métodos sem monitoramento populacional adequado e sem embasamento científico. Este trabalho teve como objetivo apresentar uma plataforma computacional baseada em agentes (MAB) desenvolvida em linguagem R, a qual realiza simulações de monitoramento de fauna via armadilhas fotográficas. A espécie *Sus scrofa* foi escolhida no trabalho apresentado como estudo de caso em uma região do Sudoeste Paulista. Foram simuladas 40.000 trilhas de agentes, representando bandos de javalis, e avaliou-se a performance do Random Encounter Models (REM) na estimativa de densidade populacional. Os resultados revelaram que, o uso de janelas de exclusão, uma prática comum em estudos de *câmera trapping*, tende a superestimar a densidade populacional e reduzir a concordância com valores reais, contradizendo recomendações bibliográficas. Além disso, a estrutura da paisagem foi um fator determinante na precisão das estimativas. Paralelamente, uma revisão sobre métodos de controle e monitoramento evidenciou a dificuldade do controle da espécie no Brasil. Conclui-se que a plataforma MAB representa uma ferramenta promissora para otimizar estudos de monitoramento e que o manejo eficaz de *Sus scrofa* exige a transição para estratégias baseadas em evidências, integrando monitoramento de precisão, modelagem preditiva e controle planejado.

Palavras-chave: Ecologia de populações; javaporco; Linguagem R; REM; Câmera trap.

RESUMO EM LÍNGUA ESTRANGEIRA

The wild boar (*Sus scrofa*) is considered one of the most impactful invasive species in the world, causing both environmental and economic damage. Control strategies for this animal have proven ineffective, often based on methods lacking adequate population monitoring and scientific basis. This work aimed to present an agent-based computational platform (ABM) developed in R, which performs fauna monitoring simulations via camera traps. The species *Sus scrofa* was chosen as a case study in a region of southwestern São Paulo state. 40,000 agent trails, representing herds of wild boars, were simulated, and the performance of Random Encounter Models (REM) in estimating population density was evaluated. The results revealed that the use of exclusion windows, a common practice in camera trapping studies, tends to overestimate population density and reduce agreement with real values, contradicting bibliographic recommendations. Furthermore, landscape structure was a determining factor in the accuracy of the estimates. In parallel, a review of control and monitoring methods highlighted the difficulty of controlling the species in Brazil. It is concluded that the MAB platform represents a promising tool for optimizing monitoring studies and that the effective management of *Sus scrofa* requires a transition to evidence-based strategies, integrating precision monitoring, predictive modeling, and planned control.

Keywords: Population Ecology; Wild boar; R language; REM; Camera trap.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVOS	16
2.1. Objetivo geral.....	16
2.2. Objetivos específicos.....	16
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	17
3.1. Modelos Baseados em Agentes.....	17
3.2. Caça como Método Principal de Controle.....	17
3.3. Importância do monitoramento adequado	20
3.4. Métodos alternativos de controle.....	21
4. METODOLOGIA	24
4.1. Revisão Bibliográfica descritiva sobre métodos de controle	24
4.1.1. Escolha da temática	24
4.1.2. Estratégia de Busca.....	24
4.1.3. Palavras-chave	24
4.1.4. Critérios de inclusão e exclusão	24
4.2. Apresentação da Plataforma MAB	25
4.3. Área do estudo de caso	26
4.4. Movimentação animal.....	27
4.5. Modelo REM	29
4.6. Avaliação do Modelo REM	30
4.7. Experimento da Caixa de Partículas	31
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	32
5.1. Resultados em paisagem realista e heterogênea.....	32
5.2. Resultado Experimento Caixa de Partículas	35
5.3. Implicações para Políticas de Manejo e Controle.....	38
6. CONCLUSÃO	40
REFERÊNCIAS.....	42

1. INTRODUÇÃO

Davis e Thompson definem espécies invasoras como aquelas introduzidas em uma nova região, onde causam impactos significativos no sistema, alterando interações interespecíficas (Espínola 2007; Davis & Thompson 2000). Esse é o caso do javali (*Sus scrofa*), listado entre as cem piores espécies invasoras do mundo. Sua presença provoca graves danos ambientais, como destruição de lavouras e habitats, transmissão de doenças e, em casos extremos, até a morte de seres humanos (Sordi, 2015). Dependendo de seu comportamento em habitats, a espécie *Sus scrofa* possui diversas funções, tanto nos ecossistemas naturais e antropizados, podendo ser predadores, pestes na agricultura e até dispersores de sementes no ambiente (Genov 1981, Geisser and Reyer 2004; Bueno *et al.*, 2011; O'Connor and Kelly 2012).

No Brasil, esse animal possui uma história antiga de invasão, principalmente na região Sul (Hegel *et al.*, 2022; La Sala *et al.*, 2023). O javali possui uma habilidade de adaptação grande em relação a sua alimentação, são considerados onívoros oportunistas, isto é, conseguem consumir todos os tipos de matérias orgânicas e até matérias inorgânicas como plástico, lama e pedras (Genov 1981, Rosell *et al.*, 2001, Baubet *et al.*, 2004, Irizar *et al.*, 2004, Schley & Roper 2003, Massei & Genov 2004, Herrero *et al.*, 2005, Hafeez *et al.*, 2011). A espécie, em seu lugar nativo, consome produtos agrícolas e se adapta bem em condições em que há mudanças nas culturas (Schley & Roper 2003, Herrero *et al.*, 2006). Além disso, em Unidades de Conservação (UC), estudos indicam que sementes de araucárias fazem parte de sua dieta, quando distribuídas na floresta ombrófila mista (Salvador, 2012; Hegel & Marini, 2013; Batista, 2015).

S. scrofa é a espécie com maior variedade de formas no mundo (Frantz *et al.*, 2015; 2016; Larson *et al.*, 2005), e possui uma das distribuições geográficas mais extensas entre os mamíferos (Miettinen *et al.*, 2023). O resultado dos cruzamentos entre o javali e outros suínos, originou uma infinidade de raças reconhecidas e distribuídas por todo o globo (DAD-IS 2016; Frantz *et al.*, 2015). No banco de dados de raças da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação - FAO (DAD-IS 2016) há registrado cerca de 1.298 raças, sendo 23 no Brasil, tendo como exemplo o porco-monteiro (*Sus scrofa*). A quantidade de nomes populares concedidos à *S. scrofa* é proporcional a pluralidade de formas desta espécie e contato com culturas e suas línguas diferentes. Até mesmo, o nome científico não é um consenso na literatura. A forma original, denominado

javali em português, foi descrita por Linnaeus no ano de 1758 como *Sus scrofa* e o porco doméstico por Erxleben em 1777 como *Sus scrofa domesticus* (Gentry *et al.*, 2004; Lowe *et al.*, 2004; Oliver 1993). Originário da Eurásia e Norte da África, a espécie foi introduzida e transportada para diversos países, com fins de comercialização e caça esportiva (West *et al.*, 2009; Hegel *et al.*, 2022). Atualmente, o *Sus scrofa* é considerado uma das dez espécies invasoras mais impactantes globalmente, demandando atenção prioritária em ações de monitoramento e manejo (Lowe *et al.*, 2000; Crystal-Ornelas *et al.*, 2021; Cuthbert *et al.*, 2022).

No Brasil, país considerado um dos líderes na exportação de commodities como soja, algodão e carne, as populações de javalis, além de um risco para a biodiversidade, representam uma ameaça significativa ao agronegócio. Este risco é particularmente preocupante considerando-se o crescimento substancial da produtividade agrícola nacional entre 2011 e 2020, que atingiu o dobro da média global de 1,1% (Organization for Economic Cooperation and Development, 2023).

Quanto à seleção de habitat, essa espécie escolhe ambientes abertos que estejam perto de cultivos agrícolas e de remanescentes florestais, com preferência a habitats que sejam predominantemente herbáceos intercalados com manchas florestais (Lewis *et al.*, 2017; Cordeiro *et al.*, 2017). Estes animais precisam de ambiente que contenham abrigo para o calor intenso, além de um esconderijo para predadores, e as áreas abertas com cultivos agrícolas servem para sua alimentação (Choquenot & Ruscoe, 2003; Huynh *et al.*, 2005).

O comportamento dos javalis também se altera significativamente diante da pressão humana. Quando expostos à alta concentração de atividades humanas, especialmente caça, eles se tornam predominantemente noturnos, o que reduz o risco de interação direta com predadores e caçadores (Barrios-García & Ballari 2012; Podgórski *et al.*, 2013). Ele possui um hábito noturno acentuado durante o verão, quando evitam temperaturas altas, concentrando sua atividade entre 21h e 3h, com um pico em torno da meia-noite (Caruso *et al.*, 2018). No entanto, essa espécie também apresenta flexibilidade comportamental, podendo ser ativa durante o dia em áreas não perturbadas ou com caça noturna limitada (L. *et al.*, 2020). Além disso, estudos apontam uma segregação temporal e espacial do javali em relação a outros predadores, como o puma, e uma sobreposição de atividade com a raposa-das-pampas (Caruso *et al.*, 2018). Este estudo visou apresentar uma

plataforma computacional que simula o monitoramento do javaporco através de armadilhas fotográficas (câmeras *trap*), além de apresentar uma revisão sobre os métodos de controle no Brasil e no mundo, explorando alternativas e avaliando a eficácia atual do controle da espécie.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Este trabalho visa (a) apresentar uma revisão bibliográfica abrangente sobre a espécie invasora *Sus scrofa* e estratégias de controle e (b) introduzir uma plataforma computacional para simular o monitoramento da espécie a partir de armadilhas fotográficas, com módulos para representar paisagens realistas, a movimentação dos animais, e o processo de registro de dados a partir de representações computacionais das *câmeras traps e das zonas de detecção*. Neste trabalho, a plataforma será apresentada com o objetivo de ilustrar o monitoramento da espécie *Sus scrofa* em paisagens do sudoeste paulista.

2.2 Objetivos específicos

- I. Apresentar da Plataforma Baseada em Agente (MAB) para simular o monitoramento da fauna;
- II. Simular o monitoramento por meio de armadilhas fotográficas da espécie *Sus scrofa* no sudoeste Paulista;
- III. Divulgar os resultados da pesquisa.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Esta seção tem como objetivo apresentar a fundamentação teórica necessária para a compreensão da temática escolhida. São apresentadas no texto, conceitos como Modelagem Baseada em Agentes, Métodos de controle utilizados para a espécie *Sus scrofa* no Brasil, Legislação fundamentada durante os anos no país (Leis, Decretos e Instruções Normativas), assim como estudos que visam métodos alternativos de manejo e o aperfeiçoamento de técnicas de monitoramento durante as últimas décadas.

3.1 Modelos Baseados em Agentes (MBA)

A Plataforma apresentada neste estudo é baseada em agentes. Os modelos baseados em agentes são representações computacionais de indivíduos autônomos que interagem entre si e com o ambiente selecionado (Bonabeau, 2002; Aguilar *et al.*, 2002). Esse tipo de modelo foi um dos pioneiros para o estudo de sistemas complexos (Bocara, 2010; Wilensky & Rand, 2015). Segundo Bonabeau (2002), a modelagem baseada em agentes é uma mentalidade sobre a descrição de um sistema a partir das suas unidades constituintes. As condições do ambiente podem ser representadas continuamente, além disso as regras de atualizações de estados podem ser customizadas para abranger uma variedade de comportamentos, e tendo a possibilidade de definir regras particulares para cada localidade (Macal; North, 2005)

Ademais, esses agentes podem obter um comportamento reativo, tendo aptidão de aprendizado, sendo orientados por metas (Batty, 2005), e apresentam flexibilização e mobilidade (Furtado & Delden, 2011). Esse tipo de modelo confere vantagens, o MBA é implementado de maneira estocástica, ou seja, os agentes são discretos e não contínuos, a interação entre eles são baseados em probabilidades, diferentes de modelos determinísticos (Laura, 2004).

3.2 Caça como método principal de controle

A caça foi adotada pelo IBAMA desde 1995, e até hoje não se mostrou eficaz em relação ao manejo das populações de javalis no Brasil, dados como seu crescimento e dispersão atestam essa afirmação (Campos, 2023). Apesar da existência ilegal da caça predatória no país, a caça permitida no Brasil em algumas exceções é definida como caça não predatória, tendo como objetivo caça de controle, esportiva e amadorista, ou caça científica (Sirvinskas, 2019). De acordo com o Art. 29. da Lei Federal de Nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, conhecida como Lei dos Crimes

Ambientais, declara que a caça sem devida permissão, licença ou autorização, resulta em uma penalidade de 6 meses a 1 ano, e o acréscimo de multa.

Por mais que a caça seja restrita pela lei dos Crimes Ambientais, os povos indígenas asseguram o direito de caça de subsistência dispostos na Constituição Federal de 1988. O art 231 diz:

Art. 231. “São reconhecidos aos índios sua organização social, costumes, línguas, crenças e tradições, e os direitos originários sobre as terras que tradicionalmente ocupam, competindo à União demarcá-las, proteger e fazer respeitar todos os seus bens. § 1º - São terras tradicionalmente ocupadas pelos índios as por eles habitadas em caráter permanente, as utilizadas para suas atividades produtivas, as imprescindíveis à preservação dos recursos ambientais necessários a seu bem-estar e as necessárias a sua reprodução física e cultural, segundo seus usos, costumes e tradições.”

Até 2010 não existiam diretrizes específicas para o manejo e controle no Brasil, por mais que o decreto Nº 4.339, da Presidência da República, de 22 de agosto de 2002, reconheça os efeitos e a importância do controle e erradicação de espécies exóticas invasoras, o controle era arbitrário. Na época, a ausência de diretrizes abriu espaço para a crueldade e exportação desses animais. Com isso, a Instrução Normativa Nº 8, de 17 de Outubro de 2010, art. 3, decretada pelo IBAMA conferiu a obrigação de estudos prévios para a caça e controle populacional.

Art. 3º. “Ficam proibidos quaisquer atos de caça de espécies consideradas pragas, que afetem a agricultura, a flora nativa ou coloquem em risco a integridade humana sem que estudos prévios e pesquisas assim o determinem.”

Desde a autorização experimental da caça amadora pela Portaria nº 7/1995, no Rio Grande do Sul, e sua ampliação por tempo indeterminado por meio da Instrução Normativa nº 71/2005 do IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), o controle da espécie tem se apoiado predominantemente na prática cinegética, isto é, caça esportiva (BRASIL, 2005). Entretanto, a ausência de resultados satisfatórios e as recorrentes denúncias de crueldade levaram à revogação da normativa em 2010 (IN nº 8/2010) (BRASIL, 2010). A retomada da caça em 2013, por meio da IN nº 3/2013, manteve o foco nesse método, ainda que com ajustes como a proibição do transporte de animais vivos, a obrigatoriedade do abate no local e a

suspensão de criadouro (BRASIL, 2013). Essa retomada, não abrangeu apenas o Sul do país, mas sim todo território nacional, de acordo com o Art. 2º da normativa de 2013 foi autorizado o controle populacional do javali em liberdade no país, com exceções de porcos ferais (*Sus scrofa*) do Pantanal conhecidos popularmente como porco-monteiro ou porco-do-pantanal.

Em 2019, a Instrução Normativa (IN) nº 12 de 25 de março, pelo IBAMA, introduziu novas restrições e criou o Sistema Integrado de Manejo de Fauna (SIMAF) e o Comitê de Manejo e Monitoramento, reforçando a tentativa de institucionalizar o controle da espécie (Campos, 2025), no SIMAF, é possível relatar avistamentos da espécie para que órgãos competentes busquem medidas para o manejo desses animais. Com isso, em 2025, no estado de São Paulo surgiu o Decreto nº 69.645, de 23/06/2025, que deixou explícita a nocividade do javali-europeu (*Sus scrofa*) em todas suas formas, sejam elas linhagens e diferentes graus de cruzamento, para o meio ambiente, à saúde pública e agropecuária, e o interesse particular do Estado de São Paulo. Além disso, com o propósito de evitar a piora da situação, o decreto citado sustentou a proibição do transporte do javali vivo capturado. A soltura desses animais pode ser realizada com autorização do órgão ambiental competente, e apenas quando houver fins técnicos, como rastreamentos desses indivíduos. A criação desses animais fica estritamente proibida, porém ainda segue permitido o funcionamento de criadouros comerciais que estejam cadastrados no sistema oficial de Gestão de Defesa Animal e Vegetal (GEDAVE). E com a finalidade de controlar a disseminação de doenças, o transportador de carcaças deve colaborar com o sistema de vigilância, enviando amostras biológicas e notificando a ocorrência de animais doentes ou mortos por causas desconhecidas.

Estudos nacionais e internacionais apontam que, quando realizada de forma dispersa e com caráter recreativo, a caça raramente reduz de maneira significativa a densidade populacional. Mitchell (2011) indica que apenas de 15% a 20% dos indivíduos são controlados por caça, devido à dificuldade de detecção em ambientes densamente vegetados ao comportamento críptico e à elevada inteligência da espécie. Ademais, há evidências de que a pressão cinegética pode favorecer a dispersão dos animais, ampliando sua área de ocorrência e dificultando estratégias de manejo (Campos, 2025).

Segundo Campos, desde sua implementação em 1995, o método de controle adotado pelo IBAMA, envolvendo caça, não se mostrou eficaz para o controle. Além da questão como a crueldade e a comercialização da carne no país. A trajetória legislativa

para o controle do javali no Brasil inclui uma série de normativas desde 1995, com revisões sucessivas em 2005, 2010, 2013, 2019 e 2025 (IBAMA, 2013; Campos, 2025)

3.3 Importância do Monitoramento Adequado

Embora o foco da gestão populacional seja a caça e outras estratégias de controle, o monitoramento da espécie é fundamental para avaliar a eficácia dessas ações e orientar decisões de manejo. Quando se trata do monitoramento desses mamíferos, há pesquisas que buscam aprimorar os dispositivos de monitoramento e diminuir o estresse provocado no animal. O monitoramento da distribuição da espécie e de sua expansão no mundo é um aspecto significativo para o manejo dessas populações (e.g., Corn *et al.*, 2005; Meyerson *et al.*, 2008). A disponibilidade de dados populacionais robustos representa um desafio significativo para o manejo da espécie no contexto brasileiro (Campos, 2025). Segundo Pardini 2023, nos períodos dos anos de 2012 a 2019, o número de notícias que relatam a presença de javalis triplicou, e há a possibilidade de esses números estarem relacionados ao transporte de animais para caça.

A telemetria é uma ferramenta fundamental quando se trata de investigação ecológica. Ela permite explicar desde parâmetros fundamentais, como as preferências de habitat e o tamanho da área de vida (Aarts *et al.*, 2008; Block *et al.*, 2011; Raymond *et al.*, 2015), até a análise detalhada do comportamento (Jonsen *et al.*, 2005). Ademais, a técnica é utilizada também para identificar e caracterizar os períodos de migração das espécies (McConnell and Fedak, 1996; Hays *et al.*, 2006; Shaffer *et al.*, 2006; Aarestrup *et al.*, 2009; Cherry *et al.*, 2013; Whitlock *et al.*, 2015). Para o javali e suas hibridizações, um dos métodos mais populares utilizados com telemetria, são os radiocolares, porém é notado, que ocasionalmente o dispositivo pode causar comportamentos anormais nos javalis (Stabach, 2008; Brooks, 2020).

Um exemplo de abordagem alternativa de monitoramento é o estudo de Kunasranta *et al.* (2024). A pesquisa teve como objetivo testar abordagens alternativas às coleiras de pescoço, conhecidas como radiocolares, para o rastreamento por telemetria de javalis. Foram utilizados três tipos de sensores: Marcas auriculares numeradas tradicionais, Dispositivos GPS Yabby colados na pelagem, e dispositivos Yabby modificados para a orelha (*ear tags*), todos aplicados após a sedação dos animais. Com base nos resultados da pesquisa, os autores concluíram, que embora a quantidade e a qualidade dos dados obtidos de dispositivos pequenos sejam inferiores aos fornecidos por

coleiras GPS, as tags com baixa taxa de fixação podem permitir o monitoramento de indivíduos com técnicas menos invasivas, zelando o bem-estar destes animais. Além disso, esses dispositivos facilitam o rastreamento em situações em que o uso de coleiras não é viável. O baixo custo e o tamanho reduzido das tecnologias, aliados aos avanços técnicos, podem oferecer ferramentas econômicas para trabalhos que visam o monitoramento de espécies e suas distribuições.

Outros estudos abordam o controle baseado em caça em parques estaduais e áreas de conservação, como o trabalho realizado por Rodríguez (2015). Sua pesquisa avaliou a eficácia da caça legal na Floresta Nacional de Capão Bonito (FLONA), em São Paulo. Foi conduzida por meio de armadilhas fotográficas, utilizando levantamento de vestígios e coleta de informações junto a caçadores e moradores locais como fonte de dados auxiliares. Os resultados indicaram que as evidências quantitativas disponíveis não foram suficientes para confirmar a efetividade do método de controle. A autora destaca que as estimativas apresentadas possuem imprecisões que poderiam ser minimizadas mediante estudos adicionais que avaliem detalhadamente as características populacionais e comportamentais da espécie ao longo do tempo. Além disso, o trabalho reconhece possíveis impactos da caça ilegal, que influenciam os resultados e dificultam uma avaliação definitiva do controle realizado.

3.4 Métodos Alternativos de Controle

Embora a caça seja o método mais frequentemente adotado, pesquisas investigam alternativas que possam substituir ou complementar o controle do javali e suas subespécies em conjunto com a caça. De acordo com Massei (2012), há contraceptivos disponíveis que podem render pelo menos de 4 a 6 anos de infertilidade após uma única injeção.

Utilizando dados empíricos, o estudo de Croft *et al.* (2022) avalia a combinação entre caça e controle de fertilidade como estratégia mais eficaz para reduzir populações de javalis, especialmente em contextos de populações fechadas. A pesquisa foi realizada em duas áreas específicas: a Reserva de Castelporziano, na Itália, e a Floresta de Dean, na Inglaterra. Os dados foram coletados pelos gestores das respectivas áreas, na Itália, o Instituto para a Proteção Ambiental e Pesquisa (ISPRA), e, da Forestry Commission, no Reino Unido. Foi empregado um conjunto de dados de longo prazo, que indicavam a quantidade estimada de indivíduos removidos por ano na Itália. O objetivo era prever os

efeitos de diferentes métodos de manejo, com um modelo construído a partir dos dados coletados. A pesquisa mostrou que a simples caça, embora eficaz até certo ponto, pode ser complementada. Essa combinação pode acelerar significativamente a redução populacional e sua eficácia é prolongada. A combinação de *culling* (controle via caça) com contraceptivos, especialmente administrados via injeções de longa duração, pode resultar em uma redução mais rápida e confiável do número de animais, ajudando a alcançar objetivos específicos de controle em prazos mais curtos. O modelo criado previu que a aplicação de 40% de abate combinado com 60% e 80% de contraceptivo atingiria a meta de 400 javalis em 15 e 8 anos, respectivamente. Caso essa porcentagem de abate fosse para 60% em conjunto com 20%, 40%, 60% e 80% de contraceptivo, essa meta seria alcançada em 8, 5, 4 e 4 anos respectivamente. Essa combinação também aumenta a confiabilidade de o objetivo ser atingido dentro do prazo convencionado, incluindo uma maior probabilidade de sucesso. A pesquisa de Croft *et al.* (2022) sustenta que a integração entre caça e controle de fertilidade oferece uma abordagem mais eficiente, sustentável e flexível para diferentes realidades.

Estudos para determinar a taxa de crescimento populacional e sua velocidade também já foram realizados. Na produção científica de Garabedian e Kilgo (2024), foi investigada a velocidade de recuperação de populações de javalis invasivos após reduções significativas de densidade através de captura. Foi utilizada uma metodologia de monitoramento intensivo com duas populações de javalis no Savannah River Site, Carolina do Sul, EUA. Após o controle dessas duas populações e uma redução das densidades iniciais em 54% e 68%, por meio de captura intensiva com a estratégia de erradicação do bando completo, os pesquisadores realizaram um acompanhamento pós-controle ao longo de sete períodos de amostragem de 3 semanas cada, totalizando 10 meses de monitoramento. Para coletar os dados, foram utilizadas câmeras *traps* dispostas em um sistema de grade nas duas áreas de estudo. A densidade populacional foi estimada em cada amostragem, com modelos de captura-recaptura para populações parcialmente marcadas. Adicionalmente, os pesquisadores empregaram a identificação individual de javalis com base em marcas naturais e a contagem de leitões para avaliar os papéis da imigração e da reprodução compensatória no processo de recuperação.

Os resultados do estudo de Garabedian e Kilgo (2024) demonstraram um crescimento notavelmente rápido das populações de javalis após a redução de densidade por meio de captura. Em ambas as áreas monitoradas as populações restabeleceram os

níveis pré-captura em períodos extremamente curtos: 3 meses em uma área e 5 meses em outra. Além disso, as populações ultrapassaram significativamente as densidades iniciais, registrando aumentos de abundância de 345% e 132%, respectivamente, ao longo do período de monitoramento. Essa recuperação acelerada foi impulsionada por dois mecanismos principais: a imigração de indivíduos de áreas adjacentes, evidenciada pela alta rotatividade de javalis marcados (58% detectados apenas uma vez), e a reprodução compensatória, com aumento expressivo no número de leitões observados. Os resultados ressaltam a necessidade de reiniciar esforços de controle em intervalos curtos, inferiores a cinco meses, para evitar a recuperação populacional e seus impactos negativos associados. Com base nas evidências apresentadas, identifica-se que o crescimento populacional desses animais é extremamente acelerado, reforçando a necessidade de monitoramento contínuo e de estratégias de controle eficazes, sustentadas por embasamento científico.

4. METODOLOGIA

4.1 Revisão Bibliográfica descritiva sobre métodos de controle

4.1.1 Escolha da temática

Para essa parte da metodologia, foi escolhida a temática de “monitoramento, legislação e controle da espécie *Sus scrofa*”, com o objetivo de identificar, descrever e comparar os diferentes métodos de controle populacional do javali (*Sus scrofa*), especialmente no contexto de sua invasão em ecossistemas brasileiros, considerando aspectos de eficiência, impacto ambiental, viabilidade prática e ética. Além de uma revisão crítica sobre leis e implementações já realizadas durante os anos.

4.1.2 Estratégia de Pesquisa

A busca por literatura foi realizada em bases de dados científicas reconhecidas, dentre elas: Google Scholar, Scielo, ScienceDirect, Web of Science, Scopus, PubMed e Periódicos da CAPES.

A legislação ambiental relacionada ao monitoramento da fauna e ao manejo de espécies exóticas invasoras, em especial *Sus scrofa*, foi levantada por meio da consulta a documentos oficiais, incluindo leis, decretos, instruções normativas e resoluções disponíveis em portais institucionais, como o Ministério do Meio Ambiente, IBAMA e órgãos ambientais estaduais.

4.1.3 Palavras chaves

Foram utilizadas palavras chaves tanto em português quanto inglês para ampliar a busca e garantir a inclusão de estudos nacionais e internacionais. As palavras-chave selecionadas foram: “*controle da espécie Sus scrofa*”, “*javaporco*”, “*Sus scrofa controle*”, “*wild boar management*”, “*wild boar population control*”, “*feral pig control methods*”, “*invasive species control*”, “*controle populacional de espécies invasoras*”, “*wild boar*”, “*biological control wild boar*”, entre outras.

4.1.4 Critérios de inclusão e exclusão

Para garantir a relevância e qualidade das informações, foram definidos critérios de inclusão. Foram considerados elegíveis os artigos publicados entre 2010 e 2025, que abordassem diretamente métodos de controle e manejo da espécie, no caso de leis, documentos mais antigos foram selecionados com o objetivo de analisar o histórico.

Também foram incluídos apenas os estudos com texto completo disponível, redigidos em português, inglês ou espanhol, realizados em ambientes naturais, agrícolas ou de conservação, e que apresentassem uma descrição metodológica clara dos métodos utilizados. Como critério de exclusão, todos artigos que não tivessem o foco em manejo e controle foram descartados.

O processo de seleção dos estudos foi realizado em etapas. Primeiramente, foi feita uma triagem pelos títulos e resumos, com base nos critérios de inclusão e exclusão definidos. Em seguida, os artigos selecionados foram lidos para confirmação da relevância e extração das informações principais.

4.2 Apresentação da Plataforma Baseada em Multiagentes (MAB)

Este trabalho estudou os padrões de movimentação e o desempenho das armadilhas fotográficas no monitoramento da espécie *Sus scrofa* em propriedades rurais do Sudoeste Paulista. Os estudos foram conduzidos por simulação, via Modelo Baseado em Multiagentes (MAB), que permite representar os animais e suas trilhas, a alocação das armadilhas fotográficas e os seus registros. Os resultados apresentados aqui foram previamente publicados por Bassani *et al.*, (2025) e derivam da sua pesquisa no âmbito de iniciação científica.

O simulador, desenvolvido em linguagem R pelo grupo de Pesquisa e Extensão CeMECA, da UFSCar, realiza simulações de fauna com foco em mamíferos de médio e grande porte em paisagens espacialmente realistas. As paisagens são selecionadas com base em dados de uso e ocupação do solo processados pelo pacote *Bioma Stats* (Ferreira *et al.*, 2023), e as simulações integram informações sobre habitat e comportamentos específicos da espécie-alvo por meio de um mapa de vetores que favorece o caminhar por áreas classificadas como prioritárias, de acordo com o conhecimento prévio de pesquisadores especialista no comportamento e ecologia da espécie.

A plataforma dispõe, também, de uma função para integrar os dados das trajetórias selecionadas e das armadilhas virtuais, a qual contabiliza os cruzamentos e fornece, como saída, resultados simulados que representam as detecções. O usuário pode escolher entre os formatos de saída, com fotografias identificadas e não-identificadas, detecção perfeita e imperfeita, distâncias registradas ou não registradas. Dessa forma, o usuário pode aplicar diversas metodologias de estimação da abundância animal nos estudos de

simulação, tais como o modelo de Lincoln-Petersen (captura-recaptura) para animais marcados e N-Misturas, Modelos de Encontros Aleatórios (REM) e Distance Sampling (DS) para animais não-marcados (Gilbert *et al.*, 2020).

A plataforma fornece estatísticas descritivas para cada trilha simulada, tais como centroide de movimentação, raio médio de movimentação, polígono mínimo convexo (área de vida) e número de animais existentes por localidade, número que serve de referência para analisar o desempenho dos modelos de estimação da abundância animal.

4.3 Área do estudo de caso

O estudo de caso escolhido foi realizado em uma paisagem de 2.500 km² centrada no campus Lagoa do Sino da UFSCar, em Buri-SP, área com uso intensivo para agricultura, sistemas agroflorestais e conservação. Além disso, a fazenda está estabelecida dentro de uma área de transição entre dois tipos de biomas, Cerrado e Mata Atlântica, assim considerada uma área de ecótono. Esta detém fragmentos de Floresta Estacional, Ombrófila, Decidual e Semidecidual e possui um clima caracterizado como subtropical, tendo invernos secos e verões quentes (Fig.1).

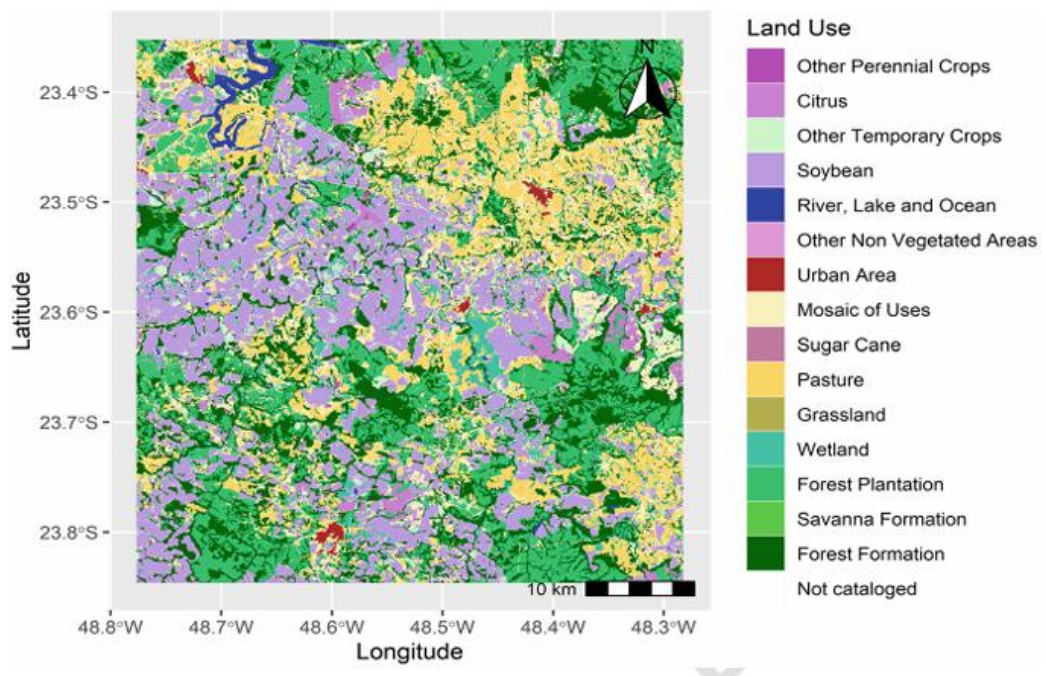


Fig.1. Área de estudo no Sudoeste Paulista, ano de 2020. Paisagem gerada pelo Bioma Stats (Ferreira *et al.*, 2023). Data: Projeto MapBiomas (MapBiomas Project 2023). Fonte: Bassani *et al.*, 2025.

O recorte da paisagem foi feito com o auxílio do pacote do R *Bioma Stats*, desenvolvido pelo CeMECA - UFSCar (Ferreira *et al.*, 2023). Este programa automatiza a análise de uso e ocupação do solo em recortes brasileiros, com funcionalidades simples para a delimitação da área de estudo, *download* automático de dados de uso e cobertura e o processamento das séries históricas, fornecendo tabelas e gráficos customizados além de métricas da paisagem. Os dados processados pelo *Bioma Stats* são fornecidos pelo projeto MapBiomas (MAPBIOMAS, 2023), licenciados pelos termos da Creative Commons CC-BY-SA. A área escolhida é representada por uma matriz de 1800 x 1800 pixels, cada um com aproximadamente 28,7m de lado.

A paisagem contém áreas com diferentes classificações de uso e ocupação anuais, seguindo o catálogo do Projeto MapBiomas (2022). Na nossa abordagem, as classificações da paisagem são transformadas em pesos de potencial de habitat, relacionados à presença de recursos naturais e atributos da paisagem que determinam a movimentação e permanência da espécie, tais como abrigos (Quadro 1).

Quadro 1 – Classes de uso e ocupação da Terra e pesos de habitat em potencial atribuído por especialistas na espécie *Sus scrofa*.

Classe Principal	Subclasse	Código	Peso
Não Catalogada	Não Catalogada	0	-8
Floresta	Formação Florestal	3	10
Floresta	Formação Savânica	4	8
Floresta	Silvicultura	9	7
Formação Natural Não Florestal	Campo Alagado	11	5
Formação Natural Não Florestal	Formação Campestre	12	4
Agropecuária	Pastagem	15	-3
Agropecuária	Cana	20	4
Agropecuária	Mosaico de Agricultura e Pastagem	21	2
Área Não Vegetada	Área Urbanizada	24	-10
Área Não Vegetada	Outras Áreas Não Vegetadas	25	-7
Corpo D'água	Rio, Lago e Oceano	33	3
Agropecuária	Soja	39	2
Agropecuária	Outras Lavouras Temporárias	41	4
Agropecuária	Citrus	47	2
Agropecuária	Outras Lavouras Perenes	48	4

Fonte: Adaptado de Bassani *et al.*, 2025

4.4 Movimentação animal

A simulação da movimentação da espécie escolhida (*Sus scrofa*) ocorreu em uma paisagem com bordas reflexivas, evitando viés de borda nos dados. As classes de uso do solo foram categorizadas conforme seu potencial como habitat, formando um campo

vetorial que orienta a movimentação dos grupos simulados. Cada agente representa um bando de 3 a 15 indivíduos. As armadilhas fotográficas foram incluídas virtualmente para testes com modelos de abundância.

Definida a paisagem, a matriz de habitat foi transformada em vetores de movimentação. Nesta etapa, cada ponto da matriz foi avaliado a partir de seus vizinhos, considerando-se uma vizinhança de Moore de raio 6. De acordo com os pesos da vizinhança, determinou-se um vetor resultante para a movimentação animal, de cujo ângulo e a norma foram guardados em duas matrizes auxiliares.

O algoritmo representa em cada simulação a quantidade escolhida de agentes, e cada um representa um bando de javalis. Em um cenário real, dentro de sua organização matriarcal, um bando possui em média de 3 a 4 fêmeas (Silva *et al.*, 2013) e a quantidade total varia de 5 a 20 indivíduos, podendo ultrapassar (Ciência Hoje, 2016). Nas trajetórias simuladas, cada passo de tempo representou um minuto de movimentação dos animais e, ao todo, as simulações tiveram quatro semanas de duração. Contudo, a primeira semana foi considerada como período de adaptação, visto que os agentes poderiam ser posicionados fora do habitat no início das simulações e precisavam de tempo para encontrar as áreas onde as populações reais costumam ficar.

Os javalis movimentam-se, em média, cerca de 15km por dia, o que equivale, no algoritmo, a 0,73 px/min. A movimentação foi simulada seguindo um caminho aleatório adaptado, direcionado pelo campo vetorial resultante da matriz de habitat. A cada passo de tempo, determinou-se um ângulo de movimentação com uma componente aleatória e uma componente fixa, expresso por:

$$\theta = \theta_{det} + \epsilon_t$$

Em que θ_{det} : é o componente determinístico alinhado ao campo vetorial derivado da matriz de habitat, ou seja, o ângulo do vetor de movimentação; enquanto ϵ_t são um distúrbio estocástico componente aleatória normalmente distribuída, com média zero e desvio padrão inversamente proporcional à norma do vetor de movimentação:

$$\sigma_\theta = \pi (1 - \|\vec{v}\|), \quad \text{com } 0 < \|\vec{v}\| < 1$$

Logo, em lugares em que o vetor de movimentação possui norma próxima a zero, o movimento é completamente aleatório; em *contrapartida*, para lugares com norma do

vetor próxima a um, o movimento é completamente direcionado pelo campo vetorial resultante da matriz de habitat.

A movimentação é realizada em um recorte retangular (paisagem) fechado com borda reflexiva, ou seja, quando um agente se aproxima da borda, ele sofre uma força repulsiva na direção contrária. O percentual de animais sujeitos ao efeito de borda depende do lado da paisagem e do raio médio de movimentação dos animais:

$$P(BE) = \frac{L^2 - (L - hr)^2}{l^2}, \quad L > 0 \text{ and } hr < L$$

O sistema permite ao usuário alocar armadilhas fotográficas virtuais, para estudos simulados de abundância animal. As armadilhas podem ser alocadas em qualquer posição da paisagem e o usuário é livre para definir os seus atributos, tais como ângulo de posicionamento, largura de campo, profundidade de campo, curva de probabilidade de detecção e buffer temporal (para evitar fotografias repetidas).

4.5 Modelo REM

Dentre os modelos matemáticos para calcular a abundância de animais sem marcação através de dados advindos de câmera *trap*, foi selecionado o *Random Encounter Model* (REM). Esse modelo faz um comparativo entre animais e partículas de gás, estimando uma densidade no espaço dentro da área de detecção de uma matriz de câmeras. Ele calcula a densidade a partir das taxas de encontro, ou seja, a partir da quantidade de fotografias capturadas em uma unidade de tempo (Rowcliffe *et al.*, 2008). Hutchinson e Waser (2007) adaptaram o modelo para o cruzamento de animais e ferramentas de monitoramento e Rowcliffe estabeleceu a base teórica para os estudos com câmera *trap*.

Apesar de sua simplicidade, existem muitas premissas para a aplicação do REM: (i) os encontros devem ser independentes e, portanto, múltiplas ocorrências do mesmo evento devem ser filtradas por uma janela de exclusão; (ii) o movimento do animal deve ser independente das câmeras; (iii) os parâmetros geométricos do campo de visão devem ser conhecidos (ou medidos) previamente; (iv) a velocidade média dos animais deve ser conhecida *a priori* ou devidamente estimada; (v) a densidade deve ser constante durante o tempo de monitoramento, o que implica população fechada. No caso dos javalis ou de espécies que andam em bando, é requisitado um tamanho médio desses grupos para a realização da estimativa (Rowcliffe *et al.*, 2008).

O modelo é representado por:

$$\hat{D}_{REM} = \frac{y}{t} \cdot \frac{\pi}{v \cdot r \cdot (2 + \theta)}$$

onde y é o número de registros independentes; t é o esforço amostral (tempo total de monitoramento); v é a velocidade média; r é o raio de detecção da câmera; e θ é o ângulo de visão da câmera (rad.). Para resultados válidos, as unidades de comprimento e tempo devem ser compatíveis.

4.6 Avaliação do Modelo REM

Nos cenários gerados, para avaliar as estimativas feitas pelo modelo REM, estas foram comparadas com a densidade real (escolhida pelo usuário). Aqueles que utilizaram apenas uma câmera *trap*, a densidade verdadeira foi considerada a densidade local da armadilha. Já em estudos que incluíram diversas câmeras, a densidade verdadeira foi considerada com a densidade média local das estações de monitoramento. Já em análises em escala mais ampla, envolvendo diversas estações, a densidade real foi calculada como a razão entre o número de indivíduos e a área total da paisagem avaliada.

Para avaliar a acurácia e a precisão das estimativas, foram utilizados os seguintes indicadores estatísticos:

O Viés (Bias) foi definido como a diferença entre a densidade estimada pelo REM (\hat{D}_{REM}) e a densidade real (\hat{D}_{true}), isto é:

$$\text{Bias} = \hat{D}_{REM} - \hat{D}_{true}$$

O Erro Quadrático Médio (RMSE) foi utilizado para calcular o desvio médio entre as estimativas e o valor real:

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\hat{D}_i - \hat{D}_{true})^2}$$

onde n é o número de simulações e \hat{D}_i é a i -ésima estimativa de densidade.

O Erro Percentual Absoluto Médio (MAPE) foi empregado para expressar o erro relativo em termos percentuais, definido como:

$$\text{MAPE} = \left(\frac{100}{n} \right) \sum_{i=1}^n \left| \frac{(\hat{D}_i - \hat{D}_{true})}{\hat{D}_{true}} \right|$$

Por fim, o Coeficiente de Correlação de Concordância de Lin (CCC) foi utilizado para avaliar simultaneamente a precisão e a acurácia, combinando a correlação de Pearson com um fator de correção de viés. O CCC é definido por:

$$p_c = \frac{2\sigma_{xy}}{\sigma_x^2 + \sigma_y^2 + (\mu_x + \mu_y)^2}$$

onde x e y são as médias de D_i e D_{true} , σ_x^2 e σ_y^2 são suas variâncias, e σ_{xy} é a covariância entre as estimativas do REM e os valores reais.

4.7 Experimento da Caixa de Partículas

Este estudo foi desenvolvido para testar o desempenho do modelo REM considerando uma situação ideal, onde os pressupostos de movimento aleatório e independente, espaço homogêneo, e população fechada são satisfeitos. O estudo considerou uma caixa fechada com um lado igual a 400 m, com partículas dentro, movendo-se aleatoriamente, e colidindo com as paredes da caixa elasticamente. O movimento das partículas foi modelado com um Passeio Aleatório.

As partículas foram simuladas uma de cada vez, durante um total de 201.160 interações (min.), correspondendo a 30 semanas consecutivas de monitoramento. A velocidade das partículas foi de 0,347 m/s, equivalente a 15 km percorridos por dia durante 12 horas de movimento.

Uma câmera virtual com uma distância máxima de detecção de 30m e um campo de visão de 90° foi instalada no centro da caixa. Em cada rodada de simulação, foi registrado o número de vezes que a partícula foi encontrada na área de detecção. As simulações consideraram cinco valores diferentes para as janelas de exclusão (EW: 0, 5, 15, 30 e 60 min) associados a três valores diferentes de densidade populacional (3,75; 11,25 e 20,00 agentes por km⁻²). Em seguida, os valores das estimativas REM obtidas a partir das contagens foram comparados com a densidade real, calculada a partir do número de partículas simuladas e da área total ocupada pela caixa.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Resultados em paisagem realista e heterogênea

O estudo avaliado gerou ao todo, 40.000 trilhas, sendo cada uma independente da área de estudo. Destas, 1000 trajetórias foram escolhidas de forma aleatória, para assim avaliar o padrão de movimentação e a contagem de indivíduos nas câmeras posicionadas no interior da paisagem. O estudo teve como objetivo avaliar a confiabilidade de estimativas de densidade populacional por meio do modelo REM em uma paisagem fragmentada. Na pesquisa, foram alocadas 289 câmeras no interior da paisagem, com a distância de 30 metros de detecção para cada dispositivo simulado. O estudo durou cerca de 21 dias consecutivos, sendo a primeira semana considerada como período de adaptação e, portanto, descartada na análise de resultados. Utilizou-se simulações baseadas em agentes em um espaço heterogêneo (paisagem realista e heterogênea) e homogêneo (Experimento da Caixa de Partículas), e as trajetórias foram cruzadas com a área de detecção, produzindo um número simulado de detecções para cada um dos dispositivos de monitoramento.

O algoritmo de movimento usado neste trabalho não incorporou comportamentos importantes, como repouso ou patrulhamento, interações sociais e outros padrões que poderiam alterar o tempo gasto em frente às câmeras. Nas simulações, os agentes estão constantemente se movendo, aleatoriamente ou seguindo os vetores de movimento, com a possibilidade de retornar à zona de detecção após o primeiro encontro.

As simulações revelaram padrões complexos de movimentação mediados pelo campo vetorial derivado da matriz de habitat. Em áreas com vetores de norma próxima a 1 ($v \approx 1$), os agentes exibiram movimentação altamente direcionada, seguindo consistentemente os corredores ecológicos preferenciais. Em contraste, regiões com norma próxima a zero ($v \approx 0$) produziram padrões de movimento aleatório, simulando comportamentos de exploração e busca por recursos. O *home range* foi estimado em $2,62 \pm 0,3$ km, enquanto a área de vida (MCP) foi de aproximadamente $2,89 \pm 0,06$ km² (média \pm EP). Entretanto, poucos agentes exibiram um raio de ação de até 8 km e 11,8 km² de MCP.

Quando se fala de monitoramento, diversos estudos calculam a distância de casa da espécie escolhida. No caso das simulações feitas por esse trabalho, não houve a necessidade de incluir esse atributo na plataforma, com o mapa de vetores e a busca por

recursos feita pelos agentes, conforme as semanas passam, sua área de movimentação se apresentou cada vez mais delimitada, representando o *home range* na paisagem. O máximo de dispersão para uma caminhada aleatória foi de 2,1 km, com 95% de confiança, e os valores apresentados nas simulações foram condizentes com os verificados na prática. Além disso, o estudo traz um comparativo com outros estudos que foram realizados com dados reais, que tiveram como objetivo de monitorar a espécie *Sus scrofa*. Silva *et al.*, 2023 demonstra uma avaliação da distância de casa nos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, os javalis foram monitorados com radiocolares na região Sul do Brasil em quatro municípios, dividido em 3 grandes áreas para a avaliação proposta, e como resultado, aproximadamente 55% dos valores indicaram um *home range* abaixo de 7km^2 .

Além disso, foi avaliado o desempenho das armadilhas fotográficas isoladas, quatro categorias foram escolhidas de acordo com o MAPE: acurácia moderada (<30%), baixa acurácia (30–99%), acurácia extremamente baixa (>100%) e não informativa (zeros) (Fig. 2). Nas simulações, cerca de 25,3% das armadilhas apresentaram níveis moderados de acurácia e 55,0% apresentaram baixa acurácia, de modo que 75,3% tiveram MAPE inferior a 100%. No entanto, 12% das armadilhas foram não informativas e cerca de 7,6% apresentaram um nível extremamente baixo de acurácia (MAPE > 100%).

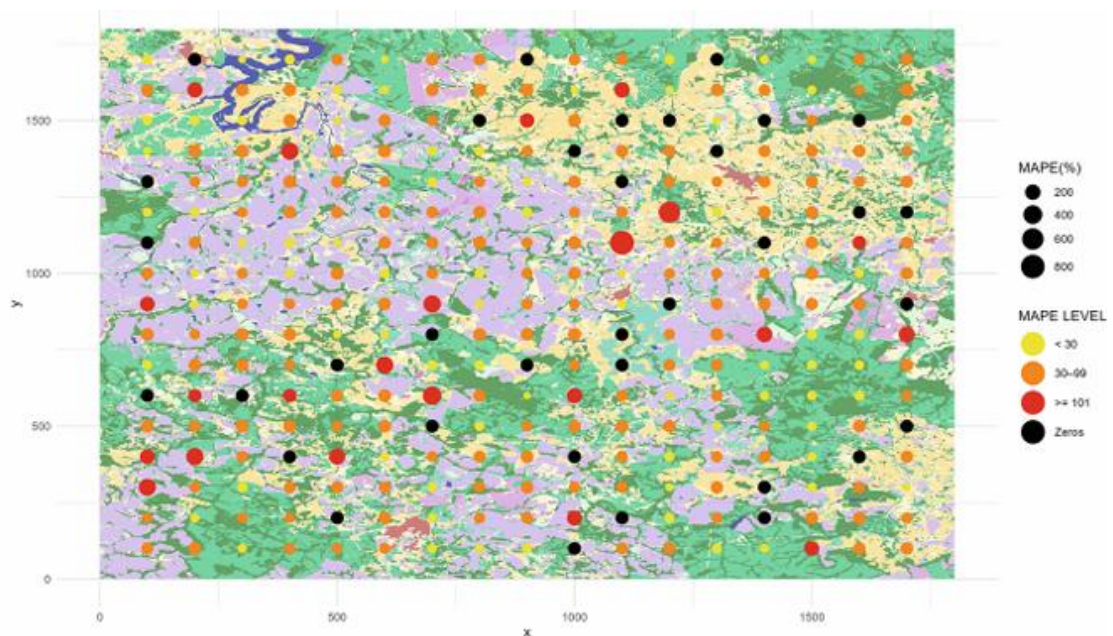


Fig. 2 Desempenho das estimativas de densidade em uma grade de 289 armadilhas fotográficas (Erro Percentual Absoluto Médio: MAPE). As estimativas do REM são comparadas às densidades locais

derivadas de trajetórias simuladas. A densidade geral na paisagem foi de 15,03 agentes km⁻². Fonte: Adaptado de Bassani *et al.*, 2025.

Para identificar onde os dispositivos performam melhor, o habitat foi dividido em três categorias principais: áreas de habitat natural (pesos iguais a 7 ou maiores); área de matriz, o tipo de cobertura de solo dominante que circunda e conecta os fragmentos de habitat (pesos entre 3 e 6); e área de resistência, as porções da paisagem que impedem o movimento dos organismos devido à baixa adequação do habitat ou alto custo energético/mortalidade para atravessá-las (pesos abaixo de 3). Levando em conta esta divisão arbitrária, a paisagem é composta por 24,2% de habitats, 23,9% de áreas de matriz e 51,9% de terrenos de resistência, e a grade de 289 armadilhas fotográficas foi distribuída de acordo com essas proporções.

Conforme esperado, a maioria dos resultados não informativos caiu na área de resistência (94,3%; 33 de 35). No entanto, poucas câmeras na área de resistência foram associadas a erros excessivos, apenas 4,4% das câmeras informativas (resultados diferentes de zero) apresentaram MAPE excedendo 100%. Nas áreas de resistência, as estimativas REM de baixa acurácia foram o resultado predominante, totalizando 63,3% das câmeras instaladas nessas áreas, e apenas 11,3% dos dispositivos mostraram resultados razoáveis com acurácia moderada.

As estimativas REM que apresentaram acurácia moderada (MAPE < 30%) foram aproximadamente duas vezes mais frequentes nas áreas de matriz em comparação com as áreas de habitat natural. Embora ambas as categorias apresentem representatividade semelhante, as áreas de matriz concentraram 13,2% dos melhores resultados, enquanto as áreas de habitat natural apresentaram apenas 6,2%. Esse resultado é contraintuitivo, uma vez que se esperaria maior número de contagens e, conseqüentemente, melhor desempenho do modelo em áreas de habitat natural. (Mentges *et al.*, 2021).

Com base nos cálculos de Hutchinson e Waser (2007), que fundamentaram os modelos REM, o número esperado de encontros por câmera durante três semanas consecutivas foi de 161,4, ou aproximadamente 7,7 contagens por dia. No entanto, os cálculos realizados consideram a homogeneidade espacial como se os agentes fossem moléculas de gás ideal. Nas simulações de *S. scrofa*, feitas em uma paisagem heterogênea, o número médio de contagens foi próximo do recomendado pela literatura, somando 166,8 registros por câmera, sendo apenas 3,4% acima do previsto pelas suposições do

REM. No entanto, quando aplicada a janela de exclusão de 1 hora, conforme recomendado por estudos de campo (Sollmann, 2018), observa-se uma redução no número médio de contagens por câmera, que passa para 59,0, representando uma diminuição de 35,4%.

As trajetórias simuladas foram analisadas usando a teoria de processos pontuais, o que nos permitiu calcular o nível de ocupação nos arredores de cada câmera (densidade local). A densidade local é usada neste estudo como o padrão principal para avaliar o desempenho dos estimadores REM. Levando em conta todos os locais de amostragem, a densidade média (geral) foi de 15.2 agentes km^{-2} . Em comparação, a estimativa REM pela área de visão combinada de todas as câmeras, sem a janela de exclusão, foi de 13.9 agentes km^2 , isso apresenta um viés de 8,9% abaixo do valor de referência. No entanto, a estimativa REM com uma janela de exclusão de 1 h apresentou uma discrepância significativa, totalizando 4,9 agentes km^{-2} . Foi observado que este valor, quando ajustado pela proporção de detecções excluídas, resulta em 14,0 agentes km^2 , que é consideravelmente próximo do resultado obtido sem a janela de exclusão. Esse achado reforça a importância dos registros repetidos na estimativa REM, e a importância da avaliação relacionada a aplicação da janela de exclusão em estudos que utilizaram armadilhas fotográficas.

5.2 Resultados do experimento da Caixa de Partículas

Na simulação feita em uma paisagem homogênea, a análise do Coeficiente de Concordância de Lin (CCC) revelou que, com janela de exclusão, a concordância entre os valores estimados e os verdadeiros era baixa (54-66%). Sem a janela de exclusão, o coeficiente indicou alta concordância com os valores reais de densidade e próximos a da literatura (Fig 3).

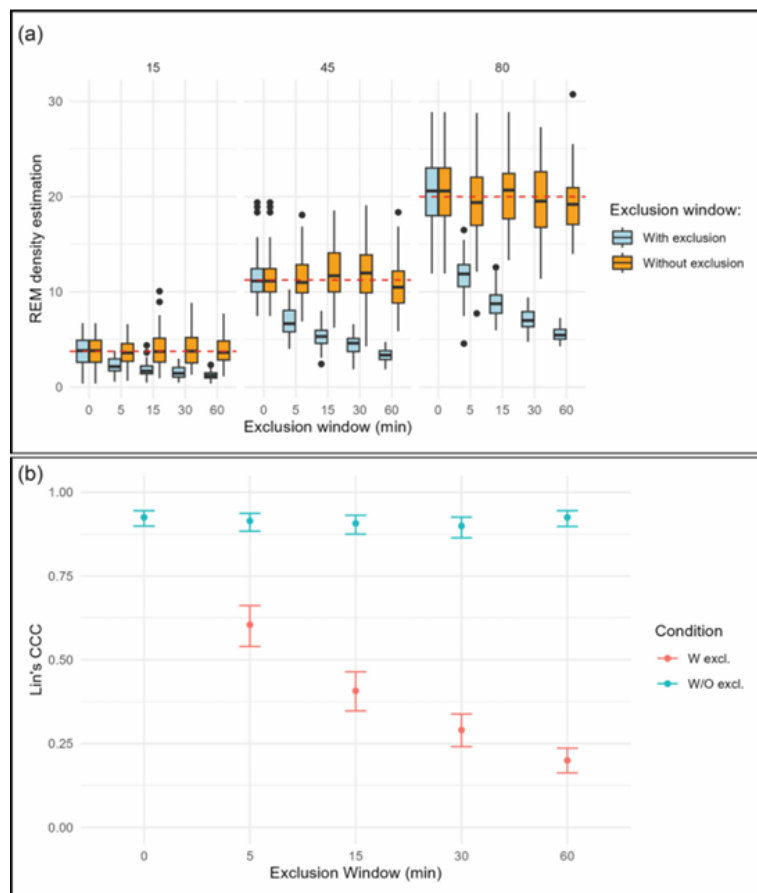


Fig. 3. (a) Estimativas utilizando REM para o cálculo da densidade com e sem a Janela de exclusão. Estudo feito na Caixa de Partículas com uma câmera *Trap*. A análise utilizou partículas simuladas se movimentando aleatoriamente em um quadrado de 250 m, com detecção por câmera-*trap* em um raio de 30 m (b) Lin's Concordance Correlation Coefficient, concordância feita com valores obtidos com e sem a Janela de exclusão. Fonte: Bassani *et al.*, 2025.

Conforme apresentado na Figura 3 de Bassani *et al.*, (2025), a análise comparativa revela que: (a) as estimativas de densidade via REM sem janela de exclusão mostram-se significativamente mais próximas dos valores reais, com menor variabilidade; (b) o Coeficiente de Concordância de Lin (CCC) confirma concordância substancialmente superior nas estimativas sem janela de exclusão. Estes resultados demonstraram visualmente o impacto negativo que a aplicação de janelas de exclusão pode ter na precisão das estimativas de densidade populacional.

A introdução da janela de exclusão elevou o viés das estimativas em relação ao valor verdadeiro, com o viés variando de -38% a -72% do valor real quando a janela era aplicada, enquanto sem a janela, o viés máximo era de apenas 6,7%. Esses resultados indicam que, contrariamente às recomendações de alguns estudos, a aplicação de janelas de exclusão mais longas tende a comprometer a confiabilidade das estimativas de

densidade, aumentando o viés e reduzindo a concordância com os valores verdadeiros. A análise do Coeficiente de Concordância de Lin (CCC) corrobora esses achados, indicando concordância baixa a moderada (54-66%) entre valores estimados e reais quando da aplicação da janela de exclusão. Em *contrapartida*, a ausência da janela resultou em alta concordância com os valores de referência (Figura 2).

O estudo também demonstrou como seria o resultado caso as fotografias descartadas fossem consideradas novamente, comparando com e sem o ajuste (Figura 4).

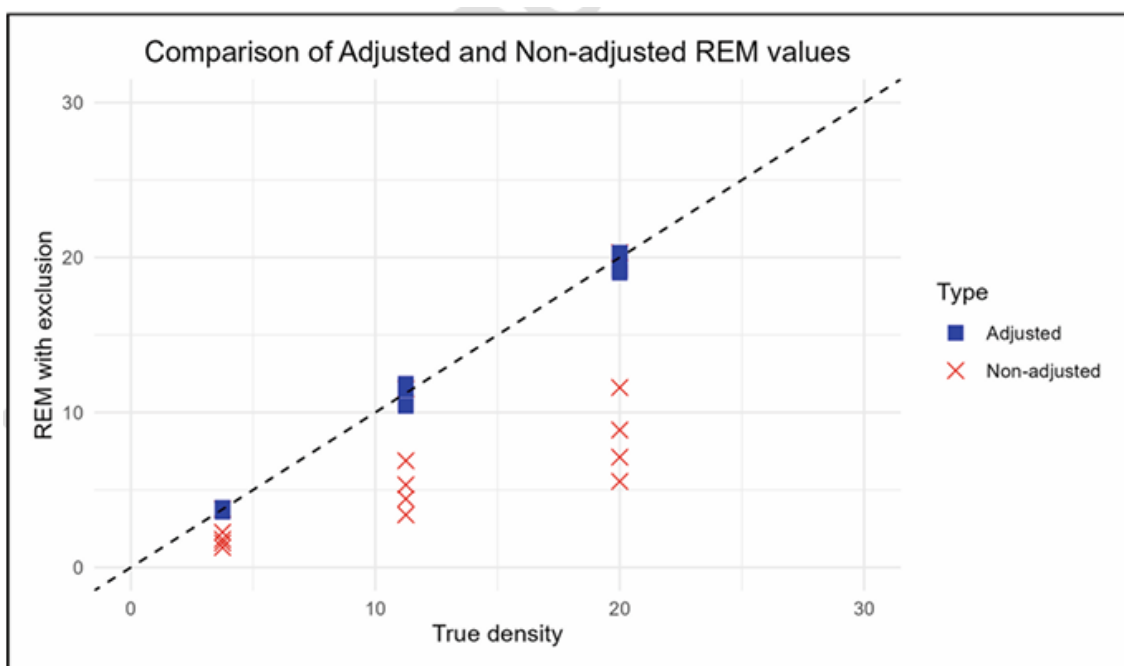


Fig. 4: Gráfico com as estimativas utilizando o modelo REM, com e sem ajustes. O vermelho representa resultados com o uso da janela de exclusão e sem ajustes, e o azul representa as estimativas com as fotografias descartadas recuperadas. Fonte: Bassani *et al.*, 2025.

Conforme a bibliografia especializada, a aplicação de uma janela de exclusão seria fundamental para evitar contagens duplicadas de animais, o que, por sua vez, melhora a precisão das estimativas com a remoção de vieses. Segundo Sollmann (2018), o uso e o tempo necessário da janela de exclusão dependem da espécie estudada, algumas são recomendadas 30 min até uma hora e outras intervalos menores já são o suficiente. Rowcliffe *et al.*, (2008) enfatizam a independência dos registros como uma suposição fundamental do método. Isso não significa que o mesmo animal não possa ser registrado em momentos distintos, mas o problema está em tirar muitas fotos de um encontro e considerá-las como detecções independentes. Para evitar pseudo-replicações, Rowcliffe

et al. (2008), recomendaram o uso de informações de janela de exclusão que reflitam o comportamento da espécie-alvo e o tempo restante em frente às câmeras.

Essa técnica é utilizada em diversos estudos que usam das armadilhas fotográficas como monitoramento de fauna. Porém, no estudo da caixa fechada (seção 3.7) as simulações mostraram que, com a janela de exclusão, há uma tendência de superestimar a densidade, especialmente em cenários de alta densidade. Quando comparadas estratégias com janelas de exclusão de diferentes durações, constatou-se que intervalos maiores (até uma hora) reduzem significativamente as contagens dependentes, ocasionando a exclusão de registros válidos, particularmente em eventos rápidos de entrada e saída do campo de visão. Com isso, as estimativas de abundância e densidade ficam mais enviesadas com o aumento da janela de exclusão, com resultados subestimados (Fig.3). Esses resultados contradizem recomendações bibliográficas consolidadas que priorizam o uso sistemático de janelas de exclusão para melhorar a precisão das estimativas.

5.3. Implicações para Políticas de Manejo e Controle

O cenário atual é agravado pela carência de dados oficiais sobre a densidade e distribuição populacional da espécie, que restringe as avaliações de efetividade a meras contagens de abate (Campos, 2025). Neste contexto de incerteza, iniciativas que buscam aprimorar as ferramentas de monitoramento, como o estudo pioneiro de Kunnsaranta *et al.* (2024) sobre alternativas aos radiocolares, tornam-se fundamentais. Embora seus resultados iniciais ainda não sejam conclusivos, esse tipo de investigação abre um precedente, sinalizando a necessidade de investimento em pesquisa e desenvolvimento de tecnologias acessíveis e eficazes para gerar os dados de qualidade que servirão de auxílio para políticas públicas.

Além disso, é importante ressaltar que excesso de portarias e decretos (1995-2025) citado na fundamentação teórica, com o objetivo do controle populacional da espécie, reflete uma ilusão de ação estatal, enquanto na prática mantém-se a abordagem ineficaz há 30 anos e a cada vez mais o crescimento populacional continua.

Pesquisas, que visam estudos especialmente em lugares de conservação, como a de Rodriguez *et al.* 2015, também mostram a falta de fiscalização, monitoramento adequado, além de possíveis vieses de informação fornecidas pelo próprio público-alvo entrevistado, já que o trabalho foi conduzido a partir de métodos qualitativos e a própria

autora destaca a escassez de informação de qualidade vindo de caçadores. A pesquisa concluiu que, até o momento, a caça legal na área estudada não demonstrou uma eficácia clara na redução da população de javalis, sugerindo a necessidade de estudos complementares e métodos adicionais para aprimorar o manejo da espécie invasora na região. Isso reforça a importância de uma abordagem integrada e mais robusta para o controle de espécies invasoras, considerando também o impacto de possíveis atividades ilegais que possam comprometer os resultados das ações de manejo.

6. CONCLUSÃO

A plataforma desenvolvida permite simular a movimentação do javaporco (*Sus scrofa*), e pode oferecer uma ferramenta importante para avaliar a eficácia de armadilhas fotográficas em diferentes cenários de monitoramento e diferentes espécies. Além disso, esta plataforma possibilita a comparação de modelos tais como N-mixture, Random Encounter Models e Distance Sampling, que estimam a abundância de animais e que são próprios para espécies não marcadas através das câmeras *traps*, como é o caso do javaporco (*Sus scrofa*).

Um dos achados mais significativos deste estudo refere-se ao uso da janela de exclusão. Contrariando recomendações consolidadas na literatura, as simulações revelaram que a aplicação deste filtro tende a subestimar as densidades populacionais e a reduzir a concordância com os valores reais, especialmente em cenários de alta densidade animal. Este resultado abre portas para questões importantes sobre práticas comuns em estudos de câmera *trapping* e indica a necessidade de uma reavaliação crítica deste parâmetro para cada contexto ecológico.

Observou-se também a partir das simulações, que características da paisagem, como fragmentos, agregação e presença de bordas podem influenciar diretamente o padrão de movimento dos agentes (bandos) e, conseqüentemente, inferir também na captura dos registros, sendo alguns lugares são mais suscetíveis que outros. Isso reforça o argumento de que o monitoramento por armadilhas fotográficas em paisagens fragmentadas deve considerar aspectos técnicos do modelo, a estrutura espacial e ecológica do habitat, principalmente em zonas intermediárias, onde a contagem de javalis por câmera *trap* poderá ser mais realista do que numa zona preferível da espécie.

De forma geral, o trabalho aponta que o uso do modelo Random Encounter Model (REM), aliado a simulações de agentes, é uma abordagem que pode servir de auxílio para compreender a confiabilidade de estimativas populacionais. No entanto, a regulação de parâmetros como a janela de exclusão e o posicionamento das câmeras é essencial para garantir resultados precisos.

No âmbito do controle populacional, a revisão bibliográfica realizada confirmou a ineficácia da caça como método isolado para o manejo do javali no Brasil. A sucessão de portarias e decretos ao longo de três décadas criou uma ilusão de ação estatal, sem conter a expansão da espécie ou seus impactos. A ausência de dados oficiais criteriosos

sobre densidade e distribuição populacional compromete qualquer tentativa de planejamento.

Evidências sugerem que a associação entre caça e controle de fertilidade é promissora, com resultados mais rápidos e sustentáveis. Contudo, experiências de controle, como as relatadas por Garabedian e Kilgo (2024), alertam para a alta capacidade de recuperação das populações de *Sus scrofa*, que podem restabelecer sua densidade inicial em poucos meses após reduções intensas. Isso destaca a grande importância do monitoramento contínuo e ações cíclicas de controle, demandando um controle metódico e bem planejado.

Conclui-se que o manejo eficaz do javali no Brasil exige uma transição de políticas fragmentadas para políticas que se baseiam em evidências científicas. A dependência exclusiva da caça mostrou-se uma estratégia sem sucesso. Soluções eficazes demandam um monitoramento com mais precisão, uma modelagem preditiva adequada e controle metodicamente planejado. Neste contexto, a plataforma aqui apresentada surge como uma ferramenta estratégica de planejamento, capaz de otimizar o posicionamento de armadilhas e gerar dados simulados que subsidiem decisões de manejo mais embasadas. O monitoramento pode ser visto como algo a ser aprimorado primeiro antes mesmo de medidas de controle, o critério de tomada de decisões, embasamento de dados, o esforço necessário advém de dados adquiridos com este, e a qualidade dessa coleta é necessária.

Referências

Aarestrup, K., *et al.*, (2009). Migration patterns of Atlantic salmon; implications for management and conservation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66(5), 827–846. doi: 10.1139/F09-031.

Aarts, *et al.*, (2008) Aarts, G., Matthiopoulos, J., and Morales, J. M. (2008). Quantifying the effect of *trap* size on capture success and bias in movement estimates for a marine predator. *Ecology*, 89(1), 77–88. doi: 10.1890/07-0228.1

Barrios-García, María N., and Sebastián A. Ballari. 2012. “Impact of Wild Boar (*Sus scrofa*) in Its Introduced and Native Range: A Review.” *Biological Invasions* 14: 2283–2300. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0229-6>.

Bassani, V. F. *et al.*, The Influence of Fragmented Landscapes on Population Density Studies Using Camera Trapping. In: *Wildlife Monitoring: Integrating Conservation and Innovation in Human-Altered Landscapes*. [S.l.]: Springer, 2025. ISBN 978-3-030-25820-1.]

Batty, M. *Cities and Complexity: Understanding Cities with Cellular Automata, AgentBased Models, and Fractals*, MIT Press (MA). 2005. https://10.1007/978-3-642-15461-4_23

Baubet E, Bonenfant C, Brandt S (2004) Diet of the wild boar in the French Alps. *Galemys* 16(1): 101–113

CIÊNCIA HOJE. A invasão do javali. *Ciência Hoje*, Rio de Janeiro, 2019. Disponível em: <https://cienciahoje.org.br/artigo/a-invasao-do-javali/>.

IBAMA. Portaria no 138, de 14 de outubro de 2002. Autoriza o manejo do javali, *Sus scrofa*, em caráter experimental, através da captura e abate, no estado do Rio Grande do Sul, pelo período de 1 (um) ano, a partir da data de vigência desta portaria. Brasília: Presidência do IBAMA, 2002. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/IBAMA/PT00138-141002.PDF>.

IBAMA. Instrução normativa no 3, de 31 de janeiro de 2013. Decreta a nocividade do Javali e dispõe o seu manejo e controle. Brasília: Presidência do IBAMA, 2013. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/IBAMA/IN0003-310113.pdf>.

IBAMA. Instrução normativa no 50, de 04 de agosto de 2005. Autoriza o controle populacional do javali – *Sus scrofa* – por meio da captura e do abate, em todo o estado do Rio Grande do Sul, por tempo indeterminado, a partir da data de publicação desta instrução normativa. Brasília: Presidência do IBAMA, 2005. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/IBAMA/IN0050-040805.PDF>.

IBAMA. Instrução normativa no 8, de 17 de outubro de 2010. Revoga a instrução normativa no 71, de 04 de agosto de 2005, que autoriza o controle populacional do javali – *Sus scrofa*, por meio

da captura e do abate, em todo o estado do Rio Grande do Sul. Brasília: Presidência do IBAMA, 2010. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/IBAMA/IN0008-170810.PDF>.

- Buckland ST, Rexstad EA, Marques TA, Oedekoven CS, *et al* (2015) Distance sampling: methods and applications, vol 431. Springer, Berlin
- Bueno CG, Reiné R, Alados CL, Gómez-García D (2011) Effects of large wild boar disturbances on alpine soil seed banks. *Basic Appl Ecol* 12(2):125–133
- Block, B. A., Dewar, H., Blackwell, S., Williams, T., Thrower, S., Stewart, B., *et al.*, (2011). Tracking apex marine predator movements in a dynamic ocean. *Nature Communications*, 2, 219. doi: 10.1038/ncomms1214.
- BRASIL. Plano nacional de prevenção, controle e monitoramento do javali (*Sus scrofa*) no Brasil. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2017. Disponível em: [https://www.ibama.gov.br/phocadownload/javali/2017/2017-PlanoJavali 2017.2022.pdf](https://www.ibama.gov.br/phocadownload/javali/2017/2017-PlanoJavali%202017.2022.pdf). Acesso em: 17 set. 2019.
- Brivio, Francesco, Stefano Grignolio, Roberto Brogi, Matteo Benazzi, Cristiano Bertolucci, and Marco Apollonio. 2017. “An Analysis of Intrinsic and Extrinsic Factors Affecting the Activity of a Nocturnal Species: The Wild Boar.” *Mammalian Biology* 84: 73–81. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2017.01.006>.
- Brooks C, Bonyongo C, Harris S. Effects of global positioning system collar weight on zebra behavior and location error. *J Wildl Manag.* 2008;72:527–34. <https://doi.org/10.2193/2007-061>.
- Bürkner, Paul-Christian. 2018. “Advanced Bayesian Multilevel Modeling with the R Package brms.” *The R Journal* 10 (1): 395–411. <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-017>.
- Caruso, Nicolás, Agustina E. J. Valenzuela, Christopher L. Burdett, Esteban M. Luengos Vidal, Diego Birochio, and Emma B. Casanave. 2018. “Summer Habitat Use and Activity Patterns of Wild Boar (*Sus scrofa*) in Rangelands of Central Argentina.” *PLOS ONE* 13 (10): e0206513. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206513>.
- Cherry, M. J., *et al.*, (2013). Migratory behavior and movement ecology of fish species in the NE Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 491, 157–174. doi: 10.3354/meps10402
- Choquenot, David, and Wendy Ruscoe. 2003. “Landscape Complementarity and Food Limitation of Large Herbivores: Habitat-Related Constraints on the Foraging Efficiency of Wild Pigs.” *Journal of Animal Ecology* 72: 14–26. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00675.x>.
- Cordeiro, João, Gustavo Hofmann, Cláudia Fonseca, and Livia Oliveira. 2017. “Achilles Heel of a Powerful Invader: Restrictions on Distribution and Disappearance of Feral Pigs from a Protected Area in Northern Pantanal, Western Brazil.” *PeerJ Preprints*, 33. <https://peerj.com/preprints/1234>.
- Corn JL, Cumbee JC, Chandler BA, Stallknecht DE, Fischer JR (2005) Implication of feral swine expansion: expansion of feral swine in the United States and potential implication for domestic swine. Feral Swine Subcommittee on Brucellosis and Pseudorabies. United States Animal Health Association, St. Joseph, pp 295–297.

Costa, D. P., *et al.*, (2010b). Distributions and movements of marine predators and prey in the central California Current System. *Progress in Oceanography*, 84(1–4), 8–31. doi: 10.1016/j.pocean.2010.04.001

Croft, S., Franzetti, B., Gill, R., & Massei, G. (2020). Too many wild boar? Modelling fertility control and culling to reduce wild boar numbers in isolated populations. *PLoS one*, 15(9), e0238429.

Cuthbert RN, Diagne C, Haubrock PJ *et al* (2022) Are the 100 of the world's worst invasive species also the costliest? *Biol Invasions* 24:1895–1904. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02568-7>

Crystal-Ornelas R, Hudgins EJ, Cuthbert RN *et al* (2021) Economic costs of biological invasions within North America. *NeoBiota* 67:485–510. <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.58038>

DAD-IS. Domestic Animal Diversity Information System (DAD-IS)

Davis, Mark A, and Ken Thompson. 2000. “Eight Ways to Be a Colonizer; Two Ways to Be an Invader: A Proposed Nomenclature Scheme for Invasion Ecology.” *Bulletin of the Ecological Society of America* 81 (3): 226–30.

de Souza Campos, G., & de Castro Rosa, V. (2023). A ineficácia da caça como forma de controle populacional de javalis no Brasil. *RECIMA21-Revista Científica Multidisciplinar-ISSN 2675-6218*, 4(5), e453115-e453115.

Espínola, Horácio, Luís A AND Ferreira Junior. 2007. “Esp. invasoras: conceitos, modelos e atributos.” *Interciencia* 32 (September): 580–85.

Fabiano, Denner Augusto de Barros. Modelos baseados em agentes e aplicações em engenharia ambiental, 2021.

Ferreira, IEP *et al.*, *Bioma Stats: a package for the analysis of land use and land cover data in Brazilian territory*. 2023.

Ferreira, I. E. D. P. (2010). Delineamentos D-ótimos para os modelos de Michaelis-Menten e de Hill.

Furtado, B. A., DELDEN H. V. Modelagem urbana e regional com autômatos celulares e agentes: panorama teórico, aplicações e política pública. 2011. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Rio de Janeiro.

Frantz, L. A. F.; MEIJAARD, E.; GONGORA, J.; *et al.*, The Evolution of Suidae. *Annual Review of Animal Biosciences*, v. 4, n. 1, p. annurev-animal-021815-111155, 2016.

Frantz, L. A. F.; SCHRAIBER, J. G.; MADSEN, O.; *et al.*, Evidence of long-term gene flow and selection during domestication from analyses of Eurasian wild and domestic pig genomes. *Nature Genetics*, v. 47, n. 10, p. 1141–1148, 2015.

Geisser H, Reyer H-U (2004) Efficacy of hunting, feeding, and fencing to reduce crop damage by wild boars. *J Wildl Manag* 68(4):939–946

Garabedian, James E.; Kilgo, John C. Rapid recovery of invasive wild pig (*Sus scrofa*) populations following density reduction. *Biological Invasions*, v. 26, p. 1075-1089, 2024. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10530-023-03230-0>

Genov (1981) Food composition of wild boar in North-Eastern and Western Poland. *Acta Theriol* 26(10):185–205

Gentry, A.; Clutton-brock, J.; Groves, C. P. The naming of wild animal species and their domestic derivatives. *Journal of Archaeological Science*, v. 31, n. 5, p. 645–651, maio 2004.

Gilbert, M.; Müller, J.; Rodrigues, G.; Thomas, a.; Lebreton, j. D. Comparing relative trends in abundance/density between random encounter models and N-mixture models for red fox, wild boar and red deer populations. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 11, n. 3, p. 456-467, 2020. DOI: 10.1111/2041-210X.13332.

Gheler-Costa, Carla, Gilberto Sabino-Santos Jr., Luís Miguel Rosalino, Luana Santos Amorim, Felipe Gonçalves M. Maia, Rafael de Andrade Moral, Iuri E. P. Ferreira, Luiz-Thadeu M. Figueiredo, Carlos I. Piña, and Luciano M. Verdade. 2022. “The Influence of Sugarcane Pre-Harvest Fire on Hantavirus Prevalence in Neotropical Small Mammals.” *Ecosphere* 13 (9): e4241. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ecs2.4241>.

Gianetti, G. W., Hegel, C. G. Z., & Ferreira Filho, J. B. S. (2025). Wild pigs (*Sus scrofa*) population management in Brazil: economic, land use, and greenhouse gas emissions impacts. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, 63, e290952. <https://doi.org/10.1590/1806-9479.2025.290952>

Hafeez S, Abbas M, Khan ZH, RehmanE(2011) Preliminary analysis of the diet of wild boar (*Sus scrofa* L., 1758) in Islamabad, Pakistan. *Turk J Zool* 35:115–118

Hays, G. C., *et al.*, (2006). Critical size and life stage for predators. *Proceedings of the Royal Society B*, 273(1590), 1205–1208. doi: 10.1098/rspb.2006.3563.

Hawkes, L. A., *et al.*, (2009). Climate-driven declines in Antarctic fur seal populations. *Marine Ecology Progress Series*, 378, 257–264. doi: 10.3354/meps07885

Hazen, E. L., *et al.*, (2013a). Quantifying the effects of oceanographic features on the movement of marine predators. *Ecography*, 36(9), 981–993. Hazen, E. L., *et al.*, (2013b). Environmental drivers of movement in marine top predators. *PLoS ONE*, 8(8), e73306. doi: 10.1371/journal.pone.0073306

Hegel, C. G. Z., Faria, G. M. M., Ribeiro, B., Salvador, C. H., Rosa, C., Pedrosa, F., Batista, G., Sales, L. P., Wallau, M., Fornel, R., & Aguiar, L. M. S. (2022). Invasion and spatial distribution of wild pigs (*Sus scrofa* L.) in Brazil. *Biological Invasions*, 24(12), 3681-3692. <http://doi.org/10.1007/s10530-022-02872-w>.

Herrero J, Irizar I, Laskurain NA, García-Serrano A, García-González R (2005) Fruits and roots: wild boar foods during the cold season in the southwestern pyrenees. *Ital J Zool* 72(1):49–52

Hindell, M. A., *et al.*, (2016). Large-scale physical and ecological drivers of whale distribution and foraging habitat in the Southern Ocean. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 134, 9–27. doi: 10.1016/j.dsr2.2015.10.011

Hutchinson, J. M. C.; WASER, P. M. Use, misuse and extensions of 'ideal gas' models of animal encounter. *Biological Reviews*, v. 82, n. 3, p. 335–359, 2007

IBAMA. Instrução normativa no 3, de 31 de janeiro de 2013. Decreta a nocividade do Javali e dispõe o seu manejo e controle. Brasília: Presidência do IBAMA, 2013. <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/IBAMA/IN0003-310113.pdf>.

Irizar I, Amaia Laskurain N, Herrero J (2004) Wild boar Frugivory in the Atlantic basque country. *Galemys* 16(Special Issue):125–134

Jourdain, N. O. A. S., D. J. Cole, and M. S. Ridout. 2020. “Statistical Development of Animal Density Estimation Using Random Encounter Modelling.” *JABES* 25: 148–67.

Jonsen, I. D., Flemming, J. M., and Myers, R. A. (2005). Robust state-space modeling of animal movement data. *Ecology*, 86(11), 2874–2880. doi: 10.1890/04-1672.

Kays, Roland, Monica Lasky, Maximilian L Allen, Robert C Dowler, Melissa T R Hawkins, Andrew G Hope, Brooks A Kohli, *et al.*, 2022. “Which Mammals Can Be Identified from Camera Traps and Crowdsourced Photographs?” *Journal of Mammalogy* 103 (4): 767–75.

Kunnasranta, Mervi, *et al.*, "The performance of alternative GPS tracking devices: a case report on wild boars (*Sus scrofa*)." *Animal Biotelemetry* 12.1 (2024): 27.

La Sala LF, Burgos JM, Caruso NC, Bagnato CE, Ballari SA, Guadagnin DL, Kindel A, Etges M, Merino ML, Marcos A, *et al* (2023) Wild pigs and their widespread threat to biodiversity conservation in South America. *J Nat Conserv* 73:126393

Laidre, K. L., *et al.*, (2008). Quantifying the sensitivity of Arctic marine mammals to climate-induced sea ice changes. *Ecological Applications*, 18(sp2), S97–S112. doi: 10.1890/07-0548.1

Larson, G.; DOBNEY, K.; ALBARELLA, U.; *et al.*, Worldwide phylogeography of wild boar reveals multiple centers of pig domestication. *Science*, v. 307, n. 5715, p. 1618–1621, 2005.

L., Jennifer, John J. Mayer, Kurt C. VerCauteren, Eric P. Fogarty, and Nathan P. Snow. 2020. “Using Multi-Scale Behavioral Investigations to Inform Wild Pig (*Sus scrofa*) Population Management.” *PLOS ONE* 15 (2): e0228705. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228705>.

Lewis, J. S., D. A. Keiter, S. M. Gelviz-Gelvez, R. B. Wielgus, and P. E. Salerno. 2017. “Biotic and Abiotic Factors Predicting the Global Distribution and Population Density of an Invasive Large Mammal.” *Scientific Reports* 7: 44152. <https://doi.org/10.1038/srep44152>.

Lovelock, James E, and Lynn Margulis. 1974. “Atmospheric Homeostasis by and for the Biosphere: The Gaia Hypothesis.” *Tellus* 26 (1-2): 2–10.

Løvschal, Mette, Peder Bøcher, Jeppe Pilgaard, Irene Amoke, Alice Oluoko-Odingo, Aggrey Thuo, and Jens-Christian Svenning. 2017. “Fencing Bodes a Rapid Collapse of the Unique Greater Mara Ecosystem.” *Scientific Reports* 7 (January): 1–7. <https://doi.org/10.1038/srep41450>.

Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M (2000) 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. In: Encyclopedia of Biological Invasions. The Invasive Species Specialist Group (ISSG), Species Survival Commission (SSC), World Conservation Union (IUCN), Auckland, New Zealand, pp 12.

Macal, C. M. e NORTH, M. J. Tutorial on Agent-Based Modelling and Simulation, in Kuhl, M.E., Steiger, N.M, Armstrong, F.B and Joines, J. A. (eds.), Proceedings of the 2005 Winter Simulation Conference. 2005

MAPBIOMAS. Coleção 7.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil. [Mapas de Uso e Ocupação do Solo]. MapBiomias Project, [S.l.], 2023. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em: 11 nov. 2025.

Massei G, Genov PV (2004) The environmental impact of wild boar. *Galemys* 16(1):135–145
McDonough MT, Ditchkoff SS, Smith MD, Vercauteren KC (2022) A review of the impacts of invasive wild pigs on native vertebrates. *Mamm Biol* 102(2):279–290.

Massei G, Roy S, Bunting R. Too many hogs? A review of methods to mitigate impact by wild boar and feral hogs. *Human-Wildlife Interactions*. 2011; 5(1):79–99.

Mayer, John, and Ian Brisbin. 2009. *Wild Pigs: Biology, Damage Control Techniques and Management*. Aiken: Savannah River National Laboratory.

McConnell, B., and Fedak, M. (1996). How ice-entrapment and other environmental factors influence the timing and rate of movement: a case study of the southwest Atlantic fur seal. *Marine Ecology Progress Series*, 131, 135–147.

Meyerson L, Engeman RM, O'Malley R (2008) Tracking non-native vertebrate species: indicator design for the United States. *Wildl Res* 35:235–241.

Metcalfé, J. D., Sims, D. W., and Dragos, K. (2012). A review of the use of biotelemetry to quantify marine animal movements and the implications for fundamental and applied ecology. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 50, 101–151.

Miettinen E, Melin M, Holmala K, Meller A, Väänänen VM, Huitu O, Kun- nasranta M. Home ranges and movement patterns of wild boars (*Sus scrofa*) at the northern edge of the species' distribution range. *MammRes*. 2023;68:611–23. <https://doi.org/10.1007/s13364-023-00710-5>.

Mimmagh, Niamh, Iuri Ferreira, Luciano Verdade, and Rafael de Andrade Moral. 2022. “A Bayesian Model to Estimate Abundance Based on Scarce Animal Vestige Data.” <https://arxiv.org/abs/2206.05944>.

MITCHELL, Jim. Shooting/hunting of feral pigs. Townsville: NQ Dry Tropics, 2011. Disponível em: <https://bitly.com/tpBZSmWe>. Acesso em: 16 out. 2022.

Ogutu, Joseph O, Hans-Peter Piepho, Mohamed Y Said, Gordon O Ojwang, Lucy W Njino, Shem C Kifugo, and Patrick W Wargute. 2016. “Extreme Wildlife Declines and Concurrent Increase in Livestock Numbers in Kenya: What Are the Causes?” *PloS One* 11 (9): e0163249.

O'Connor S-J, Kelly D (2012) Seed dispersal of Matai (*Prumnopitys taxifolia*) by Feral pigs (*Sus scrofa*). *N Z J Ecol* 36:228–231

- Oliver, W. L. R. Pigs, peccaries, and hippos. Status survey and conservation action plan. Gland: International Union for Conservation of Nature Resources (IUCN), 1993.
- Organization for Economic Cooperation and Development - OECD. (2023). Agricultural Policy Monitoring and Evaluation 2023. OECD. <https://doi.org/10.1787/b14de474-en>.
- Pardini, Fernanda. Os dez anos – e muitos desafios – da autorização do controle de javali no Brasil. (O)eco, [s. 1.], 03 abr. 2023. Disponível em: Os dez anos – e muitos desafios – da autorização do controle de javali no Brasil - ((o))eco (oeco.org.br).
- Podgórski, Tomasz, Marco Apollonio, Oliver Keuling, Bogumila Jedrzejewska, and Włodzimierz Jedrzejewski. 2013. “Spatiotemporal Behavioral Plasticity of Wild Boar (*Sus scrofa*) Under Contrasting Conditions of Human Pressure: Primeval Forest and Metropolitan Area.” *Journal of Mammalogy* 94: 109–19. <https://doi.org/10.1644/12-MAMM-A-038.1>.
- Potter, Larissa C, Christopher J Brady, and Brett P Murphy. 2019. “Accuracy of Identifications of Mammal Species from Camera *Trap* Images: A Northern Australian Case Study.” *Austral Ecology* 44 (3): 473–83.
- Raymond, J., Esteban, N., and Férez, R. (2015). Habitat selection and home range estimates of marine mammals: methodological considerations. *Marine Ecology Progress Series*, 523, 251–265. doi: 10.3354/meps11174
- Rodríguez, Catalina Zuluaga. *Caça legal como forma de controle de uma população invasora de javali na Floresta Nacional de Capão Bonito, São Paulo, Brasil*. Dissertação de mestrado apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.
- Rosell C, Fernández-Llario P, Herrero J (2001) El jabalí (*Sus scrofa* linnaeus, 1758). *Galemys* 13 (2):1–25
- Rowcliffe JM, Field J, Turvey ST, Carbone C (2008) Estimating animal density using camera *traps* without the need for individual recognition. *J Appl Ecol* 45:1228–1236
- Royle, J. Andrew. 2004. “N-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts.” *Biometrics* 60 (1): 108–15. <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2004.00142.x>.
- Shaffer, S. A., *et al.*, (2006). Migration strategies of Amazonian catfish and implications for conservation. *Proceedings of the Royal Society B*, 273(1594), 245–252. doi: 10.1098/rspb.2005.3346
- Schley L, Roper TJ (2003) Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mamm Rev* 33(1):43–56.
- Scrucca, Luca. 2017. “On Some Extensions to GA Package: Hybrid Optimisation, Parallelisation and Islands Evolution.” *The R Journal* 9 (1): 187–206. <https://doi.org/10.32614/RJ-2017-008>.
- Sirvinskas, Luís Paulo. Manual de direito ambiental. 17. ed. São Paulo: Saraiva Educação, 2019.

Silva, v. S.; Mourão, g.; Kramer, b.; Campos, z.; Piovezan, U. *Javalis, javaporcos e suiiformes nativos: saiba diferenciar e conserve a fauna nativa*. Projeto Javali. 1. ed. Brasil, 2013.

Silva VS, Tortato MA, Salvador CH (2023) Densidade populacional e área de vida de javalis em áreas estratégicas para vigilância e defesa agropecuária. Technical Report (CNPQA) 613, Embrapa Suínos e Aves, Concórdia. <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1150234/>.

Souza *et al.*, Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine – Remote Sensing, Volume 12, Issue 17, 10.3390/rs12172735, 2020.

Sordi, Caetano. 2015. “Guerra Ao Javali: Invasão Biológica, Feralização e Domesticação Nos Campos Sulinos.” *Revista de Antropologia Da UFSCar* 5 (1): 59–77.

Stabach JA, Cunningham SA, Connette G, Mota JL, Reed D, Byron M, Songer M, Wachter T, Mertes K, Brown JL, Comizzoli P, Newby J, Monfort S, Leimgruber P. Short-term effects of GPS collars on the activity, behavior, and adrenal response of scimitar-horned oryx (*Oryx dammah*). *PLoS ONE*. 2020;15: e0221843. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0221843>.

Stephens, P., O Zaumyslova, D Miquelle, A Myslenkov, and G. Hayward. 2006. “Estimating Population Density from Indirect Sign: Track Counts and the Formozov–Malyshev–Pereleshin Formula.” *Animal Conservation* v. 9 (n. 3): p. 339–348.

Tobler, Mathias W, and George VN Powell. 2013. “Estimating Jaguar Densities with Camera Traps: Problems with Current Designs and Recommendations for Future Studies.” *Biological Conservation* 159: 109–18.

West, B. C., Cooper, A. L., & Armstrong, J. B. (2009). Managing wild pigs: a technical guide. *Hum Wildl Interact Monogr*, 1, 1-55.

Wickham, Hadley. 2016. *Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org>.

Wickham, Hadley, Romain François, Lionel Henry, Kirill Müller, and Davis Vaughan. 2023. *Dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>.

Whitlock, R. E., Hazen, E. L., Walli, A., Farwell, C., Bograd, S. J., Foley, D. G., *et al.*, (2015). Direct quantification of energy intake in an apex marine predator suggests physiology is a key driver of migrations. *Science Advances*, 1(e1400270). doi: 10.1126/sciadv.1400270

Wyckoff C, Henke S, Kleberg C. GPS telemetry collars: considerations before you open your wallet. In: Nolte DL, Arjo WM, Stalman DH, editors. In: Proceedings of the 12th wildlife damage management conference, University of Nebraska, Lincoln; 2007. p. 571–6.