

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA**

**Estrutura populacional e distribuição de um grupo isolado de murequi-do-norte  
(*Brachyteles hypoxanthus* Wied, 1820) em uma área de mata em Peçanha,  
Minas Gerais, Brasil**

Jade Cristine Soares  
*Magister Scientiae*

**VIÇOSA - MINAS GERAIS  
2024**

**JADE CRISTINE SOARES**

**Estrutura populacional e distribuição de um grupo isolado de muriqui-do-norte  
(*Brachyteles hypoxanthus* Wied, 1820) em uma área de mata em Peçanha,  
Minas Gerais, Brasil**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientadora: Fabiana C. S. A. de Melo

Coorientadores: Fabiano R. de Melo  
Diogo N. Cosenza

**VIÇOSA - MINAS GERAIS  
2024**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

S676e  
2024 Soares, Jade Cristine, 1999-  
Estrutura populacional e distribuição de um grupo isolado de miquiqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus* Wied, 1820) em uma área de mata em Peçanha, Minas Gerais, Brasil / Jade Cristine Soares. – Viçosa, MG, 2024.

1 dissertação eletrônica (82 f.): il. (algumas color.).

Inclui apêndices.

Orientador: Fabiana Cristina Silveira Alves de Melo.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Biologia Animal, 2024.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2025.077>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Animais em extinção - Peçanha (MG). 2. Primatas - Peçanha (MG) - Sensoriamento remoto. 3. Primatas - Mata Atlântica. 4. *Brachyteles hypoxanthus*. I. Melo, Fabiana Cristina Silveira Alves de, 1976-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Biologia Animal. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal. III. Título.

CDD 22. ed. 578.68

**JADE CRISTINE SOARES**

**Estrutura populacional e distribuição de um grupo isolado de muriqui-do-norte  
(*Brachyteles hypoxanthus* Wied, 1820) em uma área de mata em Peçanha,  
Minas Gerais, Brasil**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 9 de dezembro de 2024.

Assentimento:

---

Jade Cristine Soares  
Autora

---

Fabiana Cristina Silveira Alves de Melo  
Orientadora

Essa dissertação foi assinada digitalmente pela autora em 19/02/2025 às 17:01:40 e pela orientadora em 19/02/2025 às 17:50:46. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **5P2J.C863.4K38** e clique no botão 'Validar documento'.

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de realizar a pós-graduação. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pela concessão de auxílio para apresentar parte dos dados no XX Congresso Brasileiro de Primatologia.

À ONG MIB e ao Ibiti Projeto pelo financiamento dos trabalhos de campo.

Aos meus orientadores Fabiana Melo, Fabiano Melo e Diogo Cosenza, pelo auxílio e suporte durante todo o projeto, agradeço muito pela confiança e parceria. Foi um aprendizado indescritível poder trabalhar com pesquisadores tão excepcionais e espero que nossa parceria se estenda. Agradeço a Fabiana e Fabiano por terem me mostrado o caminho da primatologia e Diogo Cosenza por ter me apresentado o sensoriamento remoto.

À Fernanda Tabacow pelos conselhos e direções. Agradeço muito a oportunidade de poder trabalhar com uma pesquisadora tão incrível e por ter me apresentado os muriquis.

Ao Marcello Nery por todas as visões, discussões e companheirismo no Projeto Peçanha, agradeço pela oportunidade de me confiar esse projeto tão importante e de termos trabalhado junto.

Aos colegas que aceitaram a jornada de se aventurar em Peçanha pelo menos uma vez: Beto, Ricardo, Paulo, Vitor, Orlando e Yuri. Sem eles, o projeto não teria sido realizado. Em especial ao Paulo pelo auxílio na campanha com o drone.

À minha família, aos meus irmãos, aos meus pais, Michelle e Airton, e ao Mariano e à Francilene, por sempre terem confiado em mim e incentivado a minha jornada na biologia. Não tenho como agradecer o suficiente por todo o suporte e por terem acreditado em mim desde o começo. Mesmo distantes, nunca faltou essa rede de apoio.

Aos meus amigos de Brasília que mesmo de longe sempre tentaram acompanhar esse processo com todas as conquistas e frustrações no meio do caminho. Hiago que me ajudou com a mudança. Aída que sempre esteve comigo tanto na vida acadêmica quanto na vida pessoal, me ajudando em todos os quesitos. Carol, Giovana, Lucas, Maria Cecília e Raquel por estarem sempre se preocupando comigo e com as minhas

aventuras. Diana e Isabela pela parceria à distância. E aos amigos da biologia que acompanharam essa jornada desde o começo.

Às minhas novas amigadas de Viçosa por terem me acolhido e por todo o companheirismo nesses 2 anos, em especial à Hallana, Lara, Luciana e Maria Luíza.

*"Somehow we must keep hope alive".*  
(Jane Goodall)

## RESUMO

SOARES, Jade Cristine, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, dezembro de 2024. **Estrutura populacional e distribuição de um grupo isolado de miquiqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus* Wied, 1820) em uma área de mata em Peçanha, Minas Gerais, Brasil.** Orientadora: Fabiana Cristina Silveira Alves de Melo. Coorientadores: Fabiano Rodrigues de Melo e Diogo Nepomuceno Cosenza.

O miquiqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus* Wied, 1820), maior primata das Américas e endêmico da Mata Atlântica é classificado como “Críticamente em Perigo”, tendo apenas cerca de 1000 indivíduos distribuídos em populações isoladas. Para a conservação da espécie, é crucial monitorar e estudar essas populações restantes regularmente. Com isso, o presente trabalho iniciou um monitoramento sistematizado da estrutura populacional, junto de análises de sensoriamento remoto, para desenvolver estratégias de conservação de um grupo isolado de miquiqui-do-norte no interior do estado de Minas Gerais. Portanto, essa dissertação foi dividida em dois capítulos no formato de artigos científicos. No primeiro capítulo, foi iniciado o monitoramento da população de miquiquis da cidade de Peçanha, Minas Gerais, que não era estudada desde 2002, com o objetivo de analisar sua estrutura atual. Entre 2023 e 2024, o grupo composto por 16 indivíduos apresentou uma densidade de 0,02 miquiqui/ha e uma razão sexual com viés feminino. Três fêmeas se encontram na idade de dispersão e podem enfrentar dificuldades para migração, dado o isolamento da área, aumentando o risco de endogamia no grupo. O fragmento apesar de ser maior que outros onde ocorreram extinções locais de miquiqui-do-norte, ainda sofre ameaças de desmatamento e incêndios, além de também serem suscetíveis a efeitos das mudanças climáticas e incidência de zoonoses como a febre amarela. Para garantir a manutenção dessa população, sugere-se o monitoramento contínuo da qualidade do habitat e a possibilidade do intercâmbio de fêmeas para aumentar a variabilidade genética. No segundo capítulo, utilizou um Modelo de Distribuição de Espécies (SDM) para prever as áreas com maior probabilidade de ocorrência do miquiqui-do-norte no fragmento de Peçanha. Foram integrados dados de sensoriamento remoto extraídos dos satélites Sentinel-1 e Sentinel-2 e métricas topográficas de Modelos Digitais de Elevação. Pontos de ocorrência foram coletados a partir de varredura em grupo, monitoramento aéreo e cameras-trap. Trinta e duas variáveis ambientais foram analisadas como potenciais preditoras da presença da espécie. Dados espectrais em conjunto com dados de radar e de relevo, revelaram um modelo de predição de ocorrência influenciado por altitudes elevadas, relevos com vales e depressões e regiões com

maior densidade de vegetação. Essas técnicas podem apoiar futuras intervenções de manejo voltadas à conservação do miqui-do-norte na área, possíveis de serem adaptadas para outras regiões e espécies de primatas.

Palavras-chave: monitoramento de primatas; sensoriamento remoto; conservação; dados de satélite; mata atlântica

## ABSTRACT

SOARES, Jade Cristine, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, December, 2024. Population structure and distribution of an isolated group of northern muriquis (*Brachyteles hypoxanthus* Wied, 1820) in a forest area in Peçanha, Minas Gerais, Brazil  
. Adviser: Fabiana Cristina Silveira Alves de Melo. Co-advisers: Fabiano Rodrigues de Melo and Diogo Nepomuceno Cosenza.

The northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus* Wied, 1820), largest primate of the Americas and endemic of the Atlantic Forest is classified as 'Critically Endangered', with only about 1000 individuals distributed in isolated populations. For species conservation, is crucial to regularly monitor and study these remaining populations. In this context, the present study initiated a systematic monitoring of the population structure, combine with remote sensing analyses, to develop conservation strategies of an isolated group of northern muriqui in the interior of the state of Minas Gerais. Therefore, this dissertation was divided into two chapters in the format of scientific articles. In the first chapter, the monitoring of the muriqui population in the city of Peçanha, Minas Gerais, which had not been studied since 2002, was initiated with the aim of analyzing its current structure. Between 2023 and 2024, the group was composed of 16 individuals, with a density of 0.02 muriquis/ha and a female-biased sex ratio. Three females are at dispersal age and may face migration challenges due to the area's isolation, increasing the risk of inbreeding within the group. Although this fragment is larger than others where local extinctions of northern muriquis have occurred, it still faces threats from deforestation and wildfires, as well as being susceptible to the effects of climate change and zoonoses such as yellow fever. To ensure the survival of this population, continuous monitoring of habitat quality is suggested, along with potential management of females to increase genetic variability. The second chapter used a Species Distribution Model (SDM) to predict areas with the highest probability of northern muriqui occurrence in the Peçanha fragment. Remote sensing data from the Sentinel-1 and Sentinel-2 satellites and topographic metrics from Digital Elevation Models were integrated. Occurrence points were collected through group scan sampling, aerial surveys, and camera traps. A total of 32 environmental variables were analyzed as potential predictors of the species' presence. Spectral data, combined with radar and topographic data, revealed an occurrence prediction model influenced by high altitudes, terrains with valleys and depressions, and regions with higher vegetation density. These techniques can support future

management interventions aimed to the conservation of the northern miqui in this area and can be adapted for other regions and primate species.

Keywords: primate monitoring; remote sensing; conservation; satellite data; atlantic forest

## SUMÁRIO

|   |           |
|---|-----------|
| <b>1. INTRODUÇÃO GERAL .....</b>  | <b>11</b> |
| <b>2. CAPÍTULO 1: Estrutura populacional e estratégias de conservação de um grupo isolado de miquiqui-do-norte (<i>Brachyteles hypoxanthus</i> Wied, 1820).....</b> | <b>16</b> |
| <b>Introdução .....</b>   | <b>18</b> |
| <b>Materiais e métodos .....</b>  | <b>21</b> |
| <b>Resultados .....</b>   | <b>27</b> |
| <b>Discussão .....</b>  | <b>31</b> |
| <b>Conclusão .....</b>  | <b>36</b> |
| <b>Referências .....</b>  | <b>37</b> |
| <b>3. CAPÍTULO 2: Mapeamento de um primata ameaçado (<i>Brachyteles hypoxanthus</i>, Primates, Atelidae) usando fusão de dados de sensoriamento remoto .....</b>    | <b>42</b> |
| <b>Introdução .....</b>   | <b>44</b> |
| <b>Materiais e Métodos .....</b>  | <b>46</b> |
| <b>Resultados .....</b>   | <b>52</b> |
| <b>Discussão .....</b>  | <b>57</b> |
| <b>Conclusão .....</b>  | <b>61</b> |
| <b>Referências .....</b>  | <b>61</b> |
| <b>APÊNDICE A – ÍNDICES EXTRAÍDOS DAS IMAGENS DE SENTINEL -1, SENTINEL-2 E DO MODELO DIGITAL DE ELEVAÇÃO (MDE). .....</b>   | <b>69</b> |
| <b>APÊNDICE B – CÓDIGO ELABORADO NO RSTUDIO PARA O MODELO LINEAR GENERALIZADO .....</b>   | <b>75</b> |

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

Os muriquis, conhecidos como mono-carvoeiro, são os maiores primatas das Américas, pesando quase 15 quilogramas (STRIER, 1999), representantes do gênero *Brachyteles* Spix, 1823, família Atelidae (GROVES, 2001). A partir de características morfológicas e filogenéticas, este gênero tem duas espécies: *Brachyteles hypoxanthus* (Wied, 1820), o miquiqui-do-norte e *Brachyteles arachnoides* (Saint-Hilaire, 1806), o miquiqui-do-sul (CHAVES *et al.*, 2019). *Brachyteles hypoxanthus* apresenta um polegar rudimentar, com despigmentação facial e genital, de colorações de preto e rosa, enquanto *Brachyteles arachnoides* não tem o polegar rudimentar, com face e genitálias pretas (GROVES, 2001). As duas espécies são endêmicas da Mata Atlântica e se encontram classificadas como Criticamente em Perigo pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) (MELO *et al.*, 2021; TALEBI *et al.*, 2021). Pela classificação nacional têm-se *Brachyteles arachnoides* como “Em Perigo” (TALEBI *et al.*, 2018) e *Brachyteles hypoxanthus* como “Criticamente em Perigo” (MELO *et al.*, 2018).

Uma característica marcante do gênero é a dispersão de fêmeas adolescentes de seu grupo natal antes de atingir a maturidade sexual, processo populacional que pode contribuir para aumentar a variabilidade genética e que acontece muitas vezes devido a comportamentos agonísticos vindos de outras fêmeas residentes do grupo (STRIER, 1996, STRIER 1986). Fêmeas adolescentes tendem a ocupar espaços mais periféricos dentro do grupo, provavelmente como uma forma de evitar possíveis confrontos (PRINTES E STRIER, 1999). Prevê-se que os custos energéticos dessa dispersão do grupo natal possam ser maiores quando as fêmeas enfrentam dificuldades para encontrar outros grupos com os quais se associar, uma situação mais provável em populações de menor densidade (PRINTES E STRIER, 1999).

Nesse regime de dispersão somente de fêmeas, populações de alta densidade tendem a ter uma razão sexual com viés para o gênero feminino em infantes, relacionado aos efeitos da competição local por recursos. Em populações com menores densidades, essa razão sexual pode resultar em um viés para o gênero masculino em infantes, o que diminuiria ainda mais o crescimento da população, aumentando os riscos de endogamia (STRIER, 2000). Esse fator etológico, em conjunto com os riscos de eventos demográficos estocásticos que afetem as populações locais, como deriva genética e endogamia, podem tornar as populações pequenas e isoladas de miquiqui ainda mais vulneráveis à extinção em comparação a populações maiores (STRIER, 2000).

*Brachyteles hypoxanthus* possui uma distribuição que se estende pelos estados de Minas Gerais, Espírito Santo, Bahia e Rio de Janeiro (MELO *et al.*, 2021). A população dessa

espécie é composta por aproximadamente 1.000 indivíduos, com cerca de 500 deles em estágio maduro de desenvolvimento, dividida em 12 subpopulações isoladas, espalhadas em propriedades privadas e áreas de proteção municipais, estaduais e federais (STRIER *et al.*, 2017, MELO *et al.*, 2021).

Esse primata habita a Mata Atlântica, um bioma considerado como *hotspot* de biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000) e de prioridade global para a restauração (STRASSBURG *et al.*, 2019). Estudos recentes mostram que resta menos de 30% de cobertura florestal original de Mata Atlântica (BROGGIO *et al.*, 2024; VANCINE *et al.*, 2024). O desmatamento, o efeito de borda e a degradação do habitat são fatores cruciais que vêm impactando negativamente na conectividade das áreas e reduzem as áreas centrais (BROGGIO *et al.*, 2024). Além disso, 97% dos fragmentos remanescentes são considerados pequenos, com menos de 50 hectares (VANCINE *et al.*, 2024). Muitas regiões apresentam fragmentos estruturalmente isolados entre si devido a assentamentos antrópicos, pastagens, plantações e estradas (TABARELLI *et al.*, 2005). A fragmentação desse habitat implicou no isolamento de populações muitas espécies, como de *Brachyteles hypoxanthus*, já que as oportunidades para emigração e imigração nesses locais são raras ou inexistentes (BRITO *et al.*, 2008).

Estudos de modelagem de distribuição de espécies (*species density model*, SDMs) foram capazes de mostrar áreas de adequabilidade ambiental para *Brachyteles* spp., além de identificar áreas de perda de habitat (INGBERMAN *et al.*, 2016). Com base nos dados de localização da distribuição de um grupo, é possível identificar as áreas com maior probabilidade de encontrar os animais. (Lima *et al.*, 2019). O monitoramento de primatas utilizando metodologias como transectos, apesar de comum, pode ser onerosa e exaustiva, principalmente quando trata de espécies arborícolas (SEMEL *et al.*, 2019). Com isso, a incorporação do mapeamento por sensoriamento remoto se torna uma ferramenta importante para SDMs de espécies de primatas, facilitando logísticas de coleta de dados e diminuindo custos (CAVADA *et al.*, 2017). A combinação de dados de satélite com imagens espectrais e de radar são capazes de estimar a biomassa florestal e analisar a estrutura da paisagem (IMRAN *et al.*, 2021; HOFFMANN *et al.*, 2022). Tais variáveis são altamente correlacionadas com o comportamento dos animais e, por conta disso espera-se que os dados de sensoriamento remoto sejam eficientes para modelagem da sua distribuição.

Levando em consideração a importância da pesquisa e do monitoramento contínuo para compreender as ameaças e dinâmicas das populações de *Brachyteles hypoxanthus* (Mendes *et al.*, 2005), o presente trabalho teve como objetivo monitorar e estudar a distribuição do *Brachyteles hypoxanthus* quando isolado em um fragmento florestal de Mata Atlântica. Foi

analisada a estrutura populacional desse grupo e as possíveis estratégias para conservação da espécie na área. Além disso, foi realizada a integração de tecnologias de sensoriamento remoto para desenvolver um modelo de distribuição do *Brachyteles hypoxanthus* no fragmento. Para isso, utilizou de dados dos satélites Sentinel-1 e Sentinel-2, em conjunto com métricas topográficas a partir de um modelo digital de elevação.

## REFERÊNCIAS

- BRITO, D.; GRELE, C. E. V.; BOUBLI, J. P. Is the Atlantic Forest protected area network efficient in maintaining viable populations of *Brachyteles hypoxanthus*? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 3255–3268, 2008.
- BROGGIO, I. S. et al. Quantifying landscape fragmentation and forest carbon dynamics over 35 years in the Brazilian Atlantic Forest. **Environmental Research Letters**, v. 19, n. 3, p. 034047, 2024.
- CAVADA, N.; CIOLLI, M.; ROCCHINI, D.; BARELLI, C.; MARSHALL, A. R.; ROVERO, F. Integrating field and satellite data for spatially explicit inference on the density of threatened arboreal primates. **Ecological Applications**, v. 27, n. 1, p. 235-243, 2017.
- CHAVES, P. B. et al. Phylogeographic evidence for two species of miquiqui (genus *Brachyteles*). **American Journal of Primatology**, v. 81, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ajp.23066>. Acesso em: 04 nov 2024.
- GROVES, C. P. **Primate Taxonomy**. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 2001.
- HOFFMANN, J.; MURO, J.; DUBOVYK, O. Predicting species and structural diversity of temperate forests with satellite remote sensing and deep learning. **Remote Sensing**, v. 14, n. 7, p. 1631, 2022.
- IMRAN, A. B.; AHMED, S.; AHMED, W.; ZIA-UR-REHMAN, M.; IQBAL, A.; AHMAD, N.; ULLAH, I. Integration of Sentinel-2 derived spectral indices and in-situ forest inventory to predict forest biomass. **Pakistan Journal of Scientific & Industrial Research Series A: Physical Sciences**, v. 64, n. 2, p. 119-130, 2021.
- INGBERMAN, B.; FUSCO-COSTA, R.; MONTEIRO-FILHO, E. L. de A. A Current Perspective on the Historical Geographic Distribution of the Endangered Miquiquis (*Brachyteles* spp.): Implications for Conservation. **PLoS ONE**, v. 11, n. 3, e0150906, 2016. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150906>.
- LIMA, M.; MENDES, S. L.; STRIER, K. B. Habitat use in a population of the northern miquiqui (*Brachyteles hypoxanthus*). **International Journal of Primatology**, v. 40, n. 4, p. 470-495, 2019.

MELO, F. R., JERUSALINSKY, L., TABACOW, F. P. & FERRAZ, D. S. *Brachyteles hypoxanthus* (Kuhl, 1820). In **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Vol. 2 – Mamíferos, org. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 191-196, 2018.

MELO, F. R.; BOUBLI, J. P.; MITTERMEIER, R. A.; JERUSALINSKY, L.; TABACOW, F. P.; FERRAZ, D. S.; TALEBI, M. *Brachyteles hypoxanthus* (amended version of 2019 assessment). **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2021: e.T2994A191693399. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T2994A191693399.en>. Acesso em: 20 jan 2025.

MENDES, L. S. *et al.* Directives for the conservation of the northern muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). **Neotropical Primates**, v. 13, p. 7-18, 2005.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G., DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403 853–8, 2000.

PRINTES, R. C.; STRIER, K. B. Behavioral correlates of dispersal in female muriquis (*Brachyteles arachnoides*). **International Journal of Primatology**, v. 20, p. 941-960, 1999.

SEMEL, B. P.; KARPANTY, S. M.; VOLOLONIRINA, F. F.; RAKOTONANAHARY, A. N. Eyes in the Sky: Assessing the Feasibility of Low-Cost, Ready-to-Use Unmanned Aerial Vehicles to Monitor Primate Populations Directly. **International Journal of Forest Protection**, v. 91, p. 69-82, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1159/000496971>. Acesso em: 04 nov 2024.

STRASSBURG, B. B. N. *et al.* Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. **Nature Ecology & Evolution**, v. 3, p. 62–70, 2019.

STRIER, K. B. **The behavior and ecology of the woolly spider monkey or muriqui (*Brachyteles arachnoides* E. Geoffroy, 1806)**. 1986. Tese (Doutorado em Biologia) – Harvard University, Cambridge, 1986.

STRIER, K. B. Reproductive ecology of female muriquis (*Brachyteles arachnoides*). **Adaptive Radiations of Neotropical Primates**, p. 511-532, 1996.

STRIER, K. B. **Faces in the Forest: The Endangered Muriqui Monkeys of Brazil**. Cambridge, MA: Harvard University Press, 1999.

STRIER, K. B. Population Viabilities and Conservation Implications for Muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in Brazil's Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 32, p. 903-913, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00628.x>. Acesso em: 04 nov 2024.

- STRIER, K. B. *et al.* Demographic monitoring of wild miqui populations: Criteria for defining priority areas and monitoring intensity. **PLoS ONE**, v. 12, n. 12, e0188922, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188922>. Acesso em: 04 nov 2024.
- TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M.; BEDÊ, L. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, v. 19, p. 695–700, 2005.
- TALEBI, M., JERUSALINSKY, L., MARTINS, M. M., INGBERMAN, B. & FERRAZ, D. S. “*Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy, 1806)”. In **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Vol. 2 – Mamíferos. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Ministério do Meio Ambiente), 185–190, 2018.
- TALEBI, M. *et al.* *Brachyteles arachnoides* (amended version of 2019 assessment). **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2021: e.T2993A191692658. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T2993A191692658.en>. Acesso em: 04 de nov 2024.
- VANCINE, M. H. *et al.* The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 291, p. 110499, 2024.

**2. CAPÍTULO 1: Estrutura populacional e estratégias de conservação de um grupo isolado de miquiqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus* Wied, 1820)**

Jade Cristine Soares<sup>1</sup>, Fabiano Rodrigues de Melo<sup>1</sup>, Fernanda Pedreira Tabacow<sup>2</sup>, Marcello Silva Nery<sup>2</sup>, Fabiana Cristina Silveira Alves de Melo<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Brasil.

<sup>2</sup> Miquiqui Instituto de Biodiversidade, Caratinga, MG, Brasil.

## RESUMO

O muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) é o maior primata das Américas e endêmico da Mata Atlântica, classificado como “Críticamente em Perigo”, com cerca de 1000 indivíduos restantes, distribuídos em populações isoladas. Para a conservação, é crucial monitorar e estudar essas populações regularmente. O presente estudo iniciou um monitoramento sistemático de um grupo isolado de muriqui-do-norte no interior do estado de Minas Gerais que não era estudado desde 2002. O objetivo foi avaliar a estrutura populacional atual e analisar as estratégias de conservação viáveis para a população. A área de ocorrência do grupo se encontra no município de Peçanha do estado de Minas Gerais, Brasil e é um fragmento de 678 ha localizado na Mesorregião do Vale do Rio Doce. A coleta de dados ocorreu entre julho e novembro de 2023 e abril a junho de 2024 utilizando a combinação das técnicas descritas pelo protocolo de contagem de indivíduos e o reconhecimento individual de *Brachyteles* spp. Assim, analisou-se a estrutura populacional e a razão sexual do grupo. Atualmente, o grupo é composto por 16 indivíduos, tendo uma densidade na área de 0.02 muriqui/ha. A razão sexual possui um viés feminino, que possivelmente favorece o crescimento demográfico. Contudo, têm-se três fêmeas possíveis de se dispersarem do grupo. Como a população se encontra isolada, o paradeiro dessas fêmeas pode ser comprometido ou, caso não ocorra a dispersão, o grupo pode sofrer de endogamia. É documentado a extinção local de duas outras populações de *Brachyteles hypoxanthus* em Minas Gerais e os principais fatores relacionados para esse desaparecimento são o desmatamento, incêndios florestais e caça. A Mata de Peçanha é um fragmento substancialmente maior que os fragmentos onde ocorreram essas extinções, o que representa uma vantagem importante para o grupo, porém a mata também possui indícios atuais de corte seletivo e fogo. Portanto, é imprescindível que se tenha mais estudos e monitoramento desse grupo isolado de *Brachyteles hypoxanthus*. É necessário fazer uma avaliação da qualidade do habitat desse fragmento para determinar se a mata possui recursos suficientes para manter a espécie a longo prazo. Já se foi determinado a inviabilidade dessa população, com isso, o manejo e translocação de fêmeas para o grupo pode ser uma alternativa para reverter a falta de fluxo gênico e ajudar no reforço populacional. A criação de Unidades de Conservação e ampliação da conectividade florestal por corredores ecológicos também podem ser ferramentas para a conservação da biodiversidade presente na Mata de Peçanha, que abriga três espécies de primatas em risco de extinção.

**Palavras-chave:** Conservação, monitoramento de primatas, risco de extinção, razão sexual, Atelidae, Mata Atlântica

## Introdução

O Brasil é o país com a maior diversidade de primatas do mundo, sendo que 60% das espécies se encontram em risco de extinção e 75% em situação de declínio populacional (ICMBio 2018). Dentre esses, o muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) é o maior primata das Américas e endêmico da Mata Atlântica, atualmente classificado como Criticamente em Perigo pela avaliação nacional e pela IUCN (Melo *et al.* 2021; Brasil 2022). Estima-se que existam cerca de 1000 indivíduos de *Brachyteles hypoxanthus* no Brasil, distribuídos em populações isoladas nos estados de Minas Gerais, Espírito Santo, Bahia e Rio de Janeiro (Melo *et al.* 2021), com menos de 50 indivíduos na maior parte dessas subpopulações (Strier *et al.* 2017). Assim como outros táxons de primatas (Estrada *et al.* 2017), as populações de *Brachyteles hypoxanthus* enfrentam ameaças relacionadas, principalmente, a pressões antrópicas como fragmentação e perda de hábitat devido à agricultura, mineração, exploração madeireira, assentamentos rurais e construção de estradas (ICMBio 2018).

Diretrizes orientadas por Mendes *et al.* (2005a) recomendam que esses grupos isolados devem ser monitorados e estudados quanto a suas estruturas populacionais de forma continuada ou a cada 5 anos. Como forma de auxiliar planos e estratégias de conservação de *Brachyteles hypoxanthus*, é necessário seguir protocolos básicos de monitoramento dessas populações para que os resultados possam ser comparados em diferentes áreas. O Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis (PAN Muriquis) apresenta 14 protocolos norteadores para a pesquisa e manejo desses animais (Valença-Montenegro *et al.* 2021).

Atualmente, de acordo com a sua distribuição histórica, tem-se somente 7,6% do habitat adequado para a sobrevivência de *Brachyteles hypoxanthus* (Ingberman *et al.* 2016). Espalhados em diferentes fragmentos, populações de *Brachyteles hypoxanthus* podem ser encontradas em 12 localidades, com apenas a RPPN Feliciano Miguel Abdala tendo mais de 100 indivíduos maduros (Strier *et al.* 2017).

*Brachyteles hypoxanthus* é conhecido por habitar áreas florestais com estágios de sucessão mais tardios, encontrado também em florestas secundárias com abundância de espécies pioneiras (Boubli *et al.* 2010; Boubli *et al.* 2011). Apresentam uma preferência por árvores de tamanho médio a grande, de acordo com a disponibilidade, com frutas e folhas como componentes da sua dieta (Strier 1989; Boubli *et al.* 2010).

Estima-se que o habitat para uma população ser demograficamente viável deve ter uma área de 661 ha e no mínimo 40 indivíduos, desconsiderando fatores genéticos (Brito e Grelle 2006). De acordo com critérios mais atuais de classificação da viabilidade de uma população,

para ela ser considerada viável em 50 anos, ela deve ter pelo menos 10 indivíduos, em área de pelo menos 100 ha e existência de pelo menos dois grupos sociais com potencial fluxo bidirecional de fêmeas (Lanna *et al.* 2021).

*Brachyteles hypoxanthus* é uma espécie cujos machos são filopátricos e as fêmeas dispersam de seu grupo natal antes de atingirem a maturidade sexual para se associar a novos grupos e garantir a variabilidade genética da população (Strier 1986; Printes e Strier 1999). A perda e fragmentação do habitat em que esses animais vivem causa sérias consequências à conservação dessa espécie, levando ao isolamento de populações, o que dificulta essa dispersão (Brito *et al.* 2008).

Tabacow *et al.* (2021a) relataram o desaparecimento de seis fêmeas subadultas de um grupo isolado em Minas Gerais e foi possível confirmar a emigração de uma delas ao ser capturada sozinha em um pequeno fragmento florestal 11 km de seu grupo natal. Não foi possível afirmar o paradeiro das fêmeas restantes, se estão em outro fragmento florestal ou se faleceram. Além desse fator comportamental, eventos estocásticos como os recentes surtos de febre amarela no país em 2016 e 2017 podem ter influenciado no declínio de populações de *Brachyteles hypoxanthus* nas RPPN's Feliciano Miguel Abdala e Mata do Sossego (Strier *et al.* 2019).

Além disso, a baixa densidade de outros primatas simpátricos na região do Sossego pode ter sido um fator agravante para deixar os muriquis mais vulneráveis à infecção, já que a presença de outras espécies mais suscetíveis à febre amarela pode conter a disseminação do vírus (Strier *et al.* 2019). Os muriquis são primatas de ciclo de vida longa, com as fêmeas tendo a sua primeira prole por volta dos 7 a 9 anos de idade. Essas características estão relacionadas com um crescimento populacional lento, se comparado com outras espécies de ciclos de vida menores (Strier e Mendes, 2012).

Sendo assim, é necessário pensar em estratégias para a conservação dessa espécie, sobretudo em se tratando de populações pequenas e isoladas, nas quais, comumente a diversidade genética é baixa e a suscetibilidade aos riscos por deriva genética é maior (Chaves *et al.* 2011). Levantamentos, censos, manejo populacional, estudos genéticos e modelos de viabilidade populacional estão entre as ações prioritárias para a conservação de *Brachyteles hypoxanthus* (Mendes *et al.* 2005a). A reintrodução ou translocação de indivíduos de grupos diferentes também é uma ação estratégica para a conservação da espécie, uma tarefa complexa que necessita de um monitoramento extenso da demografia do grupo e das áreas trabalhadas. Essa técnica já se mostrou ser uma alternativa possível e com resultados promissores (Mendes *et al.* 2005b; Tabacow *et al.* 2021b).

Os principais fatores relatados que impactam na sobrevivência de *Brachyteles hypoxanthus* têm sido o desmatamento, incêndios florestais e caça (Melo e Jerusalinsky 2024, Melo *et al.* 2004). Nos últimos 20 anos foi documentado a redução e subsequente extinção de duas populações de *Brachyteles hypoxanthus* em Minas Gerais.

A primeira era situada na Fazenda Esmeralda na cidade de Rio Casca, o fragmento já teve 3.870 ha de floresta nativa, mas devido a incêndios florestais criminosos e desmatamento, em 2003 os muriquis dessa região viviam em uma área de somente 42 ha (Melo *et al.* 2005; Melo e Jerusalinsky 2024). Uma população que já havia atingido um tamanho máximo conhecido de 18 indivíduos em 1987, com essa perda de habitat e pressão de caça, em 2003 ela foi reduzida para três animais (dois machos adultos e uma fêmea adulta), se extinguindo em 2008 quando o último macho foi resgatado e mantido em cativeiro (Melo *et al.* 2005; Tabacow *et al.* 2021a).

A segunda população monitorada dada como extinta foi a da Mata dos Luna no entorno do Parque Estadual de Ibitipoca (PEIb). O grupo já havia sido composto por 10 indivíduos, porém, em 2005, as fêmeas desapareceram permanecendo somente quatro machos adultos (Nogueira *et al.* 2010), e posteriormente dois foram resgatados e mantidos em cativeiro no projeto “Muriqui House” (Melo *et al.*, 2024). A Mata dos Luna consistia em um fragmento florestal de 32 ha que possuía alterações por corte seletivo, isolada por atividade agropecuária e sem registros da presença de *Brachyteles hypoxanthus* nos fragmentos florestais arredores ou no PEIb (Nogueira *et al.* 2010).

Com isso, considerando a importância de se monitorar as populações remanescentes de *Brachyteles hypoxanthus*, principalmente as pequenas e isoladas, realizamos um monitoramento sistematizado de uma população que habita uma mata isolada no município de Peçanha do estado de Minas Gerais.

As informações dessa população até então são limitadas, pois só se tem dados publicados por Hirsch *et al.* (2002), que obteve um único registro histórico do grupo. Historicamente, Peçanha já teve relatos de outra população de *Brachyteles hypoxanthus* nas proximidades do Rio Suaçui Pequeno, porém esse grupo já foi dado como extinto desde a década de 70 (Melo e Jerusalinsky, 2024). Em vista disso, o grupo estudado, até o presente trabalho, é a única população remanescente de *Brachyteles hypoxanthus* no município, a cerca de 150 km de distância da população de muriquis mais próxima, no Parque Estadual do Rio Doce (Strier *et al.* 2017). Com isso, questiona-se como essa população conseguiu sobreviver por um período tão prolongado nesse fragmento, sendo no mínimo mais de 20 anos, especialmente considerando seu isolamento.

Portanto, seguindo as diretrizes de Mendes *et al.* (2005a), o objetivo do trabalho foi avaliar o *status* de conservação atual dessa população por meio da descrição de sua estrutura populacional, análise de suas ameaças e estudo das melhores estratégias para sua conservação. Essas informações serão importantes para estabelecer ações visando a conservação não só dessa população, mas da espécie.

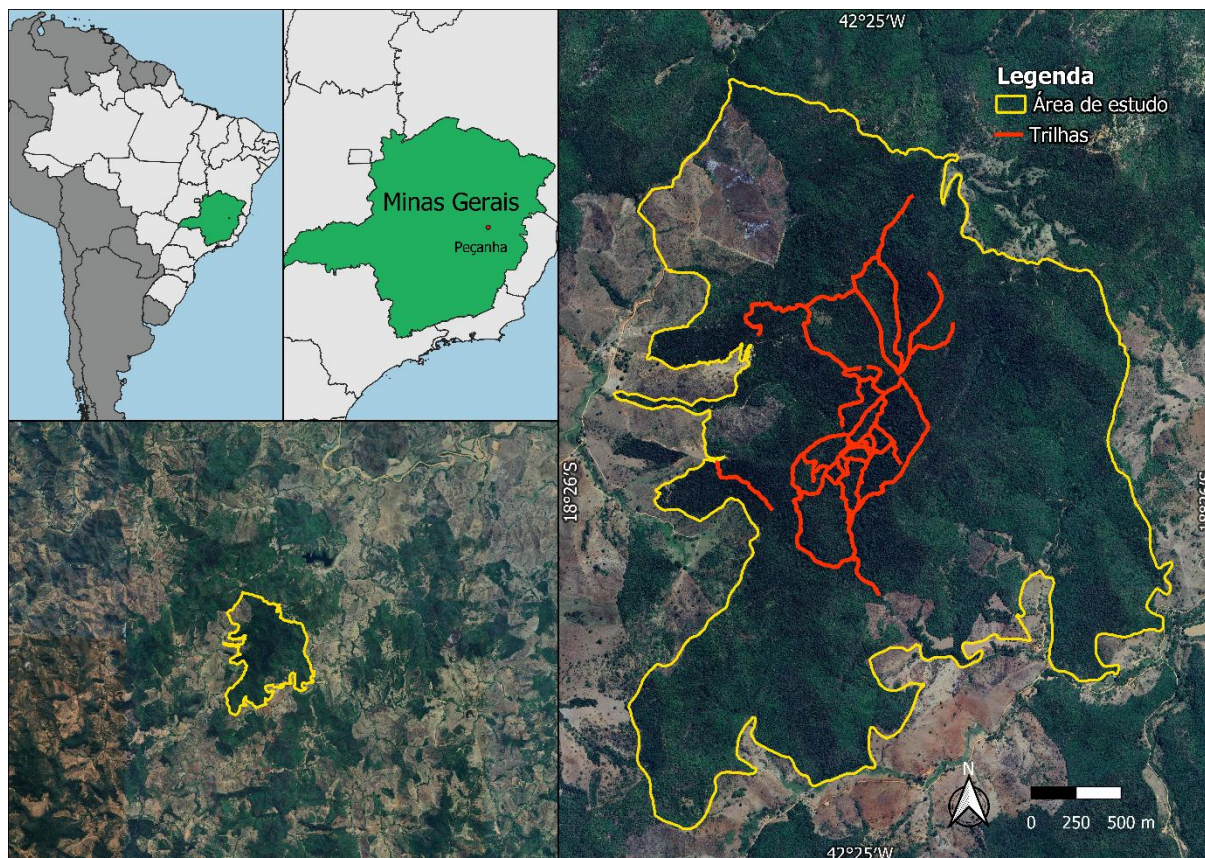
Durante esse intervalo desde o registro de 2001, não se foi possível avaliar se essa população teve oscilações demográficas devido às zoonoses ou outros fatores ambientais. Porém, levando em consideração a situação de isolamento da área que impede o fluxo bidirecional das fêmeas, a provável variabilidade genética baixa do grupo e de que essa espécie já se mostrou ser vulnerável a infecção pela febre amarela, não se espera registrar uma quantidade de indivíduos consideravelmente maior do que os 13 avistados por Hirsch *et al.* (2002), possivelmente se encontrando no máximo estável. Além disso, é possível que essa população esteja, ainda que estável, com risco de extinção local (médio prazo) como observado em outras duas regiões do estado de Minas Gerais com condições semelhantes (Nogueira *et al.* 2010; Melo e Jerusalinsky 2024).

## **Materiais e métodos**

### *Área de Estudo*

O estudo foi realizado em um fragmento florestal isolado de Mata Atlântica, localizado na Mesorregião do Vale do Rio Doce, na zona rural do distrito de Sem Barra (-18.4295°L, -42.4205°S), no município de Peçanha, estado de Minas Gerais, Brasil. Considerada uma floresta estacional semidecidual (Hirsch *et al.* 2002), o fragmento possui 678 hectares com uma altitude que varia entre 328 -773 metros, e faz parte do 30% de remanescente de floresta natural do município (Barbosa *et al.* 2020). Cinquenta e oito por cento da cobertura e uso da terra do município é destinado a atividades agropecuárias como pastagem e silvicultura (Projeto MapBiomias 2024).

A área do fragmento foi delimitada usando o sistema de informação geográfica Qgis Versão 3.28.5 (Qgis Team 2023). Foi considerado como limites os elementos na paisagem que empederniam a passagem dos animais, como estradas e áreas de pastagem. A área florestal está inserida em cinco propriedades privadas da região, que foram delimitadas como um único conjunto florestal onde foi estabelecido diferentes trilhas de caminhada (Figura 1). O fragmento possui pouca conectividade com outras áreas florestais, sendo isolado por atividades antrópicas como pastagens e estradas.



**Figura 1.** Mapa da localização da área de estudo em Peçanha (MG) mostrando as trilhas percorridas.

O clima de Peçanha é classificado como tropical com estação seca, tendo uma temperatura média anual de 20,4°C. O mês mais quente, janeiro, tem temperatura média de 23,1°C e o mês mais frio, julho, tem uma média de 17,3°C. A precipitação média anual é de 1.339 mm com o mês mais seco sendo agosto com 13 mm e o município é drenado pela Bacia Hidrográfica do Rio Suaçuí (Brasil 2016).

#### *Coleta de dados*

O período de coleta de dados ocorreu nos meses de julho a novembro de 2023 e abril a junho de 2024, com expedições mensais de 5 a 10 dias, em 8 campanhas, totalizando um esforço amostral de 43 dias.

Para a descrição da estrutura populacional do grupo foi implementado o protocolo para contagem de indivíduos de *Brachyteles* spp. segundo Tabacow *et al* (2021b), utilizando duas técnicas: varredura em grupo e monitoramento aéreo. Posteriormente, foi realizada a identificação individual e classificação sexo-etária de cada membro do grupo seguindo as descrições apresentadas por Strier *et al.* 2017.

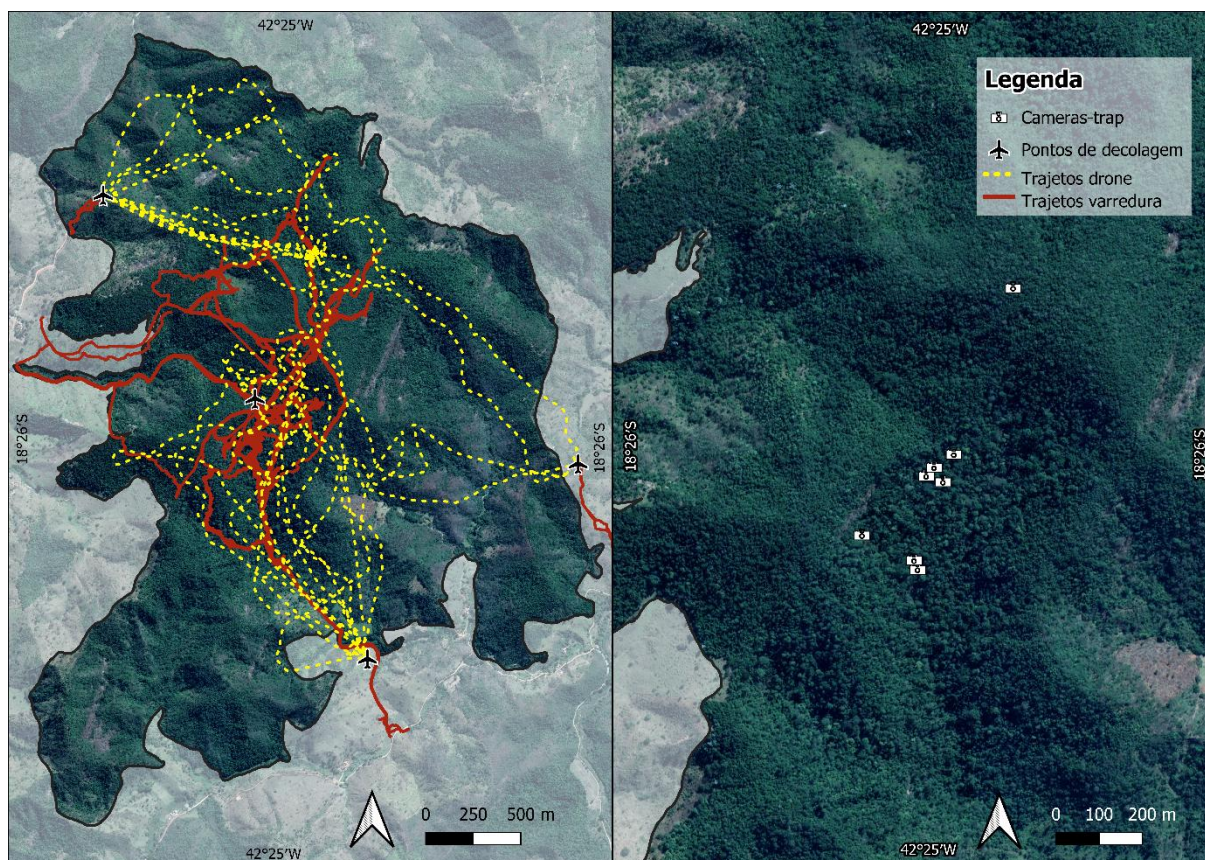
#### *Varredura em grupo*

Os pesquisadores do projeto trabalharam em pares conduzindo uma caminhada em passos lentos e explorando trilhas distintas a cada dia (Figura 1). As trilhas usadas de base já existiam na área, porém ao longo do projeto foram criadas novas de acordo com a necessidade de acompanhamento do grupo. A varredura se iniciava no começo da manhã entre as 7 e 8 horas, finalizando no entardecer entre 16 e 17 horas. Ao detectar o grupo, foi realizada a contagem de indivíduos, identificado o sexo e faixa etária, quando possível.

#### *Monitoramento aéreo*

O projeto utilizou aeronaves remotamente pilotadas (ARPs), seguindo regulamentação da Instrução do Comando da Aeronáutica - ICA 100-40, instrução que delimita os procedimentos para acesso do Espaço Aéreo Brasileiro por aeronaves não tripuladas. A ARP usada foi do modelo DJI Mavic 2 Enterprise Advanced, contendo um conjunto de duas câmeras: uma câmera visual colorida com resolução 4K e uma câmera termal 640 x 512 pixels com precisão de +/- 2°C.

A campanha para realização do monitoramento aéreo foi realizada no mês de novembro de 2023, focando nas regiões de difícil acesso e que não possuem trilhas de caminhada. As decolagens foram feitas a partir de três locais diferentes (Figura 2) e os voos foram feitos no início da manhã entre 7h e 11h e no final da tarde entre 15h e 18h em um período de três dias, percorrendo um total de 56,73 km.



**Figura 2.** Esforço amostral indicando os trajetos percorridos pela varredura em grupo, o monitoramento aéreo e os pontos de instalação de cameras-trap em dossel.

### *Identificação individual e classificação sexo-etária*

Indivíduos de *Brachyteles hypoxanthus* possuem um padrão de despigmentação facial única, o que permite os pesquisadores diferenciarem cada membro do grupo, caso seja possível visualizar essa despigmentação (Strier *et al.* 2017). A identificação individual teve o auxílio de binóculos e câmeras fotográficas. Em casos que não foi possível essa visualização precisa, foi possível diferenciar membros por meio dos diferentes estágios de desenvolvimento, os quais apresentam características visuais distintas (Quadro 1). Os indivíduos foram classificados sexo-etariamente e designados siglas de identificação, de acordo com Strier *et al.* 2017.

**Quadro 1.** Resumo das características visíveis para diferenciação dos estágios de desenvolvimento de *Brachyteles hypoxanthus*.

| Estágio de vida | Características   |
|-----------------|---|
| Infante         | De 0 – 2 anos. Filhotes até 1 ano são carregados pela mãe, primeiro ventralmente, depois dorsalmente. A partir de um ano eles começam a ficar mais independentes, mas as mães continuam auxiliando na locomoção mesmo depois do desmame, que acontece entre os 12 e 24 meses.                       |
| Juvenil         | Entre os 3 – 6 anos. Desmame completo e locomoção independente. Primeiros sinais de despigmentação facial. São sexualmente imaturos. Juvenis mais jovens (até os 3 ½) são consideravelmente distintos em tamanho de juvenis mais velhos. As genitálias podem começar a crescer a partir dos 5 anos. |
| Subadulto       | Entre os 6 – 8 anos. Menores que adultos. Mamilos pequenos, mas visíveis nas fêmeas, além de clitóris mais alongado. Testículos completamente desenvolvidos, porém, menores do que dos indivíduos adultos.  |
| Adulto          | + 9 anos. Clitóris totalmente alongado e desenvolvido. Testículos do tamanho de bolas de beisebol. Classificado como adulto a partir da primeira reprodução.  |

Extraído de Strier *et al.* 2017.

#### *Armadilhas fotográficas (Cameras-trap)*

Foram instaladas armadilhas fotográficas do modelo Prime Low-Glow em oito pontos de dossel para incrementar a identificação dos membros do grupo de miquis (Figura 2). Quatro cameras-trap faziam parte do Projeto Miquis de Peçanha e já estavam instaladas na área antes do início da varredura. Três cameras-trap ficaram instaladas por um período médio de 35 dias e outra por um período de 191 dias. As cameras-trap foram configuradas para

gravação de vídeo no período diurno. Obteve-se registro da passagem dos miquis em três pontos (P1: -18.42897°L; -42.42183°S, P2: -18.42701°L; -42.42167°S, P3: -18.42305°L; -42.41982°S). A partir das imagens de cameras-trap foi possível identificar indivíduos de diferentes estágios de desenvolvimento seguindo as características do Quadro 1.

#### *Projeto Miquis de Peçanha (Miqui Instituto de Biodiversidade)*

O fragmento estudado já era inicialmente monitorado pelo Projeto Miquis de Peçanha da ONG Miqui Instituto de Biodiversidade (MIB). Desde 2020, pesquisadores faziam expedições de curto prazo para levantamento por busca ativa dos miquis. O projeto também contava com instalações de cameras-trap e busca via ARP. Dados de avistamento do grupo por esse projeto, coletados antes do início do monitoramento do presente estudo, foram compartilhados para esse trabalho como forma de incrementar a análise de dados.

#### *Análise de dados*

Para este trabalho, classificamos os registros em:

- Visual: Pelo censo de varredura, incluindo registros de câmera fotográfica e binóculos;
- Camera-trap: Pelas armadilhas fotográficas;
- Aéreo: Pela ARP.

Os avistamentos foram contabilizados com base em cada dia em que o grupo foi registrado.

Foi feita uma estimativa de densidade populacional dividindo a quantidade de indivíduos registrados com a área do fragmento. Para avaliar a estrutura populacional, foi calculada a proporção de maturidade da população dividindo o número de indivíduos imaturos e maduros. Proporções  $> 1$  indicam um viés para indivíduos imaturos e  $< 1$  para maduros. A categoria de imaturos inclui infantes e juvenis, enquanto os maduros compreendem subadultos e adultos (Strier *et al.* 2006). Já a razão sexual foi avaliada por meio da proporção machos: fêmeas em três classes: imaturos (infantes e juvenis), idade reprodutora (subadultos e adultos) e geral (todos os indivíduos). Proporções  $> 1$  indicam um viés para machos, enquanto  $< 1$  indicam viés para fêmeas. Os dados coletados foram comparados com outros estudos de demografia de *Brachyteles hypoxanthus* nas RPPNs Feliciano Miguel Abdala (FMA) - Caratinga (MG) (Strier *et al.* 2006) e Mata do Sossego - Simonésia (MG) (Tabacow *et al.* 2021a).

### *Conselho de ética e financiamento*

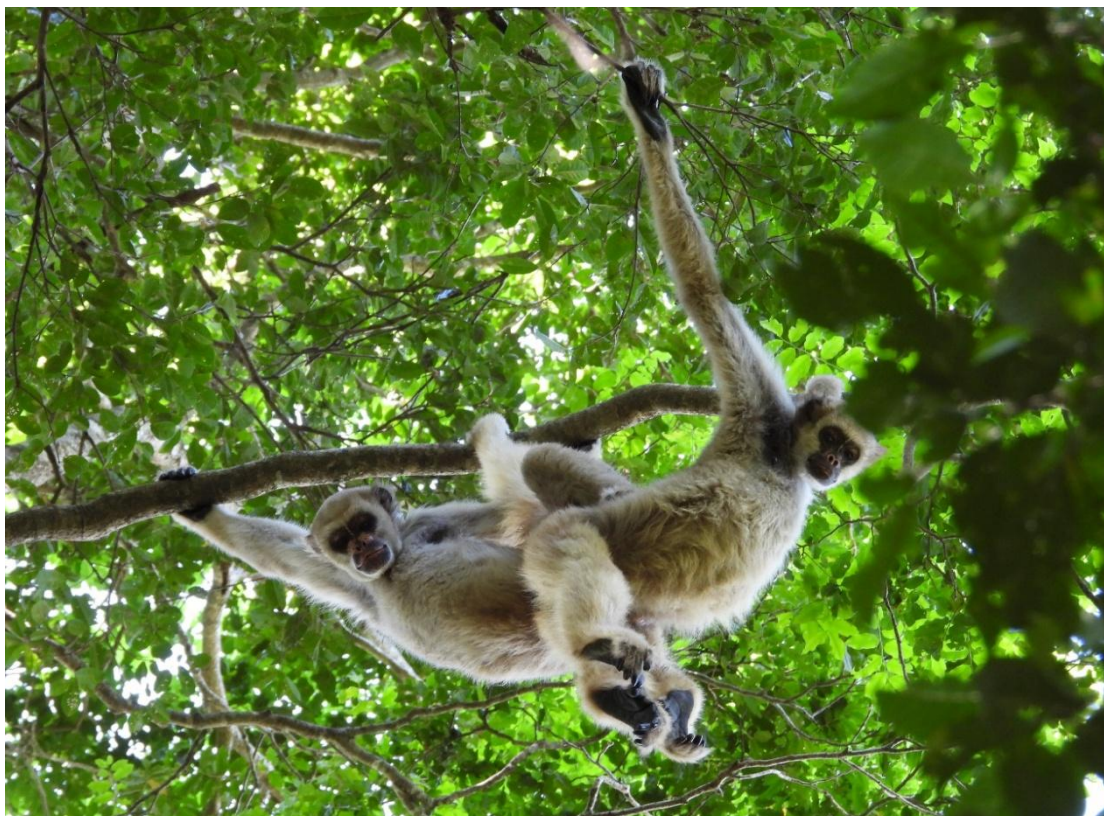
O projeto teve suas atividades registradas e aprovadas pela Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal de Viçosa (CEUA/UFV). Os dados coletados no presente estudo fazem parte do projeto de monitoramento e pesquisa dos muriquis de Peçanha da ONG Muriqui Instituto de Biodiversidade (MIB) coordenado pela Ma. Fernanda Pedreira Tabacow, Me. Marcello Silva Nery e pelo Dr. Fabiano Rodrigues de Melo, com financiamento concedido pelo Ibiti Projeto, Rewild (Primate Action Fund) e CAPES.

### **Resultados**

Ao final dos 43 dias, foram percorridos 55,39 km pelo censo de varredura em grupo, com uma média de 4,3 km por dia. Por essa metodologia, não tivemos avistamentos nos meses de outubro e novembro de 2023. Pela varredura em grupo, obteve-se o registro de seis avistamentos do grupo, com uma média de sete indivíduos por avistamento (Tabela 1). Por meio dessa metodologia, foi possível fazer o reconhecimento individual de 14 indivíduos do grupo (Figura 3). Com o monitoramento aéreo, registrou-se um único avistamento do grupo, porém não foi possível fazer a identificação individual, apenas a contagem de seis indivíduos. Com as cameras-trap tivemos 27 registros que auxiliaram na classificação sexo-etária de membros que não foram avistados pelos dois censos.

**Tabela 1.** Avistamentos de *Brachyteles hypoxanthus* registrados pela varredura em grupo.

| <b>Data do avistamento</b> | <b>Quantidade de indivíduos avistados</b> | <b>Coordenadas</b>       |
|----------------------------|---|--------------------------|
| 10/07/23                   | 13  | -18.42641°L, -42.42041°S |
| 10/08/23                   | 2   | -18.42752°L, -42.42167°S |
| 14/08/23                   | 7   | -18.42775°L, -42.42283°S |
| 25/09/23                   | 7   | -18.42790°L, -42.42165°S |
| 30/04/24                   | 11  | -18.4267°L, -42.41918°S  |
| 31/05/24                   | 2   | -18.42867°L, -42.42190°S |

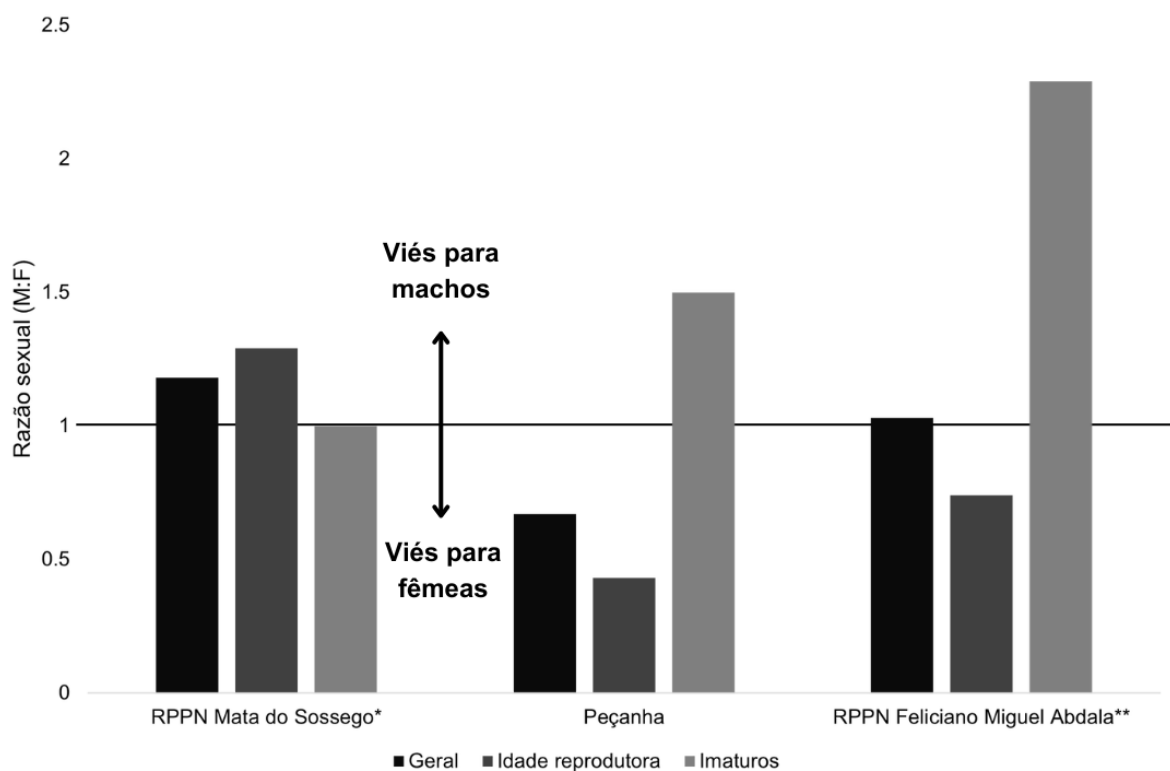


**Figura 3.** LEL-PEC e PRI-PEC, indivíduos do grupo de muriqui-do-norte na Mata de Peçanha avistados pela varredura em grupo. Foto: Jade C. Soares.

A partir dos dados coletados pelos avistamentos, no total foi possível fazer a identificação individual de 16 indivíduos fazendo a classificação sexo-etária de todos os indivíduos avistados, exceto de um filhote de recém-nascido (Tabela 2). Essa contagem é uma estimativa mínima, pois é possível que exista outros indivíduos no grupo que não foram avistados pelos nossos métodos de amostragem. A densidade de *Brachyteles hypoxanthus* encontrada na área é de aproximadamente 0.02 indivíduos por hectare. O grupo é constituído de, no mínimo, três machos adultos, um macho jovem, três fêmeas adultas com um filhote cada, três fêmeas adultas (sem filhotes), duas fêmeas jovens e uma fêmea subadulta. A população possui um viés para o gênero feminino, com exceção para a categoria de imaturos, similar ao encontrado na RPPN FMA, diferente do viés masculino da RPPN Mata do Sossego (Figura 4). A proporção entre indivíduos imaturos e maduros é de 0.6, tendo um viés para indivíduos maduros. A estrutura populacional completa e a razão sexual estão contempladas na Tabela 3.

**Tabela 2.** Identificação e classificação sexo-etária do grupo de muriqui-do-norte em Peçanha - MG, para o período de fevereiro de 2022 a junho de 2024.

| <b>ID</b>    | <b>Sexo</b> | <b>Estágio de vida</b> | <b>Estimativa de idade inicial</b> | <b>Data do primeiro avistamento</b> | <b>Tipo de registro do primeiro avistamento</b> |
|--------------|-------------|------------------------|------------------------------------|-------------------------------------|---|
| BIO-PEC      | Macho       | Adulto                 | +10 anos                           | (22/02/22)                          | Visual  |
| LEL-PEC      | Macho       | Adulto                 | +10 anos                           | (10/07/23)                          | Visual  |
| XEU-PEC      | Macho       | Adulto                 | +10 anos                           | (10/07/23)                          | Visual  |
| FEF-PEC      | Fêmea       | Adulta                 | +10 anos                           | (10/07/23)                          | Visual  |
| JAD-PEC      | Fêmea       | Adulta                 | +10 anos                           | (10/07/23)                          | Visual  |
| MAI-PEC      | Fêmea       | Adulta                 | +10 anos                           | (25/09/23)                          | Visual  |
| PRI-PEC      | Fêmea       | Adulta                 | +10 anos                           | (01/12/22)                          | Camera-trap                                     |
| RAQ-PEC      | Fêmea       | Adulta                 | +10 anos                           | (10/07/23)                          | Visual  |
| LUA-PEC      | Fêmea       | Adulta                 | +10 anos                           | (30/04/24)                          | Visual  |
| PRA-PEC      | Macho       | Jovem                  | 5-6 anos                           | (10/07/23)                          | Visual  |
| COR-PEC      | Fêmea       | Jovem                  | 5-6 anos                           | (14/08/23)                          | Visual  |
| IZA-PEC      | Fêmea       | Jovem                  | 3-4 anos                           | (22/05/23)                          | Camera-trap                                     |
| PEA-PEC      | Fêmea       | Subadulta              | 6-7 anos                           | (22/05/23)                          | Camera-trap                                     |
| JUP-PEC      | Macho       | Infante                | <6 meses                           | (10/07/23)                          | Visual  |
| PIL-PEC      | Macho       | Infante                | 1 ano                              | (10/07/23)                          | Visual  |
| FEF+-<br>PEC | -           | Infante                | Recém-nascido                      | (10/07/23)                          | Visual  |



**Figura 4.** Comparação da razão sexual de populações de *Brachyteles hypoxanthus* em três regiões mineiras: RPPN Mata do Sossego - Simonésia (MG), RPPN Feliciano Miguel Abdala - Caratinga (MG) e Peçanha (MG). Para a classificação sexo etária têm-se imaturos (infantes e juvenis), idade reprodutora (adultos e subadultos) e geral (todos os indivíduos).

Fonte: \* Tabacow *et al.* 2021a; \*\* Somente do grupo do Matão, Strier *et al.* 2006.

**Tabela 3.** Estrutura populacional e razão sexual (machos:fêmeas) da população de *Brachyteles hypoxanthus* em Peçanha – MG.

| Idade/Sexo                     | Quantidade |
|--------------------------------|------------|
| Adultos                        | 9          |
| Subadultos                     | 1          |
| Juvenis                        | 3          |
| Infantes                       | 3          |
| Adulto macho                   | 3          |
| Adulta fêmea                   | 6          |
| Subadulto macho                | 0          |
| Subadulta fêmea                | 1          |
| Jovem macho                    | 1          |
| Jovem fêmea                    | 2          |
| Infante macho                  | 2          |
| Infante fêmea                  | 0          |
| Infante não sexado             | 1          |
| Proporção imaturos:maduros     | 0.6        |
| Razão sexual imaturos          | 1.5        |
| Razão sexual idade reprodutora | 0.43       |
| Razão sexual geral             | 0.67       |

## Discussão

### *Situação atual*

Em 2001, este mesmo grupo foi descrito compondo 13 indivíduos, 10 desconsiderando os infantes (Hirsch *et al.* 2002). Portanto, a população não apresentou uma diferença significativa comparado ao antigo registro, já que registramos um grupo de 13 indivíduos sem os infantes. Não é possível estabelecer se houve flutuações nessa estrutura populacional ao longo desses mais de 20 anos de diferença.

Desde 2016, outras populações de *Brachyteles hypoxanthus* tiveram um declínio de até 26% de sua população por conta dos surtos de febre amarela (Strier *et al.* 2019). Embora não haja dados disponíveis se a população da Mata de Peçanha sofreu impactos desse surto zoonótico, é provável que algum fator tenha influenciado a demografia desse grupo. Isso

explicaria por que sua estrutura populacional, mesmo após tantos anos, não apresenta grandes discrepâncias em relação aos dados de Hirsch *et al.* 2002.

Destaca-se que o registro de Hirsch *et al.* 2002 foi documentado por meio de um único avistamento eventual, sem o auxílio do reconhecimento individual e do monitoramento sistematizado. Se tratando de metodologias diferentes, é possível que as contagens não coincidam. Uma das vantagens de realizar o reconhecimento individual em estudos de monitoramento da demografia de muriquis é a redução do risco de superestimar o tamanho da população pela contagem redundante de indivíduos (Strier *et al.* 2017).

A densidade de *Brachyteles hypoxanthus* encontrada na área (0,02) foi semelhante à encontrada na RPPN Mata do Sossego (0,03) por Tabacow *et al.* (2021a), e substancialmente inferior a encontrada na RPPN Feliciano Miguel Abdala (FMA) (0,24) por Strier (2021). Destaca-se que essas duas reservas particulares são destinadas para a conservação do *Brachyteles hypoxanthus*.

Na Mata de Peçanha, foi observado um viés para indivíduos maduros, o que não é favorável para o crescimento da população por diminuir as opções para reprodução (Tabacow *et al.* 2021a). Situação análoga ao encontrado no Sossego, que recebeu em 2006 uma fêmea por translocação para incrementar o grupo, mas que até 2020 tinha uma proporção de 0.5 (Tabacow *et al.* 2021a).

A Mata de Peçanha e Sossego são duas populações que se encontram isoladas e sem fluxo bidirecional de fêmeas (Tabacow *et al.* 2021a), diferentes da FMA que possui quatro grupos na área (Strier 2021). Portanto, as similaridades entre as estruturas populacionais do Sossego e da Mata de Peçanha eram esperadas. Contudo, deve-se levar em consideração que a população do Sossego se encontra em uma RPPN, protegida por leis federais, criada como orientação para preservação do muriqui-do-norte (Fundação Biodiversitas 2014), um cenário mais promissor que diminui o potencial de ameaças se comparado com a Mata de Peçanha. Apesar disso, no Sossego também se observa pressões antrópicas nos arredores da RPPN, caracterizada por plantios de eucalipto e café (Tabacow *et al.* 2021a). Na FMA, o fragmento é cercado por fazendas e áreas de pastagem, com um histórico de corte seletivo anterior a criação da RPPN em 2001 (Strier *et al.* 2019). Na Mata de Peçanha também se observa a presença de atividades antrópicas no entorno do fragmento, como áreas de pastagem e plantio de aroeira (Família Anacardiaceae). Contudo, diferente das RPPNs mencionadas, a área não possui proteções asseguradas por leis contra o avanço dessas atividades no fragmento.

Foi observado uma razão sexual favorável às fêmeas, tanto na população geral, quanto para idade reprodutora (Figura 4). Esse fator representa uma vantagem para o grupo, uma vez

que proporções sexuais tendenciosas para o sexo masculino podem afetar negativamente as densidades populacionais se permanecerem constantes a longo prazo (Strier e Ives 2012). Além disso, um viés mais masculino pode impactar nos níveis de competição entre os machos estimulado pelo acesso limitado de fêmeas (Strier 2011).

Embora a razão sexual atual favoreça o possível crescimento demográfico do grupo, deve-se levar em consideração que menos de 1% das fêmeas tendem a reproduzir em seu grupo natal (Strier 2014). A idade média para a emigração das fêmeas é entre os 5 e 7 anos (Strier e Mendes 2012). Portanto, o grupo da Mata de Peçanha possui três fêmeas promissoras a dispersarem.

A atividade de dispersão presente na espécie possui benefícios evolutivos como a contribuição para a diversidade genética (Chaves *et al.* 2011), porém essa dispersividade já foi documentada como uma causa para a redução da sobrevivência das fêmeas, podendo chegar até a 28,4% de mortalidade (Strier e Mendes 2012). Para o caso de populações isoladas, como Sossego e da Mata de Peçanha, o paradeiro das fêmeas em idade de dispersão que não são mais avistadas no grupo é comumente indeterminado (Tabacow *et al.* 2021a).

Nesta situação, o grupo ou sofre de endogamia, já que as fêmeas não têm outra opção de localidade, ou essas fêmeas se “perdem” durante o processo de dispersão, reforçada especialmente pela filopatria masculina que restringe a formação de novos grupos e colonização de novos fragmentos (Strier *et al.* 2015). O risco de endogamia é ainda mais acentuado em espécies de vida longa como os muriquis, dado que os progenitores e a prole acabam ficando sexualmente ativos concomitantemente, contribuindo para a perda da diversidade genética e aumentando a probabilidade de expressão de alelos recessivos letais ou deletérios (Strier 2000).

No Sossego, apesar dos relatos de dispersão, as fêmeas possuem uma tendência maior em permanecer no seu grupo natal (Tabacow *et al.* 2021a) do que a taxa de 1% encontrada na FMA (Strier 2014). Devido a suas similaridades, é possível que as fêmeas da Mata de Peçanha tenham essa mesma tendência. Esse fato pode ter contribuído para a estabilidade encontrada na população estudada até o momento. Porém, a constante perda da variabilidade genética pela endogamia pode comprometer a sobrevivência da população em longo prazo (Chaves *et al.* 2011), principalmente se levar em consideração a possível menor resistência a zoonoses, como a febre amarela, se comparado a outras espécies de primatas (Strier *et al.* 2019).

Portanto, o viés feminino na razão sexual encontrada na Mata de Peçanha pode não ser tão vantajoso como o discutido por Strier e Ives (2012), que levaram em consideração a população de FMA, em que as fêmeas possuem outros grupos como opções para dispersão. Além disso, essa é uma razão calculada somente para o pequeno período estudado, que pode

mudar ao longo tempo. Efeitos na demografia só poderão ser realmente mensurados no futuro, analisando as taxas de natalidade e as taxas de compensação entre a dispersividade e a permanência das fêmeas em seu grupo natal.

Apesar da população da Mata de Peçanha possuir mais de 10 indivíduos em pelo menos 100 ha, atendendo a dois dos critérios atuais de viabilidade em 50 anos, a situação de isolamento do grupo impede o fluxo bidirecional das fêmeas (Lanna *et al.* 2021). Além disso, modelos de longo prazo exigem pelo menos 40 indivíduos e uma área de habitat de 661 ha, desconsiderando fatores genéticos (Brito e Grelle 2006). Com isso, a população desse estudo é considerada inviável.

Duas extinções locais de populações de *Brachyteles hypoxanthus* foram documentadas nos últimos 20 anos: Rio Casca (Melo *et al.* 2005; Melo e Jerusalinsky 2024) e Mata dos Luna (Nogueira *et al.* 2010). A Mata de Peçanha a princípio possui uma vantagem em relação as matas de Rio Casca e a Mata dos Luna, pois é um fragmento substancialmente maior que essas duas áreas (42 ha e 32 ha, respectivamente). Contudo, a Mata de Peçanha possui indícios de incêndio florestal e de corte seletivo desde os estudos de Hirsch *et al.* (2002), sendo observado também durante as campanhas do presente trabalho.

Além disso, a pressão por atividades antrópicas como agropecuária e cultivo de aroeira (Família Anacardiaceae) nas áreas adjacentes também está presente. Fatores similares foram importantes para a diminuição do habitat e a consequente extinção local nas áreas citadas anteriormente (Nogueira *et al.* 2010; Melo e Jerusalinsky 2024). Com isso, é essencial que a Mata de Peçanha receba mais estudos e atenção para que seu futuro não siga o mesmo caminho observado em outras regiões de Minas Gerais, que possuíam populações de *Brachyteles hypoxanthus* em condições semelhantes.

### ***Perspectivas futuras***

Primeiramente, é imprescindível fazer uma avaliação da qualidade do hábitat do fragmento de Peçanha em termos ecológicos e de ameaças. Nery *et al.* (2021) estabeleceram um protocolo de orientação para quais variáveis de uma população de *Brachyteles spp.* devem ser analisadas, o que inclui o clima, hidrografia e flora, além de instruções para uma avaliação ecológica rápida.

A partir dessa avaliação será possível verificar se a mata possui recursos suficientes para manter essa população a longo prazo. Em caso de positivo, por se tratar de uma população inviável (Lanna *et al.* 2021), será necessário estudar a possibilidade de um manejo *in situ* para recebimento de um reforço populacional. Se a mata não apresentar uma qualidade de hábitat satisfatória, a translocação do grupo para reintrodução em outra área pode ser uma

possibilidade, porém depende de diversos fatores externos para o seu sucesso, como a compatibilidade de populações de muriquis e a disponibilidade de outros fragmentos com potencial para repovoamento (Strier *et al.* 2021).

A translocação de um grupo inteiro de *Brachyteles hypoxanthus* nunca foi feita até o momento, porém duas fêmeas subadultas já foram resgatadas e translocadas para grupos de vida livre distintos de seu grupo natal e tendo sucesso reprodutivo (Mendes *et al.* 2005b; Tabacow *et al.* 2021a). Para a população da RPPN Mata do Sossego, essa translocação teve efeitos positivos importantes para a demografia do grupo, especialmente considerando o evento estocástico de surto de febre amarela que possivelmente poderia ter impactado a população mais severamente se não tivessem feito a intervenção (Tabacow *et al.* 2021a). Esse manejo de fêmeas pode ser uma alternativa para reverter a situação da falta de fluxo bidirecional na Mata de Peçanha e aumentar o fluxo gênico necessário para a espécie, além de ser uma forma de reforço populacional.

Outra questão a ser destacada é que a Mata de Peçanha possui uma fauna importante da Mata Atlântica, com três espécies de primatas classificadas como em risco de extinção pela IUCN: *Brachyteles hypoxanthus* como “Criticamente em Perigo”, *Sapajus robustus* como “Em Perigo” e *Callicebus personatus* como “Vulnerável” (Soares *et al.* 2024). Mesmo com uma vasta presença de espécies em risco de extinção, a mata atualmente não é contemplada por leis federais ou estaduais de conservação da área. Uma alternativa seria a criação de Unidades de Conservação (UC's), como as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) que são ferramentas essenciais para a conservação da biodiversidade complementando os esforços do poder público (Fonseca *et al.* 2010). O aumento da quantidade de reservas particulares tem o potencial de fortalecer a conectividade entre áreas preservadas, formando corredores ecológicos e diminuindo a fragmentação da disposição das unidades de conservação (Giovanelli e Cantagallo 2006). A criação dessas áreas de proteção já se mostrou como uma ação efetiva para a conservação de primatas ameaçados (Melo *et al.* 2018) e atualmente três populações de *Brachyteles hypoxanthus* se encontram em RPPNs (Strier *et al.* 2017). Com isso, também se faz necessário mais estudos acerca da possibilidade de conectividade com outros fragmentos e a criação de corredores ecológicos, assim como o que vêm sendo elaborado entre Sossego-Caratinga (Kaizer *et al.* 2024).

O atual cenário de aquecimento global e mudanças climáticas também são fatores que podem incrementar as ameaças para espécies em riscos de extinção com necessidades ecológicas específicas como *Brachyteles hypoxanthus* (Malcom *et al.* 2006). Estima-se que até 2050 se tenha uma perda de habitat para a espécie entre 24% e 27,2% (Portillo 2021), enquanto

para o congênera *Brachyteles arachnoides* pode chegar a uma perda de 65% dos fragmentos florestais adequados (Pompeu e Portella 2023). A maioria das áreas protegidas atuais não serão adequadas climaticamente para o gênero no futuro (Milagres 2019). Levando em consideração esses fatores climáticos, a Mata de Peçanha pode futuramente sofrer uma redução drástica em sua formação florestal, impactando diretamente a sobrevivência dos muriquis na área.

Eventos de seca severas também podem se tornar mais periódicos e intensos devidos as mudanças climáticas (Trenberth *et al.* 2014). Durante períodos de seca severas, fêmeas de *Ateles geoffroyi*, por exemplo, interromperam a reprodução e pesquisadores registraram um aumento na taxa de mortalidade de infantes (Campos *et al.* 2020). Com isso, a frequência de secas também pode ser um fator impactante na dinâmica e conservação do *Brachyteles hypoxanthus*.

Outro aspecto a ser destacado são os crescentes incêndios florestais que vêm ocorrendo no Brasil. No ano de 2024, até o mês de setembro, uma área equivalente a 381.321 km<sup>2</sup> foi queimada, o maior registro da última década (INPE 2024). Apesar de não ter estudos do efeito direto desses incêndios em populações de primatas, já se mostrou que 17 milhões de vertebrados foram mortos pelas queimadas no Pantanal brasileiro em 2020 (Tomas *et al.* 2021).

A Mata Atlântica atualmente é o terceiro bioma com maior área queimada, atrás da Amazônia e Cerrado (INPE 2024). Portanto, o número de vertebrados atingidos pelos incêndios florestais também pode ser incrivelmente alto como o encontrado no Pantanal. Além disso, incêndios recorrentes impactam na área basal de plantas frutíferas, tendo efeitos subsequentes nas populações de animais frugívoros (Barlow e Peres 2006). Se futuros incêndios atingirem a Mata de Peçanha, possivelmente terá consequências diretas na sobrevivência do grupo de *Brachyteles hypoxanthus* na área, a depender da severidade do evento.

## **Conclusão**

Apesar da sua situação desfavorável para uma ampliação populacional, o grupo de *Brachyteles hypoxanthus* presente na Mata de Peçanha apresentou uma estrutura populacional similar a registrada previamente em 2001. Esse é um resultado importante, mostrando uma considerada resiliência dessa população, principalmente considerando sua situação de isolamento e provável diversidade genética baixa. A falta de fluxo bidirecional de fêmeas, uma característica evolutiva essencial para a espécie, pode ser um fator impeditivo para um crescimento significativo. Porém, o grupo se mostrou resistente até então, apesar das prováveis ameaças que pode ter sofrido ao longo desses anos. Contudo, é uma população considerada

inviável e que necessita de futuras intervenções para que não ocorra uma extinção local, como observado em outras regiões com cenários comparáveis.

### Referências

- Barbosa, R. A., G. B. Braga, S. R. Valverde, K. de F. Vilela, C. S. de Queiroz, P. B. de Souza e W. Gonçalves. 2020. Evolução das florestas plantadas entre 1986 e 2017: o caso brasileiro de Peçanha, Minas Gerais. *Brazilian Journal of Production Engineering* 6(4): 72–84.
- Barlow, J., Peres, C. A. 2006. Effects of Single and Recurrent Wildfires on Fruit Production and Large Vertebrate Abundance in a Central Amazonian Forest. *Biodivers Conserv* 15, 985–1012. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-3952-1>.
- Brasil, Peçanha – MG. 2016. *Plano municipal de saneamento básico (PMSB) do município de Peçanha – MG. Relatório final e proposição da minuta de lei do PMSB*. Produto 08/08. Prefeitura Municipal de Peçanha – MG. Peçanha. Disponível em: <<https://app.rios.org.br/index.php/s/LyjtkgmtcYQzPa5?path=%2Fpecanha-mg>>. Acessado em 04 de nov 2024.
- Brasil, MMA. 2022. *Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção*. Portaria MMA n° 148, de 07 de junho de 2022. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Brasília.
- Boubli, J. P., Couto-Santos, F. R., & Mourthé, I. M. C. 2010. Quantitative assessment of habitat differences between northern and southern muriquis (Primates, Atelidae) in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecotropica*, 16(1), pp. 63-69.
- Boubli, J. P., Couto-Santos, F. R., & Strier, K. B. 2011. Structure and floristic composition of one of the last forest fragments containing the critically endangered northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*, Primates). *Ecotropica*, 17(2), pp. 53-69.
- Brito, D., C. E. V. Grelle. 2006. Estimating minimum area of suitable habitat and viable population size for the northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*). *Biodivers. Conserv.* 15: 4197–4210. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-3575-1>.
- Brito, D., C. E. V. Grelle, J. P. Boubli. 2008. Is the Atlantic Forest protected area network efficient in maintaining viable populations of *Brachyteles hypoxanthus*? *Biodivers. Conserv.* 17: 3255–3268.
- Campos F. A. *et al.* 2020. Differential impact of severe drought on infant mortality in two sympatric neotropical primates. *R. Soc. Open Sci.* 7(4), 200302.
- Chaves, P. B. *et al.* 2011. Genetic diversity and population history of a critically endangered primate, the northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*). *PLoS ONE* 6(6): e20722. doi:10.1371/journal.pone.0020722.
- Estrada, A. *et al.* 2017. Impending extinction crisis of the world’s primates: Why primates matter. *Science Advances* 3(1): e1600946.
- Fonseca, M., I. Lamas e T. Kasecker. 2010. O papel das unidades de conservação. *Scientific American Brasil* 39: 18–23.
- Fundação Biodiversitas. 2014. Plano de manejo da Reserva Particular do Patrimônio Natural Mata do Sossego.

- Giovanelli, J. G. e C. Cantagallo. 2006. Conservação ambiental através das Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN). *Revista Logos* (13): 25–31.
- Hirsch, A., L. G. Dias, W. P. Martins e S. Porfírio. 2002. Rediscovery of *Brachyteles arachnoides hypoxanthus* at the Fazenda Córrego de Areia, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Primates* 10(3): 119–122.
- ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II – Mamíferos*. 1 ed. Brasília, DF: ICMBio/MMA. 7 vols.
- Ingberman, B., R. Fusco-Costa e E. L. de A. Monteiro-Filho. 2016. A current perspective on the historical geographic distribution of the endangered muriquis (*Brachyteles* spp.): Implications for conservation. *PLoS ONE* 11(3): e0150906. doi:10.1371/journal.pone.0150906.
- INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (2024). *Programa Queimadas*. Disponível em: <https://terrabrasilis.dpi.inpe.br/queimadas/aq1km/>. Acessado em: 04 de nov 2024.
- Kaizer, M. C., Teixeira, B. S., Clyvia, A., Ferraz, D., de Melo, F. R., e Goulart, V. D. L. R. (2024). Reasons for hope: an ecological corridor for the northern muriqui. *Oryx*, 58(3), 284-285.
- Lanna, A. M., L. S. Moreira, T. S. Tabacow, R. R. Santos, S. L. Mendes, C. B. Possamai *et al.* 2021. Critérios para classificação das populações de *Brachyteles* spp. quanto à viabilidade populacional. In: *Protocolos para Pesquisa e Manejo de Muriquis – Gênero Brachyteles*, M. M. Valença-Montenegro, F. R. Melo e L. Jerusalinsky (eds.), pp.72. ICMBio, Brasília.
- Malcolm, J. R., Liu, C., Neilson, R.P., Hansen, L., Hannah, L. 2006. Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. *Conservation Biology*, vol. 20, n. 2, p. 538–548.
- Melo, F. R., A. G. Chiarello, M. B. Faria, P. A. Oliveira, R. L. Freitas, F. S. Lima e D. S. Ferraz. 2004. Novos registros de muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) no Vale do rio Jequitinhonha, Minas Gerais e Bahia. *Neotropical Primates*. 12(3): 139–143.
- Melo, F. R., B. A. Cosenza, D. S. Ferraz, S. L. Souza, M. S. Nery e M. J. Rocha. 2005. The near extinction of a population of northern muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*) in Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Primates*. 13(1): 10–14.
- Melo, F. R., F. Lima, D. da S. Ferraz, M. B. Faria, P. A. de Oliveira, P. C. Soares e A. G. Chiarello. 2018. Primates of the valleys of the Rios Jequitinhonha and Mucuri, Brazil: occurrence and distribution. *Primate Conservation* 32: 14.
- Melo, F.R., Boubli, J.P., Mittermeier, R.A., Jerusalinsky, L., Tabacow, F.P., Ferraz, D.S. e Talebi, M. 2021. *Brachyteles hypoxanthus* (amended version of 2019 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T2994A191693399. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T2994A191693399.en>.
- Melo, F. R. e L. Jerusalinsky. 2024. Distribuição geográfica e conservação dos muriquis: passado e presente. In: *O Mono*, de Alvaro Aguirre [livro eletrônico], S. L. Mendes e V. de Aguirre (eds.), Instituto Nacional da Mata Atlântica, Santa Teresa, ES. Disponível em: [www.gov.br/inma/pt-br/assuntos/publicacoes/Livro\\_O\\_Mono\\_Alvaro\\_AguirreDigital2verso.pdf](http://www.gov.br/inma/pt-br/assuntos/publicacoes/Livro_O_Mono_Alvaro_AguirreDigital2verso.pdf). Acessado em: 04 de nov 2024.

- Melo, F.R., Tabacow F.P., Pereira P.M., *et al.* 2024. Muriqui House: conservation management to support the recovery of the northern muriqui *Brachyteles hypoxanthus* in Ibitipoca, Minas Gerais, Brazil. *Oryx*. doi:10.1017/S0030605324000644.
- Mendes, S. L., F. R. Melo, J. P. Boubli, L. G. Dias, K. B. Strier, L. P. S. Pinto, V. Fagundes, B. Cosenza e de J. R. P. Marco. 2005a. Directives for the conservation of the northern muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). *Neotropical Primates* 13(Suppl.): 7–18.
- Mendes, S. L., R. R. Santos e L. P. Carmo. 2005b. Conserving the northern muriqui in Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. *Neotropical Primates* 13(Suppl.): 31–35.
- Milagres, A. P. 2019. *Modelos de nicho ecológico como ferramenta para a conservação do gênero Brachyteles (spix, 1823), (Primates: Atelidae)*. PhD thesis, Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brazil.
- Nery, M. S., K. B. Strier, B. Berger, F. P. Tabacow, M. Y. G. Fialho, M. Talebi e F. R. Melo. 2021. Protocolo para avaliação da qualidade do hábitat para o manejo de *Brachyteles* spp. In: *Protocolos para Pesquisa e Manejo de Muriquis – Gênero Brachyteles*, M. M. Valença-Montenegro, F. R. Melo e L. Jerusalinsky (eds.), ICMBio, Brasília, pp. 72.
- Nogueira, D. F., D. da S. Ferraz, A. F. Oliveira, F. P. Tabacow, S. M. de S. Amâncio e F. R. de Melo. 2010. Ocorrência de primatas no Parque Estadual do Ibitipoca e entorno, estado de Minas Gerais, Brasil. *Neotropical Primates* 17(2): 67–70.
- Pompeu, J. e de Oliveira Portella, R. 2023. Genetic viability and habitat suitability of the critically endangered southern muriqui (*Brachyteles arachnoides*) in the Atlantic Forest's fragmented landscapes under land use and climate change scenarios. *Climate Change Ecology*, 5, p.100065.
- Portillo, J. T. M. 2021. Climatic changes effect on the threatened Muriquis (genus *Brachyteles* Spix, 1823) from the Atlantic Forest of South America. *Revista Biociências*, 27(2), pp.57-66.
- Printes, R. C. e Strier, K. B. 1999. Behavioral correlates of dispersal in female muriquis (*Brachyteles arachnoides*). *International Journal of Primatology*, 20, 941-960.
- Projeto MapBiomias – Coleção 9 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil, acessado em 20 de set de 2024 através do link: <<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org>>.
- QGIS Development Team, 2023. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <<http://qgis.osgeo.org>>.
- Soares, J. C., F. R. de Melo, F. P. Tabacow, M. S. Nery, e F. C. S. A. Melo. 2024. Ocorrência de primatas ameaçados em um fragmento florestal isolado do município de Peçanha, Minas Gerais. In: *Sociedade Brasileira de Primatologia. XX Congresso Brasileiro de Primatologia*. INMA, Santa Teresa, Espírito Santo, Brasil. Disponível em: [https://www.sbprimatologia.org.br/wp-content/uploads/2024/09/Resumos\\_CBPr\\_2024.pdf](https://www.sbprimatologia.org.br/wp-content/uploads/2024/09/Resumos_CBPr_2024.pdf). Acessado em: 04 nov 2024.
- Strier, K. B. 1986. The behavior and ecology of the woolly spider monkey or muriqui (*Brachyteles arachnoides* E. Geoffroy, 1806). Ph.D. thesis, Harvard University, Cambridge.

- Strier, K.B. 1989. Effects of patch size on feeding associations in muriquis (*Brachyteles arachnoides*). *Folia Primatologica* 5.
- Strier, K. B. 2000. Population viabilities and conservation implications for muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in Brazil's Atlantic Forest. *Biotropica* 32(4b): 903–913.
- Strier, K. B. 2011. Social plasticity and demographic variation in primates. In: *Origins of Altruism and Cooperation*, R. W. Sussman, e C. R. Cloninger (eds.), pp.125–139. Springer, New York.
- Strier, K. B. 2014. Northern muriqui monkeys: behavior, demography, and conservation. In: *Primates and Cetaceans*, J. Yamagiwa, e L. Karczmarski (eds.), pp.125–138. *Primate Monographs*. Springer, Tokyo. [https://doi.org/10.1007/978-4-431-54523-1\\_12](https://doi.org/10.1007/978-4-431-54523-1_12).
- Strier, K. B. 2021. The limits of resilience. *Primates* 62: 861–868. <https://doi.org/10.1007/s10329-021-00942-5>.
- Strier, K. B., J. P. Boubli, C. B. Possamai e S. L. Mendes. 2006. Population demography of northern muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*) at the Estação Biológica de Caratinga/Reserva particular do Patrimônio Natural-Feliciano Miguel Abdala, Minas Gerais, Brazil. *Am. J. Phys. Anthropol.* 130: 227–237. doi: 10.1002/ajpa.20366. PMID: 16365854.
- Strier, K. B. e A. R. Ives. 2012. Unexpected demography in the recovery of an endangered primate population. *PLoS ONE* 7(9): e44407. doi:10.1371/journal.pone.0044407.
- Strier, K. B. e S. L. Mendes. 2012. The northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*): lessons on behavioral plasticity and population dynamics from a critically endangered species. In: *Long-Term Field Studies of Primates*, P. Kappeler e D. Watts (eds.), pp. 225–238. Springer, Berlin, Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-22514-7\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-642-22514-7_6).
- Strier, K. B., C. B. Possamai e S. L. Mendes. 2015. Dispersal patterns of female northern muriquis: implications for social dynamics, life history, and conservation. In: *Dispersing Primate Females*, T. Furuichi, J. Yamagiwa e F. Aureli (eds.), pp. 45–58. *Primate Monographs*. Springer, Tokyo. [https://doi.org/10.1007/978-4-431-55480-6\\_1](https://doi.org/10.1007/978-4-431-55480-6_1).
- Strier, K. B. *et al.* 2017. Demographic monitoring of wild muriqui populations: criteria for defining priority areas and monitoring intensity. *PLoS ONE* 12(12): e0188922. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188922>.
- Strier, K. B., C. B. Possamai, F. P. Tabacow, A. I. G. Ferreira, M. S. Nery, F. R. de Melo e S. L. Mendes. 2019. Status of the northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*) in the time of yellow fever. *Primates*. doi:10.1007/s10329-018-0701-8.
- Strier, K. B., C. B. Possamai, L. S. Moreira, A. M. Lanna, F. P. Tabacow, M. M. Valença-Montenegro, F. R. de Melo e L. Jerusalinsky. 2021. Chave de decisão para manejo das populações inviáveis de *Brachyteles* spp. In: *Protocolos para Pesquisa e Manejo de Muriquis – Gênero *Brachyteles**, M. M. Valença-Montenegro, F. R. Melo e L. Jerusalinsky (eds.), ICMBio, Brasília, pp. 72.
- Tabacow, F. P., M. S. Nery, F. R. Melo, A. I. Ferreira, G. Lessa e K. B. Strier. 2021a. Demographic effects of the translocation of a female northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*) in an Atlantic Forest fragment in Minas Gerais, Brazil. *Primate Conservation*. 35: 15pp.

- Tabacow, F. P. *et al.* 2021b. Protocolo padronizado para contagem de indivíduos de *Brachyteles* spp. In: *Protocolos para Pesquisa e Manejo de Muriquis – Gênero Brachyteles*, M. M. Valença-Montenegro, F. R. Melo e L. Jerusalinsky (eds.), ICMBio, Brasília, pp. 72.
- Tomas, W. M., Berlinck, C. N., Chiaravalloti, R. M., Faggioni, G. P., Strüssmann, C., Libonati, R., ... e Morato, R. 2021. Distance sampling surveys reveal 17 million vertebrates directly killed by the 2020's wildfires in the Pantanal, Brazil. *Scientific Reports*, 11(1), 23547.
- Trenberth K.E., Dai A., Van der Schrier G., Jones P.D., Barichivich J., Briffa K.R., Sheffield J. 2014 Global warming and changes in drought. *Nat. Clim. Change* 4, 17-22.
- Valença-Montenegro, M. M.; Melo, F. R.; Jerusalinsky, I. 2021. Protocolos para pesquisa e manejo de muriquis – gênero *Brachyteles*, Brasília: ICMBio, 72 p.

**3. CAPÍTULO 2: Mapeamento de um primata ameaçado (*Brachyteles hypoxanthus*,  
Primates, Atelidae) usando fusão de dados de sensoriamento remoto**

Jade Cristine Soares<sup>1</sup>, Fabiano Rodrigues de Melo<sup>1</sup>, Fernanda Pedreira Tabacow<sup>2</sup>, Marcello Silva Nery<sup>2</sup>, Diogo Nepomuceno Cosenza<sup>3</sup>, Fabiana Cristina Silveira Alves de Melo<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Brasil.

<sup>2</sup> Muriqui Instituto de Biodiversidade, Caratinga, MG, Brasil.

<sup>3</sup> Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Brasil.

## Resumo

Estudos com primatas ameaçados por vezes podem apresentar dificuldades de detecção da sua distribuição e áreas de adequabilidade do habitat. Por isso, vêm sendo aplicado modelos de distribuição de espécies (SDM) como ferramenta para estudos *in situ*. Esses modelos geralmente focam em variáveis climáticas, porém a inclusão de variáveis topográficas e dados de imagem de satélite podem incrementar as predições desses modelos. O objetivo desse trabalho foi avaliar a performance da integração de dados do Sentinel-1, Sentinel-2 e de Modelo Digital de Elevação para um modelo de predição de ocorrência de muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*). O estudo foi realizado com um grupo isolado que habita um município no interior de Minas Gerais, Brasil. Dados de ocorrência *in situ* foram coletados por meio de censo por varredura, ARP e cameras-trap. Analisou-se a correlação entre 32 variáveis dentre os dados de satélite e de relevo e foi realizado um GLM de regressão logística para investigar a relação entre a presença do *Brachyteles hypoxanthus* com as variáveis selecionadas. A utilização de imagens espectrais em conjunto com dados de radar e de relevo retornou um modelo condizente de predição de ocorrência desse primata na área, influenciado por altitudes elevadas, relevos com vales e depressões e regiões com maior densidade de vegetação arbórea. Essa abordagem pode auxiliar futuras intervenções de manejo para a conservação do muriqui-do-norte, além de poder ser replicada e ajustada para outras espécies de primatas.

**Palavras-chave:** Geoprocessamento, Sentinel, SAR, Modelo de Distribuição de Espécies, Modelo Digital de Elevação, espécies ameaçadas

## Introdução

Os primatas neotropicais tem 36% da sua população em risco de extinção e 63% em declínios populacionais (Estrada et al., 2017). Espécies ameaçadas frequentemente podem ter ocorrência geográfica limitada, que necessitam de habitats especializados e/ou populações de tamanho reduzido, chamadas de espécies raras (Lomba et al., 2010). Espécies nessas condições geralmente possuem uma distribuição incerta e de difícil detecção, por vezes não sendo encontradas em todos os locais de habitat adequado (Pulliam, 2000). Os modelos de distribuição de espécies (SDM) vem sendo utilizados como guia para estudos *in situ*, como forma de compreender o potencial de distribuição desse tipo de espécie, otimizando recursos na busca de novas localidades (Fois et al., 2018).

Os SDMs são modelos que quantificam a relação entre as espécies e o ambiente através de dados de campo e variáveis ambientais preditoras (Guisan & Zimmermann, 2000; Guisan & Thuiller, 2005). Essa técnica tem sido aplicada para estabelecer áreas prioritárias para conservação envolvendo os impactos das mudanças climáticas (Condro et al., 2021), avaliação de status de conservação de espécies e da perda de habitat (Tran & Vu, 2020), e para análise da adequabilidade de habitats (Moraes et al., 2020; Vasquez et al., 2021).

Os estudos recentes com SDM têm sido comumente direcionados pelas variáveis climáticas. Porém, já foi indicado que a incorporação de métricas topográficas podem aprimorar modelos de adequabilidade do habitat (Hasui et al., 2017), sendo que a heterogeneidade da paisagem possui um papel importante para estudos de ocorrência de primatas (Arroyo-Rodriguez & Fahrig, 2014). Índices de relevo e uso da terra possuem uma forte influência em SDMs, mesmo para espécies em áreas de difícil acesso (Wilson et al., 2013). Quando se trata de estudos com primatas, os SDMs podem ser ferramentas para alcançar diferentes objetivos.

Na Mata Atlântica brasileira estão presentes 26 espécies nativas de primatas, com 19 delas sendo endêmicas (Graipel et al., 2017). Esse forte endemismo, é um dos fatores contribuintes para o bioma ser considerado um dos cinco maiores *hotspots* para conservação da biodiversidade (Myers et al., 2000). Estima-se que resta somente 12% de vegetação nativa de Mata Atlântica, sendo 80 % dos fragmentos menores que 50 hectares e com baixa conectividade (Ribeiro et al., 2009).

As dimensões reduzidas e o fator isolamento desses fragmentos pode afetar diretamente o tamanho das populações de primatas, principalmente de espécies frugívoras que demandam áreas florestais maiores (Chiarello, 2003). A maior parte dos registros de primatas desse bioma são em florestas ombrófilas e semidecíduas, que são as categorias de vegetação mais predominantes na Mata Atlântica (Culot et al., 2019).

O miquiqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) é um primata endêmico da Mata Atlântica classificado como “Críticamente em Perigo” de acordo com a lista nacional de espécies ameaçadas (Melo et al., 2018) e também pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) (Melo et al., 2021). Atualmente, de acordo com a sua distribuição histórica, tem-se somente 7,6% do habitat adequado para *Brachyteles hypoxanthus* (Ingberman et al., 2016). Portanto, sua ocorrência é espalhada em fragmentos isolados de Mata Atlântica, com suas populações sendo encontradas em somente 12 localidades no país (Strier et al., 2017). Estima-se que existam cerca de 1000 indivíduos de *Brachyteles hypoxanthus* no Brasil residentes nos estados de Minas Gerais, Espírito Santo, Bahia e Rio de Janeiro (Melo et al., 2021). Em relação aos SDMs já realizados sobre esse gênero, têm-se estudos sobre os efeitos das mudanças climáticas na sua distribuição, avaliando os níveis de perda de hábitat (Portillo, 2021; Pompeu & Portella, 2023) e áreas de adequabilidade do habitat levando em consideração sua distribuição histórica e fatores climáticos (Ingberman et al., 2016; Milagres, 2019). Além disso, modelos mostraram que a fragmentação pode afetar padrões de locomoção e dispersão dos miquiquis (Centoducatte, 2017).

Um dos métodos utilizados para a detecção e monitoramento de primatas em uma área é o censo por transecto, porém, tal técnica pode exigir maiores custos e logísticas mais desafiadoras, principalmente se tratando de espécies arborícolas (Semel et al., 2019). Uma alternativa que vem sendo estudada é a utilização de aeronaves remotamente pilotadas (ARPs). ARPs se mostraram eficazes em detectar e monitorar vida selvagem para a conservação, em especial para primatas e marsupiais, como *Brachyteles* spp. (Melo, 2021), *Propithecus tattersalli* (Semel et al., 2019), *Phascolarctos cinereus* (Gonzalez et al., 2016) e *Ateles geoffroyi* (Spaan et al., 2019).

Além disso, a utilização de dados de satélite pode ser uma ferramenta útil para os SDMs de espécies de primatas ameaçados, já tendo mostrado capacidade de quantificar a área basal da vegetação com êxito e de forma semelhante a dados coletados em campo (Cavada et al., 2017). Contudo, coletas *in situ* podem identificar microhabitats adequados que não aparecem na escala das imagens de satélite de 30 m de resolução, como Landsat (Steffens et al., 2023).

Já a combinação de índices radiométricos do Sentinel -2 (10-60 m) com variáveis biofísicas e modelos de regressão possuem alta performance para modelagens da distribuição de espécies invasoras (Ahmed et al., 2022). Produtos de Sentinel -2 também são capazes de estimar a biomassa florestal acima do solo (Imran et al., 2021) e, em conjunto com dados de Sentinel-1, podem prever diversidade de espécies e estruturas florestais (Hoffmann et al.

2022). O sentinel-1 é um radar de abertura sintética (SAR) e é usado para avaliar a estrutura do dossel e elementos heterogêneos da paisagem (Betbeder et al., 2017).

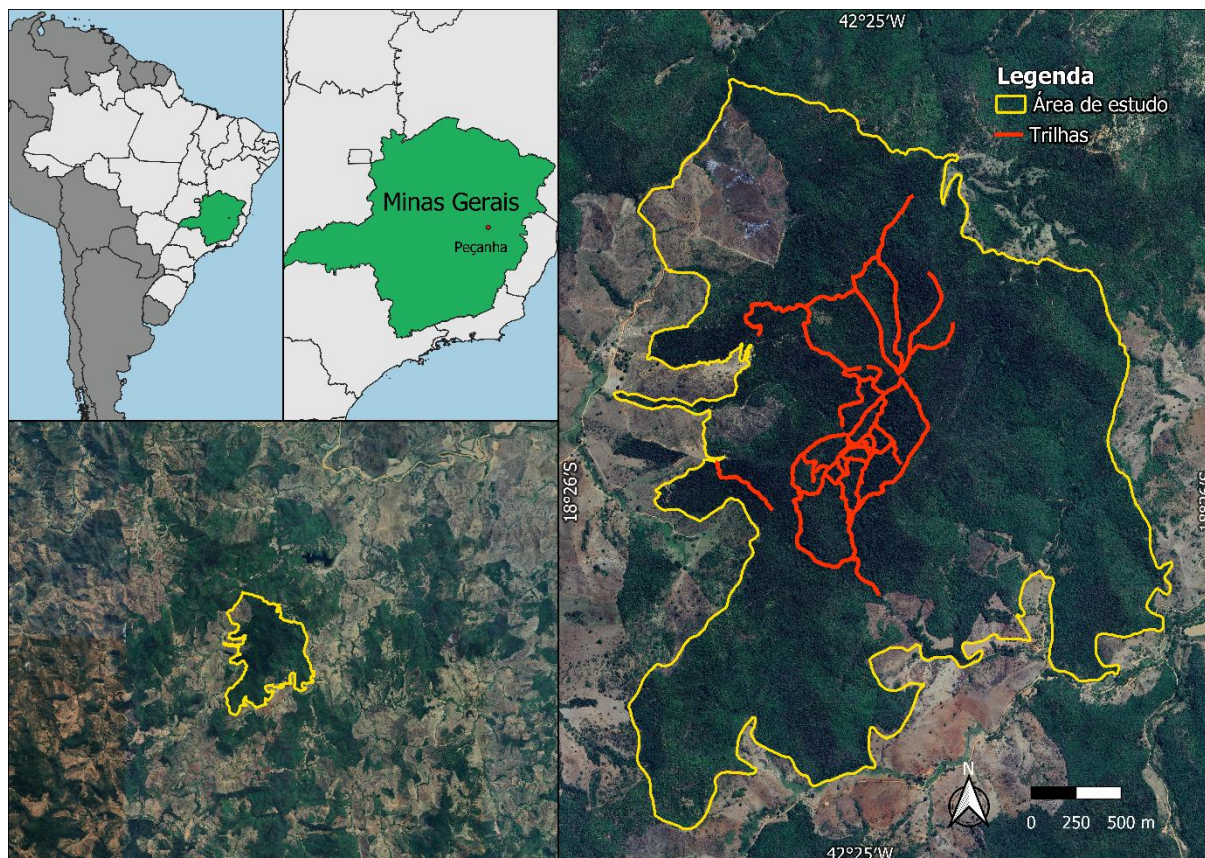
Diante desses fatores, o presente trabalho teve como objetivo verificar a possibilidade de fusão de dados de satélite de imagem espectral com dados de SAR e métricas topográficas para modelar a ocorrência de *Brachyteles hypoxanthus*, aqui representado por um grupo que habita uma mata isolada em Minas Gerais. Com essa modelagem, espera-se estabelecer quais variáveis preditoras contribuem para uma visualização das áreas com maior probabilidade de ocorrência do grupo, informações que podem ser aproveitadas para outras análises envolvendo as populações atuais de *Brachyteles hypoxanthus*, capazes de diminuir os custos e esforço para levantamento de primatas.

## **Materiais e Métodos**

### ***Área de estudo***

O estudo foi realizado em um fragmento florestal isolado de Mata Atlântica, localizado na Mesorregião do Vale do Rio Doce, na zona rural do distrito de Sem Barra (-18.4295°L, -42.4205°S), no município de Peçanha, estado de Minas Gerais, Brasil. Considerada uma floresta estacional semidecidual (Hirsch et al 2002), o fragmento possui 678 hectares com uma altitude que varia entre 328 -773 metros, e faz parte do 30% de remanescente de floresta natural do município (Barbosa et al 2020). Cinquenta e oito por cento da cobertura e uso da terra do município é destinado a atividades agropecuárias como pastagem e silvicultura (Projeto MapBiomias 2024).

A área do fragmento foi delimitada usando o sistema de informação geográfica Qgis Versão 3.28.5 (Qgis Team 2023). Foi considerado como limites os elementos na paisagem que empederniam a passagem dos animais, como estradas e áreas de pastagem. A área florestal está inserida em cinco propriedades privadas da região, que foram delimitadas como um único conjunto florestal onde foi estabelecido diferentes trilhas de caminhada (Figura 1). O fragmento possui pouca conectividade com outras áreas florestais, sendo isolado por atividades antrópicas como pastagens e estradas.



**Figura 1.** Mapa da localização da área de estudo em Peçanha (MG) mostrando as trilhas percorridas.

O clima de Peçanha é classificado como tropical com estação seca, tendo uma temperatura média anual de 20,4°C. O mês mais quente, janeiro, tem temperatura média de 23,1°C e o mês mais frio, julho, tem uma média de 17,3°C. A precipitação média anual é de 1.339 mm com o mês mais seco sendo agosto com 13 mm e o município é drenado pela Bacia Hidrográfica do Rio Suaçuí (Brasil, 2016).

### ***Coleta de dados de ocorrência***

A coleta de dados ocorreu nos meses de julho a novembro de 2023 e abril a junho de 2024, com expedições mensais de 5 a 10 dias, em 8 campanhas, totalizando um esforço amostral de 43 dias. O avistamento dos animais foi realizado por três métodos: varredura em grupo, monitoramento aéreo, e armadilhas fotográficas (“cameras-trap”).

Na varredura em grupo, a equipe de campo realizou uma caminhada em passos lentos explorando trilhas distintas a cada dia. Ao detectar um grupo de muriquis, foi realizada a contagem de indivíduos seguindo o protocolo de Tabacow et al, 2021a, aplicando a classificação sexo-etária (Strier et al. 2017) quando possível. As coordenadas geográficas dos

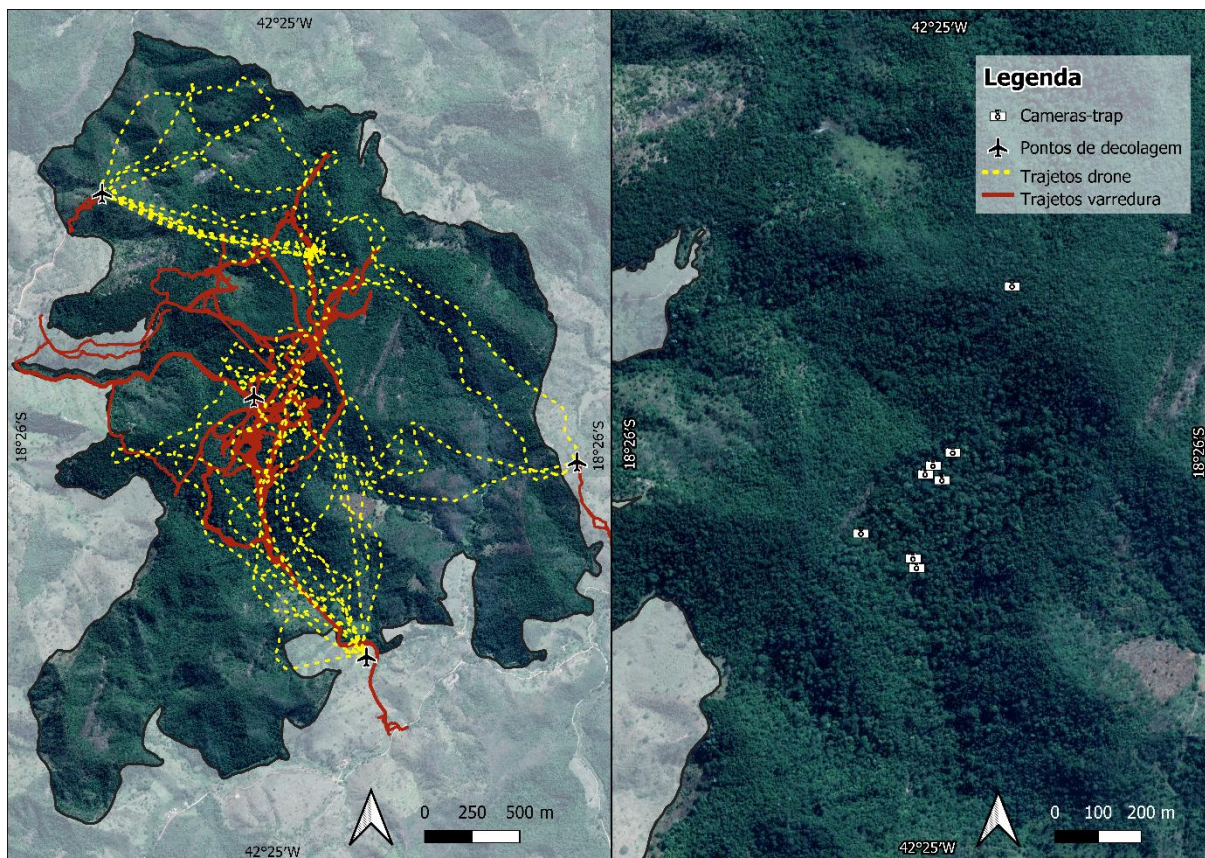
pontos de avistamentos foram registradas em intervalos de aproximadamente 15 minutos, usando o aplicativo “Gaia” (<https://www.gaiagps.com/>) no iPhone 13. Uma vez avistados os animais, iniciou-se o registro de suas localizações durante todo o dia (até o final da tarde), ou até quando os animais não são mais avistados. Destaca-se que esse intervalo possui variações devido as dificuldades de continuidade do avistamento ao longo do dia, tendo em vista as condições topográficas da área. Ao final dos 43 dias, foram percorridos 55,39 km pela varredura em grupo.

No monitoramento aéreo, foi utilizada uma ARP seguindo a regulamentação da Instrução do Comando da Aeronáutica - ICA 100-40, instrução que delimita os procedimentos para acesso do Espaço Aéreo Brasileiro por aeronaves não tripuladas. A ARP é do modelo DJI Mavic 2 Enterprise Advanced, contendo uma câmera RGB com resolução 4K e uma câmera termal 640 x 512 pixels com precisão de +/- 2°C. A campanha que contou com o suporte da ARP foi realizada no mês de novembro de 2023, focando nas regiões de difícil acesso e que não possuem rotas de caminhada. As decolagens foram feitas a partir de três locais diferentes (Figura 2) e os voos foram feitos no início da manhã entre 7h e 11h e no final da tarde 15h e 18h em um período de três dias, percorrendo um total de 56.73 km. As coordenadas geográficas dos pontos de avistamentos foram extraídas do próprio sistema operacional do equipamento.

Foram instaladas armadilhas fotográficas do modelo Prime Low-Glow em oito pontos de dossel para incrementar a identificação dos membros do grupo de muriquis. Quatro cameras-trap faziam parte do Projeto Muriquis de Peçanha e já estavam instaladas na área antes do início da varredura. Três cameras-trap ficaram instaladas por um período médio de 35 dias e outra por um período de 191 dias. As cameras-trap foram configuradas para gravação de vídeo no período diurno. Caso a câmera tenha registrado a passagem de um ou mais indivíduos, a coordenada geográfica atribuída ao avistamento corresponde ao local de instalação da câmera.

#### *Projeto Muriquis de Peçanha (Muriqui Instituto de Biodiversidade)*

O fragmento estudado já era inicialmente monitorado pelo Projeto Muriquis de Peçanha da ONG Muriqui Instituto de Biodiversidade (MIB). Desde 2020, pesquisadores faziam expedições de curto prazo para levantamento por busca ativa dos muriquis. O projeto também contava com instalações de cameras-trap e busca via ARP. Dados de avistamento do grupo por esse projeto, coletados antes do início do monitoramento do presente estudo, foram compartilhados para esse trabalho como forma de incrementar a análise de dados.



**Figura 2.** Esforço amostral realizado na área de estudo indicando os trajetos realizados pela ARP, os trajetos pelo censo por varredura em grupo e os pontos de instalação das cameras-trap

#### *Conselho de ética e financiamento*

O projeto teve suas atividades registradas e aprovadas pela Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal de Viçosa (CEUA/UFV). Os dados coletados no presente estudo fazem parte do projeto de monitoramento e pesquisa dos muiquês de Peçanha da ONG Muriqui Instituto de Biodiversidade (MIB) coordenado pela Ma. Fernanda Pedreira Tabacow, Me. Marcello Silva Nery e pelo Dr. Fabiano Rodrigues de Melo, com financiamento concedido pelo Ibiti Projeto, Rewild (Primate Action Fund) e CAPES.

#### *Dados de sensoriamento remoto*

##### *Aquisição de imagens e pré-processamento*

Foram utilizados produtos derivados de três sistemas sensores, imagens do Sentinel-1 e Sentinel-2, e um modelo digital de elevação (MDE) do sistema ALOS/PALSAR.

O Sentinel-1 opera na banda C (~5.5 cm) polarizada, permitindo coletar dados de boa resolução espacial (10 m) (Copernicus, 2024). Tais dados são sensíveis a estruturas da vegetação, como a presença de galhos e folhas (Bae et al., 2019).

A imagem do Sentinel-1 foi extraída da base de dados de acesso livre do Copernicus (<https://browser.dataspace.copernicus.eu/>). O produto C-SAR foi adquirido em duas polarizações em relação ao pulso do radar, VV (transmitido verticalmente, recebido verticalmente) e VH (transmitido verticalmente, recebido horizontalmente). As imagens são do nível 1A do dia 19/06/2023. O processamento da imagem foi feito através do software Sentinel Application Platforms (SNAP) utilizando o protocolo de pré-processamento descrito em Filipponi 2019, que consiste em determinação precisa da órbita, remoção de ruídos termais e de borda, calibração radiométrica, correções de efeito doppler e correções topográficas.

O Sentinel-2 utiliza sensores ópticos multiespectrais capturando informações em 13 bandas que variam do visível ao infravermelho de ondas curtas (Copernicus, 2024). Esse imageamento é mais sensível às condições climáticas, mas fornecem alta resolução espacial (10-60m) e tem grande potencial para fornecer dados específicos para análises florestais como índices de vegetação (Imran et al., 2021).

Os dados do Sentinel-2 foram também descarregados da plataforma Copernicus, sendo escolhidas imagens do nível 2A com baixa cobertura de nuvens do dia 12/06/2023. Os produtos de nível 2A, como o utilizado, já possuem processos de correção atmosférica, porém foi necessário fazer uma normalização topográfica da imagem a fim de minimizar os efeitos da sombra do relevo. Essa normalização foi feita através da extensão SAGA NEXT GEN (Conrad et al., 2015) no software Qgis.

O satélite ALOS (*Advanced Land Observing Satellite*) possui três instrumentos, sendo um deles o sensor PALSAR, projetado para o mapeamento da topografia terrestre e cobertura vegetal, além de monitoramento de desastres e levantamento de recursos naturais. PALSAR é um SAR que opera na banda L (~23,6 cm) com resolução espacial de 30m e de 12,5m, capaz de obter imagens diurnas ou noturnas, independente das condições atmosféricas (ASF DAAC, 2024).

O MDE derivado do ALOS/PALSAR foi adquirido gratuitamente pela plataforma da Agência de Exploração Aeroespacial Japonesa (JAXA) (ASF DAAC, 2024). O MDE já vem com correções atmosféricas e projetado no datum WGS84, zona 23 do sistema UTM com resolução espacial de 12.5m, com polarização HH (transmitido e recebido horizontalmente), extraído do dia 02/10/2011 (JAXA/METI, 2011).

#### *Variáveis e índices de vegetação*

Foram extraídos os valores das bandas do Sentinel-1 e Sentinel-2, além de índices de vegetação e variáveis topográficas (Tabela 1). Tanto as imagens quanto os índices de vegetação foram processados em ambiente R (R Core Team, 2024), utilizando o pacote “terra” (Hijmans,

2024) (Apêndice B). Já a acumulação de fluxo (FlowAcc) e a drenagem de fluxo (DrainAcc) foram calculados com a extensão GRASS nativa do software Qgis, utilizando as funções “r.flow” e “r.drain”, respectivamente (GRASS Development Team, 2024).

**Tabela 1.** Variáveis calculadas a partir das imagens de Sentinel-1, Sentinel-2 e do MDE\*.

| Sentinel-1    |                                    | Sentinel-2  |   | Relevo   |                                     |
|---------------|------------------------------------|-------------|---|----------|-------------------------------------|
| Sigla         | Índices/<br>variáveis              | Sigla       | Índices/<br>variáveis   | Sigla    | Índices/<br>variáveis               |
| $\sigma_{VV}$ | Banda sigma<br>(VV)                | B1 –<br>B12 | Bandas de 1 a 12  | Elev     | Elevação                            |
| $\sigma_{VH}$ | Banda sigma<br>(VH)                | SR          | Razão simples   | TPI      | Índice de<br>Posição<br>Topográfica |
| $\beta_{VV}$  | Banda beta<br>(VV)                 | SRC         | Razão simples<br>corrigido  | Decliv   | Declividade                         |
| $\beta_{VH}$  | Banda beta<br>(VH)                 | MSR         | Razão simples<br>modificado   | Aspect   | Aspecto                             |
| $\gamma_{VV}$ | Banda gama<br>(VV)                 | NDVI        | Índice de Vegetação<br>por Diferença<br>Normalizada                 | Flowdir  | Direção do<br>fluxo                 |
| $\gamma_{VH}$ | Banda gama<br>(VH)                 | NDVIC       | Índice de Vegetação<br>por Diferença<br>Normalizada<br>Corrigido    | FlowAcc  | Acumulação de<br>fluxo              |
| VV_VH         | VV/VH                              | NDVIre      | Índice de Vegetação<br>da Diferença<br>Normalizada pelo<br>Red Edge | DrainAcc | Drenagem de<br>fluxo                |
| VH_VV         | VH/VV                              | GNDVI       | Índice de Vegetação<br>por Diferença<br>Normalizada do<br>Verde     |          |                                     |
| RVI           | Índice de<br>Vegetação de<br>Radar | RR          | Razão de<br>reflectância  |          |                                     |
|               |                                    | RGR         | Razão do Vermelho<br>e Verde  |          |                                     |
|               |                                    | NDWI        | Índice de Água da<br>Diferença<br>Normalizada                       |          |                                     |
|               |                                    | RGI         | Índice de Vermelho<br>e Verde                                       |          |                                     |
|               |                                    | SLAVI       | Índice de vegetação<br>da área específica<br>foliar                 |          |                                     |

\*Mais detalhes sobre o cálculo das variáveis podem ser consultados no Apêndice A.

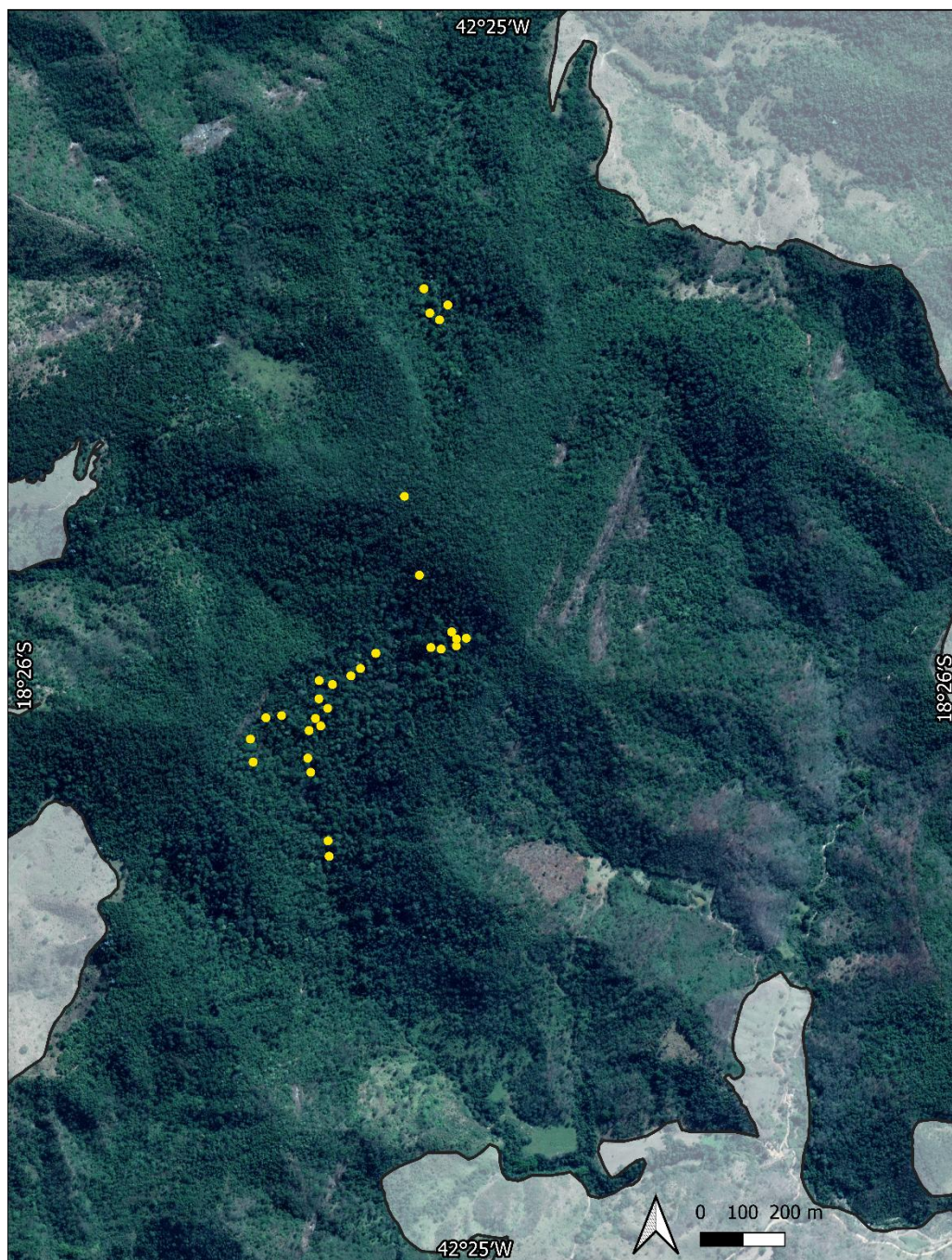
### **Análise de dados**

Modelar a ocorrência dos animais é uma tarefa complexa, pois as ausências confirmadas são dados escassos e difíceis de serem obtidos. Por isso, modelos de distribuição espécies podem ser aperfeiçoados utilizando dados artificiais de ausência, geralmente chamados de pseudoausência ou dados de *background* (Barbet-Massin et al., 2012). Assim, foram extraídos 30 pontos onde há ocorrência registrada de *Brachyteles hypoxanthus* por ao menos uma das três técnicas descritas acima. Além disso, foram lançados 300 pontos aleatoriamente na área, denominados de pontos de pseudoausência. Para cada um dos pontos de ocorrência e pseudoausência foi estabelecido uma circunferência (*buffer*) de 11.28 m de raio ao redor de cada ponto para extrair a média dos valores dos pixels de cada uma das variáveis disponíveis (Tabela 1). Estas variáveis foram então consideradas como candidatas do modelo preditivo da probabilidade de ocorrência dos animais. Foi realizada uma filtragem de variáveis redundantes que apresentaram nível de correlação ( $r^2$ ) maior que 0.9 entre si ou que não havia variação entre os valores de pixel (coeficiente de variação < 10%). Com isso, foram removidas do conjunto as variáveis B8A, SRC, MSR, NDVIC,  $\beta$ VV,  $\beta$ VH,  $\gamma$ VV,  $\gamma$ VH e RFDI, restando 32 variáveis para as análises.

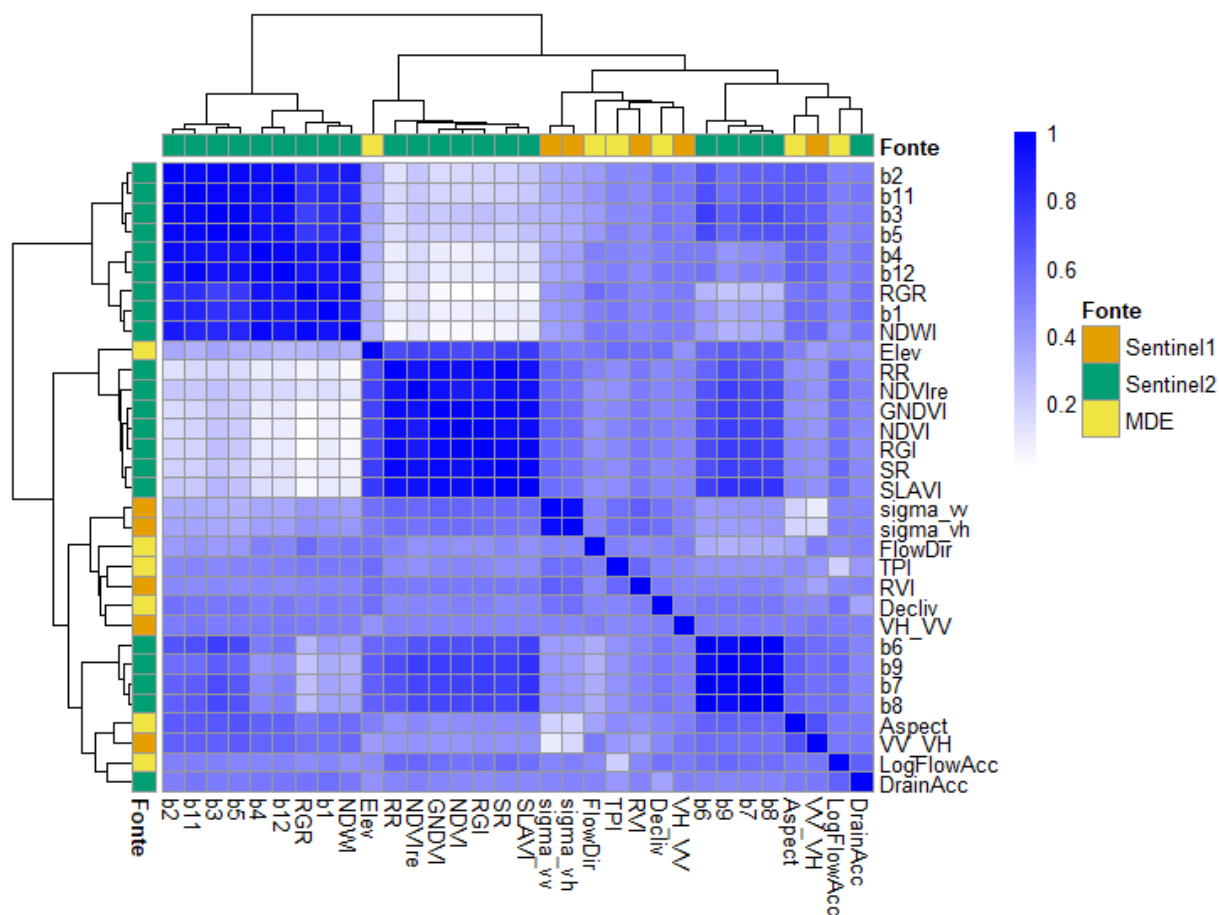
A modelagem também foi realizada em ambiente R, utilizando principalmente os pacotes “terra” e “glmtoolbox” (Vanegas et al., 2024), detalhes do código elaborado podem ser encontrados no Apêndice B. Foi utilizado o modelo logístico (“*logit*”) para estimar as probabilidades de ocorrência dos animais. As variáveis do modelo foram selecionadas pelo método *stepwise* do pacote “glmtoolbox” e o teste de razão de verossimilhança. As variáveis selecionadas pelo algoritmo foram o NDVI<sub>re</sub>, Elev, VH/VV e FlowAcc. O modelo foi avaliado usando o índice Kappa e percentual de acerto total calculados por validação cruzada (*5-fold cross-validation*) repetida 100 vezes. Também foi feita uma análise de componentes principais (PCA) para avaliar o comportamento dos dados com relação ao grupo de variáveis usadas no modelo.

### **Resultados**

A varredura em grupo registrou 23 pontos de ocorrência do *Brachyteles hypoxanthus*, enquanto o monitoramento aéreo e as cameras-trap registraram quatro e três pontos respectivamente, totalizando 30 pontos (Figura 3). A partir dos pontos de ocorrência e pseudoausência foram calculadas as 32 variáveis relacionadas a relevo e índices de vegetação por imageamento de satélite e radar, avaliando o seu nível de correlação (Figura 4).



**Figura 3.** Pontos de ocorrência de *Brachyteles hypoxanthus* no fragmento de Peçanha – MG.



**Figura 4.** Correlação entre as variáveis calculadas a partir do Sentinel-1, Sentinel-2 e Modelo Digital de Elevação (MDE).

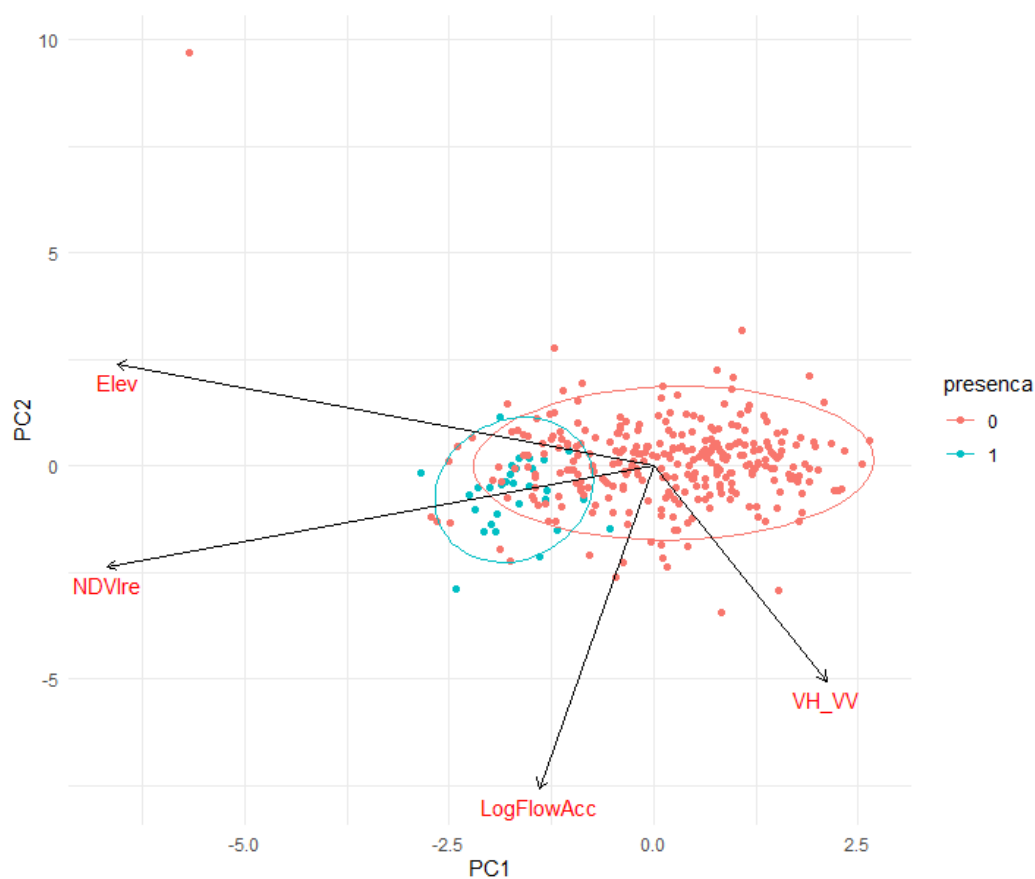
Foram selecionadas as seguintes variáveis para o modelo preditivo: Índice de Vegetação por Diferença Normalizada pelo Red Edge (NDVIre), Elevação (Elev), VH/VV e Acumulação de fluxo (FlowAcc). A análise de PCA realizada com essas variáveis nos mostrou os padrões de relação entre elas (Tabela 2). O primeiro eixo principal (PC1) explica 37.97% da variância total, com as variáveis mais significativas sendo NDVIre (-0.688) e Elev (-0.677), com as duas tendo influências semelhantes. O eixo principal 2 (PC2) explica um adicional de 27.70% da variância, influenciado majoritariamente pelo FlowAcc (-0.780), com uma moderada contribuição da VH/VV (-0.521). Isso indica que índices de vegetação espectrais como o NDVIre podem estar mais relacionados com variações do relevo do que as variáveis baseadas em radar. Surpreendentemente, as variáveis topográficas Elev e o FlowAcc não aparentam ter forte correlação. Ao observar o PC1 e PC2 em relação ao fator presença é possível perceber que a ocorrência ou ausência possuem características diferentes que podem ser explicadas pelos eixos principais (Figura 5). Apesar da pequena sobreposição, a PCA indica que existem dois grupos distintos que podem ser diferenciados pelas variáveis.

**Tabela 2.** Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA).

| Variável                 | PC1    | PC2    | PC3    | PC4    |
|--------------------------|--------|--------|--------|--------|
| NDVIre                   | -0.688 | -0.244 | 0.140  | -0.669 |
| Elev                     | -0.677 | 0.247  | 0.229  | 0.655  |
| VH_VV                    | 0.218  | -0.521 | 0.814  | 0.136  |
| FlowAcc                  | -0.144 | -0.780 | -0.515 | 0.325  |
| Desvio padrão            | 1.232  | 1.053  | 0.967  | 0.662  |
| Porcentagem de variância | 37,97% | 27,70% | 23,36% | 10,97% |
| Variância cumulativa     | 37,97% | 65,67% | 89,03% | 100%   |

O modelo de regressão logística indicou que as variáveis NDVIre, VH/VV, Elev e FlowAcc apresentaram influências relevantes, com um efeito positivo significativo (Tabela 3). Esse GLM indicou um modelo com performance satisfatória, com uma redução significativa no desvio residual (97,724 para um desvio nulo de 201,060).

A avaliação do modelo pelo kFCV indicou acurácia global de 0,92 no treino e 0,91 no teste, com um Kappa de 0,46 e 0,39, respectivamente. Esses dados indicam que o modelo teve uma performance satisfatória, mas com uma concordância moderada, possivelmente limitada pelo desbalanço das classes (Howard et al., 2014).



**Figura 5.** Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis utilizadas no GLM.

**Tabela 3.** Características de desempenho do GLM de regressão logística.

| Variável preditora / Estatísticas | Coefficiente estimado              | Erro padrão | Valor Z | Valor p |
|-----------------------------------|------------------------------------|-------------|---------|---------|
| Intercepto                        | -27.3647                           | 4.8201      | -5.677  | <0.001  |
| NDVIre                            | 86.2934                            | 21.4537     | 4.022   | <0.001  |
| Elev                              | 0.0216                             | 0.0051      | 4.230   | <0.001  |
| VH/VV                             | 0.3354                             | 0.0990      | 3.388   | <0.001  |
| FlowAcc                           | 0.5541                             | 0.2669      | 2.076   | <0.05   |
| Desvio nulo                       | 201.06<br>(329 graus de liberdade) |             |         |         |
| Desvio residual                   | 97.724<br>(325 graus de liberdade) |             |         |         |

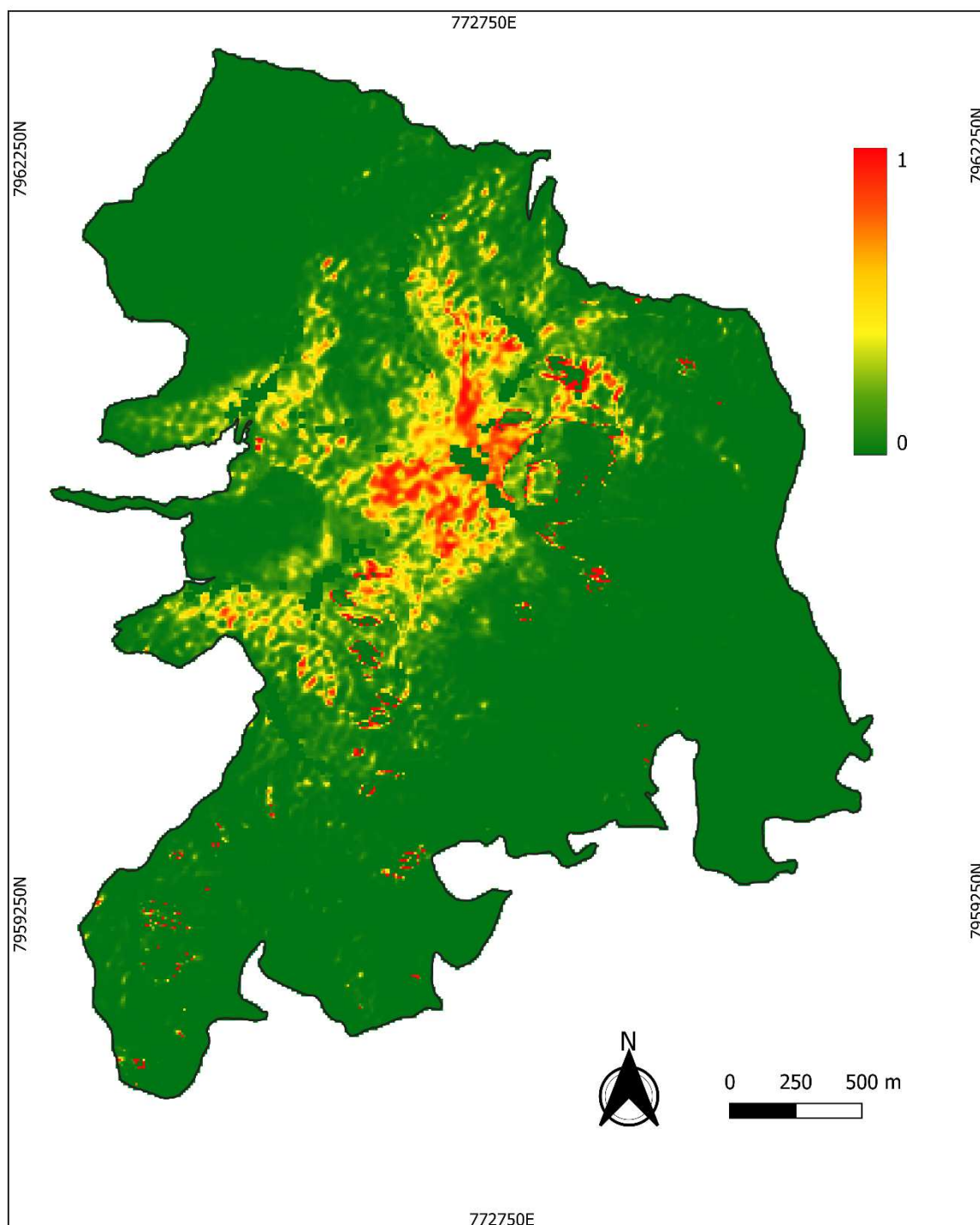
## Discussão

Analisando o conjunto completo de variáveis calculadas é possível estabelecer grupos de correlação e não correlação entre elas. As bandas do Sentinel-2, em geral, se apresentaram bastante correlacionadas, com exceção das bandas de infravermelho próximo e Red Edge, se relacionando também com os índices extraídos desse satélite. Com isso, apesar do NDVI e o NDVI<sub>re</sub> terem níveis altos de correlação, a utilização das bandas Red Edge e infravermelho pode ser justificável em estudos com imagem do Sentinel-2, por aumentar a variabilidade dos dados obtidos. A incorporação de canais Red Edge, inclusive, já mostrou potencial para classificações de uso da terra e modelos de nuvem de água (Yadav et al., 2021; Schuster et al., 2012). Já as variáveis do Sentinel-1 não se correlacionam muito entre si, porém tendo correlações altas com as variáveis topográficas. Entretanto, a elevação foi parâmetro geomorfológico que se destaca dos outros fatores de relevo, portanto ela pode ser um preditor importante para esse tipo de modelo. A utilização de múltiplas fontes de sensoriamento remoto aumenta a eficácia dos modelos de distribuição de espécies, permitindo uma melhor captura de variações ambientais da área (Wilson et al., 2013).

Com relação ao modelo de predição (Figura 6), as quatro variáveis utilizadas (NDVI<sub>re</sub>, Elev, VH/VV e FlowAcc) foram capazes de conjugar informações atreladas a adequabilidade do habitat para *Brachyteles hypoxanthus*.

O NDVI<sub>re</sub> está relacionado com a sensibilidade a clorofila e atividade fotossintética, indicando áreas com vegetação mais densa e vigorosa. A incorporação das bandas Red Edge nesse caso é uma forma de reduzir o efeito da saturação acentuada quando se utiliza o NDVI comum (Sun et al., 2019). Geralmente, áreas florestais e de vegetação natural tendem a ter níveis mais elevados de NDVI<sub>re</sub> em comparação com solos arenosos abertos e áreas de agricultura (Schuster et al. 2012).

Esse índice também é sensível a variações na cobertura foliar da área, uma vez que períodos de queda das folhas costumam exibir valores mais baixos de NDVI<sub>re</sub> (Tillack et al., 2014). O consumo de folhas é um aspecto crucial da dieta *Brachyteles hypoxanthus*, sendo um dos itens mais representativos (Strier & Boubli, 2006; Machado, 2012). Apesar de também consumir frutos e flores, muriquis em áreas florestais fragmentadas e perturbadas podem apresentar uma dieta com viés mais folívoro se comparada com áreas mais conservadas (Talebi et al., 2005). O NDVI<sub>re</sub> ser um preditor expressivo do modelo mostra a importância da densidade da vegetação e área foliar para a ocorrência desse primata.



**Figura 6.** Modelo de predição de ocorrência de *Brachyteles hypoxanthus* no fragmento de Peçanha – MG derivado das variáveis do Sentinel-1, Sentinel-2 e MDE. Tons mais vermelhos indicam áreas com maior probabilidade de ocorrência.

A Elev e o FlowAcc são dois preditores relacionados ao relevo, a elevação sobre a altitude e o FlowAcc sobre o fluxo de cursos de água. Enquanto a Elev indica áreas de maior altitude, o FlowAcc sinaliza pontos de depressões naturais ou caminhos preferenciais para o escoamento, como vales e canais de drenagem. Células com valores baixos ou iguais a zero

geralmente correspondem a áreas de topo, como cristas e divisores de água, onde o fluxo não se acumula (Jenson & Domingue, 1988).

Essas variáveis indicam que a ocorrência da espécie pode estar influenciada por altas altitudes e depressões, possivelmente uma combinação conectada a presença de vales em meio a altitudes elevadas, indicando áreas que podem ser mais protegidas contra fatores externos e efeitos de borda. Além disso, habitats de vales tem uma melhor capacidade de suporte para vegetações em estágios de sucessão tardios e maduros (Boubli et al., 2011).

Em questão da elevação, as 12 localidades conhecidas atualmente de *Brachyteles hypoxanthus* (Strier et al., 2017) estão em altitudes que variam de 230 m a 2892 m, com serras e cadeias montanhosas (Silva Júnior et al., 2010; Boubli et al., 2011; Nemésio, 2012; Aximoff, 2015; Brasil, 2015; Lanna, 2015; Almeida, 2021; Tabacow et al., 2021b; Brasil, 2024a; Brasil, 2024b; Melo & Jerusalinsky, 2024). A área de menor altitude seria o Parque Estadual do Rio Doce que varia entre 230 e 515 m, (Silva Júnior, 2010).

Em contrapartida, 10 dessas localidades possuem relevos acima de 1.000 m de altitude, incluindo o Parque Nacional do Caparaó no estado de Minas Gerais, com o terceiro pico mais alto do país de 2.898 m (Brasil, 2015). Também se tem ocorrência na Serra da Mantiqueira no Parque Nacional do Itatiaia, divisa entre os estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, que possui o quinto pico mais alto do país com 2790 m (Brasil, 2013), onde o grupo de *Brachyteles hypoxanthus* já foi avistado a uma altitude de 1.823 m (Aximoff, 2015).

O índice de intensidade de polarização VH/VV está relacionado com a estrutura da vegetação. Objetos de características verticais, como os troncos das árvores, terão maior interação com as polarizações verticais (VV) (Ponzoni et al. 2012). Porém, polarizações cruzadas como o VH são relacionadas ao retroespelhamento volumétrico, respondendo à densidade de biomassa florestal (Luckman et al., 1997; Saatchi & Rignot, 1997).

O VH já demonstrou captar variações sazonais em florestas decíduas, apresentando um maior retroespelhamento durante as épocas de queda das folhas, provavelmente se mostrando sensível a maior exposição dos galhos nesse período (Rüetschi et al., 2017). Portanto, valores maiores de VH/VV podem estar relacionados a áreas com estruturas florestais mais complexas, em que o espalhamento volumétrico é proeminente devido ao arranjo irregular de galhos e troncos, com diferentes camadas de dossel.

Em se tratando de primatas arborícolas de grande porte, como *Brachyteles hypoxanthus*, dosséis com alta conectividade e substratos com galhos e troncos mais robustos permitem uma locomoção mais segura (Fimbel, 1994). Os miquis são primatas que se locomovem pela

braquiação, portanto necessitam de habitats com galhos e troncos com capacidade de sustentação (Milton, 1984).

Contudo, as bandas C do Sentinel-1 não são capazes de adentrar muito abaixo da copa das árvores, diferente das bandas L e P que possuem uma maior participação de galhos e troncos no retroespalhamento volumétrico (Le Toan et al., 1992). Portanto, se possível, para futuras pesquisas, a utilização de bandas L e bandas P de imagens SAR possivelmente trará resultados mais satisfatórios sobre a influência da biomassa acima do solo.

Considerando a estrutura florestal dos habitats conhecidos de *Brachyteles hypoxanthus*, esse primata tem uma preferência por áreas com estágios de sucessão mais tardios, mas sendo também encontrado em florestas secundárias com abundância de espécies pioneiras (Boubli et al., 2010; Boubli et al., 2011). Sua ocorrência também está correlacionada com uma maior diversidade de espécies arbóreas e a presença de componentes da sua dieta (Silva Júnior et al., 2010). Florestas mais perturbadas são caracterizadas por um maior turnover funcional, o que sugere que o meio abiótico influencia fortemente as dinâmicas temporais dessas espécies arbóreas (Swenson et al., 2012).

A integração das três fontes de dados estabeleceu um modelo condizente de probabilidade de ocorrência de *Brachyteles hypoxanthus* na área, mostrando regiões do fragmento em que não foi possível fazer o registro, mas que eles podem ocorrer. Com essa análise, é possível focalizar os esforços para futuros projetos com *Brachyteles hypoxanthus* na Mata de Peçanha, otimizando tempo e recursos.

Destaca-se que o modelo do presente estudo se limita ao período da coleta de dados, portanto é possível que tenha variações nesses dados de ocorrência em outras épocas do ano. A presença de um grupo de miqui na área pode ser influenciada principalmente pela oferta de frutos, flores e folhas que compõe a sua dieta, havendo uma locomoção de distâncias maiores devido à escassez (Silva Júnior et al., 2010), dependendo da espécie florística, essa oferta pode ter variações sazonais que consequentemente afetaria os pontos de ocorrência dos primatas.

Além disso, para futuras pesquisas seria interessante utilizar uma combinação de múltiplas técnicas de modelagem para obter predições mais consistentes (Araújo & New, 2007; Leroy, 2022). *Brachyteles hypoxanthus* sendo uma espécie ameaçada e com poucos indivíduos em sua população, se tem uma quantidade limitada de registros de ocorrência. Por isso, recomenda-se um ajuste de diferentes modelos bivariados, conduzindo esse conjunto por uma estrutura hierárquica de múltiplas escalas (Lomba et al., 2010).

## Conclusão

Com os resultados aqui apresentados, mostra-se que a integração de dados de imagens espectrais em conjunto com dados de radar e variáveis topográficas podem ser ferramentas eficazes para modelos de distribuição de espécies de primatas. Uma abordagem importante principalmente se tratando de espécies ameaçadas como *Brachyteles hypoxanthus*, cuja coleta de dados *in situ* frequentemente é limitada, por exemplo, pela quantidade de registros. Para *Brachyteles hypoxanthus*, especialmente, determinou-se que variáveis como índices de vegetação extraídos de satélites de imagem espectrais, índices de intensidade de polarização de imagens de radar e características do relevo como elevação e acumulação de fluxo, podem ser parâmetros a se utilizar ao fazer previsões de ocorrência. Essa abordagem tem o poder de auxiliar futuras intervenções de manejo para a conservação da espécie, tanto em Peçanha como em outras localidades, sendo também possível de ser replicada para outras espécies de primatas. Para futuras pesquisas, a incrementação de bandas L e P do Sentinel-1 e um ajuste de diferentes modelos bivariados podem aprimorar essa metodologia, trazendo previsões mais eficazes da relação das variáveis com a ocorrência desses animais.

## Referências

- Ahmed, N., Atzberger, C., & Zewdie, W. (2022). The potential of modeling *Prosopis Juliflora* invasion using Sentinel-2 satellite data and environmental variables in the dryland ecosystem of Ethiopia. *Ecological Informatics*, 68, 101545.
- Almeida, R. F. (2021). Malpighiaceae from the Reserva Biológica da Mata Escura, Minas Gerais, Brazil. *Heringeriana*, 15(1), pp. 67–86.
- Araújo, M. B., & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(1), pp. 42–47. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010>.
- Arroyo-Rodríguez, V., & Fahrig, L. (2014). Why is a landscape perspective important in studies of primates? *American Journal of Primatology*, 909, pp. 901–909.
- ASF DAAC. Alaska Satellite Facility Distributed Active Archive Center. Disponível em: <https://asf.alaska.edu/datasets/daac/alos-palsar/> Acesso em: 01/11/2024.
- Aximoff, I. (2015). Confirmação da ocorrência do muriqui-do-norte (Primates, Atelidae) no Parque Nacional do Itatiaia, Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. *Oecologia Australis*, 18(1), pp. 1-5.
- Bae, S., Levick, S. R., Heidrich, L., Magdon, P., Leutner, B. F., Wöllauer, S., & Müller, J. (2019). Radar vision in the mapping of forest biodiversity from space. *Nature Communications*, 10(1), 4757.
- Barbet-Massin, M., Jiguet, F., Albert, C. H., & Thuiller, W. (2012). Selecting pseudo-absences for species distribution models: How, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution*, 3(2), pp. 327-338.

- Betbeder, J., Laslier, M., Hubert-Moy, L., & others. (2017). Synthetic Aperture Radar (SAR) images improve habitat suitability models. *Landscape Ecology*, 32, pp. 1867–1879. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0546-3>.
- Boubli, J. P., Couto-Santos, F. R., & Mourthé, I. M. C. (2010). Quantitative assessment of habitat differences between northern and southern muriquis (Primates, Atelidae) in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecotropica*, 16(1), pp. 63-69.
- Boubli, J. P., Couto-Santos, F. R., & Strier, K. B. (2011). Structure and floristic composition of one of the last forest fragments containing the critically endangered northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*, Primates). *Ecotropica*, 17(2), pp. 53-69.
- Brasil, ICMBio. (2013). Plano de Manejo do Parque Nacional do Itatiaia. ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Brasília.
- Brasil, ICMBio. (2015). Plano de Manejo do Parque Nacional do Caparaó. ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Brasília.
- Brasil, Peçanha – MG. (2016). *Plano municipal de saneamento básico (PMSB) do município de Peçanha – MG. Relatório final e proposição da minuta de lei do PMSB*. Produto 08/08. Prefeitura Municipal de Peçanha – MG. Peçanha. Disponível em: <<https://app.rios.org.br/index.php/s/LyjtkgmtcYQzPa5?path=%2Fpeçanha-mg>>. Acessado em 04 de nov 2024.
- Brasil, ICMBio. (2024)a. Plano de Manejo da Reserva Biológica Augusto Ruschi. ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Brasília.
- Brasil, ICMBio. (2024)b. Plano de Manejo do Parque Nacional do Alto Cariri. ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Brasília.
- Brown, L., Chen, J. M., Leblanc, S. G., & Cihlar, J. (2000). A shortwave infrared modification to the simple ratio for LAI retrieval in boreal forests: an image and model analysis. *Remote Sensing of Environment*, 71, pp. 16–25.
- Cavada, N., Ciolli, M., Rocchini, D., Barelli, C., Marshall, A. R., & Rovero, F. (2017). Integrating field and satellite data for spatially explicit inference on the density of threatened arboreal primates. *Ecological Applications*, 27(1), pp. 235-243.
- Centoducatte, L. D. (2017). Muriquis e Onde Habitam: Fatores que interferem na distribuição espacial de grupos sociais na Mata Atlântica fragmentada. PhD thesis, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, Brazil.
- Chen, J. M. (1996). Evaluation of vegetation indices and a modified simple ratio for boreal applications. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 22(3), pp. 229-242. DOI: 10.1080/07038992.1996.10855178.
- Chiarello, A. G. (2003). Primates of the Brazilian Atlantic Forest: the influence of forest fragmentation on survival. In: *Primates in fragments: Ecology and conservation* (pp. 99-121). Boston, MA: Springer US.
- Condro, A. A., Prasetyo, L. B., Rushayati, S. B., Santikayasa, I. P., & Iskandar, E. (2021). Predicting hotspots and prioritizing protected areas for endangered primate species in Indonesia under changing climate. *Biology*, 10(2), 154.

- Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V., and Böhner, J. (2015): System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4, *Geosci. Model Dev.*, 8, 1991-2007, doi:10.5194/gmd-8-1991-2015.
- Coops, N. C., Johnson, M., Wulder, M. A., & White, J. C. (2006). Assessment of QuickBird high spatial resolution imagery to detect red attack damage due to mountain pine beetle infestation. *Remote Sensing of Environment*, 103, pp. 67–80.
- COPERNICUS. *Copernicus Programme*. Available at: <https://sentiwiki.copernicus.eu/web/sentiwiki> [Accessed 1 Oct. 2024].
- Culot, L. et al. (2019). ATLANTIC-PRIMATES: A dataset of communities and occurrences of primates in the Atlantic Forests of South America. *Ecology*, Volume 100, Issue 1. <https://doi.org/10.1002/ecy.2525>.
- Datta, D., Dey, M., Neogy, S., Basu Roy, T., Dutta, D., Kundu, A., & Nandi, G. (2021). Assessing vegetation fragmentation and plantation efficiency in an intertidal mudflat of Eastern India using Radar Forest Degradation Index and spatial metrics. *Geocarto International*, 37(25), pp. 9298–9319. <https://doi.org/10.1080/10106049.2021.2017014>.
- Estrada, A., et al. (2017). Impending extinction crisis of the world’s primates: Why primates matter. *Science Advances*, 3(1), e1600946.
- Filipponi, F. (2019). Sentinel-1 GRD Preprocessing Workflow. *Proceedings*, 18(1), 11. <https://doi.org/10.3390/ECRS-3-06201>.
- Fimbel, C. (1994). Ecological correlates of species success in the modified habitats may be disturbance and site-specific: the primates of Tiwai Island. *Conservation Biology*, 1, pp. 106–113. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08010106.x>.
- Fois, M., Cuenca-Lombraña, A., Fenu, G., & Bacchetta, G. (2018). Using species distribution models at local scale to guide the search of poorly known species: Review, methodological issues and future directions. *Ecological Modelling*, 385, pp. 124-132.
- Gamon, J. A., & Surfus, J. S. (1999). Assessing leaf pigment content and activity with a reflectometer. *New Phytologist*, 143, pp. 105–117.
- Gao, B. C. (1996). NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 58(3), pp. 257-266.
- Gitelson, A. A., Kaufman, Y. J., & Merzlyak, M. N. (1996). Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 58(3), pp. 289-298.
- Gonzalez, L., Montes, G., Puig, E., Johnson, S., Mengersen, K., & Gaston, K. (2016). Unmanned aerial vehicles (UAVs) and artificial intelligence revolutionizing wildlife monitoring and conservation. *Sensors*, 16(1), 97. <https://doi.org/10.3390/s16010097>.
- Graipel, M. E., Cherem, J. J., Monteiro-Filho, E. L., & Carmignotto, A. P. (2017). Mamíferos da Mata Atlântica. *Revisões em Zoologia: Mata Atlântica*, 391-482.
- GRASS Development Team. (2024). Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS) Software, Version 2.12.99. Open Source Geospatial Foundation. Available at: <https://grass.osgeo.org>.
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8, pp. 993–1009.

- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, pp. 147–186.
- Hasui, E., Silva, V. X., Cunha, R. G., Ramos, F. N., Ribeiro, M. C., Sacramento, M., ... & Ribeiro, B. R. (2017). Additions of landscape metrics improve predictions of occurrence of species distribution models. *Journal of Forestry Research*, 28, 963-974.
- Hijmans, R. (2024). terra: Spatial Data Analysis. R package version 1.7-78. Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=terra>.
- Hirsch, A., Dias, L. G., Martins, W. P., & Porfírio, S. (2002). Rediscovery of *Brachyteles arachnoides hypoxanthus* at the Fazenda Córrego de Areia, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Primates*, 10(3), pp. 119–122.
- Hoffmann, J., Muro, J., & Dubovyk, O. (2022). Predicting species and structural diversity of temperate forests with satellite remote sensing and deep learning. *Remote Sensing*, 14(7), 1631.
- Howard, C., Stephens, P. A., Pearce-Higgins, J. W., Gregory, R. D., & Willis, S. G. (2014). Improving species distribution models: the value of data on abundance. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(6), 506-513.
- Imran, A. B., Ahmed, S., Ahmed, W., Zia-ur-Rehman, M., Iqbal, A., Ahmad, N., & Ullah, I. (2021). Integration of Sentinel-2 derived spectral indices and in-situ forest inventory to predict forest biomass. *Pakistan Journal of Scientific & Industrial Research Series A: Physical Sciences*, 64(2), pp. 119-130.
- Ingberman, B., Fusco-Costa, R., & Monteiro-Filho, E. L. de A. (2016). A current perspective on the historical geographic distribution of the endangered muriquis (*Brachyteles* spp.): Implications for conservation. *PLoS ONE*, 11(3), e0150906. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150906>.
- JAXA/METI ALOS PALSAR. L1.0. (2011). Disponível em: ASF DAAC, <https://asf.alaska.edu> [Acessado em 20 May 2024].
- Jenson, S. K., & Domingue, J. O. (1988). Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 54(11), pp. 1593-1600.
- Jordan, C. F. (1969). Derivation of leaf-area index from quality of light on the forest floor. *Ecology*, 50, pp. 663–666.
- Lanna, A. M. (2015). *Viabilidade populacional do Muriqui-do-Norte, Brachyteles hypoxanthus (Kuhl, 1820) em área fragmentada*. PhD thesis, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, Brazil.
- Le Toan, T., Beaudoin, A., Riom, J., & Guyon, D. (1992). Relating forest biomass to SAR data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 30(2), pp. 403-411.
- Leroy, B. (2022). Choosing presence-only species distribution models. *Journal of Biogeography*, 00, pp. 1–4. <https://doi.org/10.1111/jbi.14505>.
- Lomba, A., Pellissier, L., Randin, C., Vicente, J., Moreira, F., Honrado, J., & Guisan, A. (2010). Overcoming the rare species modelling paradox: A novel hierarchical framework applied to an Iberian endemic plant. *Biological Conservation*, 143(11), pp. 2647-2657.

- Luckman, A., Baker, J., Kuplich, T. M., Yanasse, C. C. F., & Frery, A. C. (1997). A study of the relationship between radar backscatter and biomass for regenerating tropical forests. *Remote Sensing of Environment*, 60(1), pp. 1-13.
- Lymburner, L., Beggs, P., & Jacobson, C. (2000). Estimation of canopy-average surface-specific leaf area using Landsat TM data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66, pp. 183–191.
- Machado, F. (2012). *Dieta de um grupo de muriquis-do-norte *Brachyteles hypoxanthus* (Kuhl, 1820) (Primates, Atelidae) em um fragmento florestal de Santa Maria de Jetibá, ES, Brasil*. Masters dissertation, Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais, Vitória, Espírito Santo, Brazil.
- Melo, F.R., Jerusalinsky, L., Tabacow, F.P. & Ferraz, D.S. (2018). *Brachyteles hypoxanthus* (Kuhl, 1820). In Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (org.) *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*, vol. 2: Mamíferos. Brasília: ICMBio, pp. 191-196.
- Melo, F.R. (2021). Drones for conservation: new techniques to monitor muriquis. *Oryx*, 55(2), pp.171. doi:10.1017/S0030605321000028.
- Melo, F. R. e L. Jerusalinsky. (2024). Distribuição geográfica e conservação dos muriquis: passado e presente. In: *O Mono*, de Alvaro Aguirre [livro eletrônico], S. L. Mendes e V. de Aguirre (eds.), Instituto Nacional da Mata Atlântica, Santa Teresa, ES. Disponível em: [www.gov.br/inma/pt-br/assuntos/publicacoes/Livro\\_O\\_Mono\\_Alvaro\\_AguirreDigital2verso.pdf](http://www.gov.br/inma/pt-br/assuntos/publicacoes/Livro_O_Mono_Alvaro_AguirreDigital2verso.pdf). Acessado em: 04 de nov 2024.
- Melo, F.R., Boubli, J.P., Mittermeier, R.A., Jerusalinsky, L., Tabacow, F.P., Ferraz, D.S. and Talebi, M. (2021). *Brachyteles hypoxanthus* (amended version of 2019 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T2994A191693399. Available at: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T2994A191693399.en> [Accessed 14 Oct. 2024].
- Milagres, A.P. (2019). *Modelos de nicho ecológico como ferramenta para a conservação do gênero *Brachyteles* (spix, 1823), (Primates: Atelidae)*. PhD thesis, Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brazil.
- Milton, K. (1984). Habitat, diet, activity patterns of free-ranging woolly spider monkeys (*Brachyteles arachnoides* E. Geoffroy 1806). *International Journal of Primatology*, 5, pp.491–514.
- Moraes, B. et al. (2020). Habitat suitability for primate conservation in north-east Brazil. *Oryx*, 54(6), pp.803–813. doi:10.1017/S0030605319001388.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
- Nasirzadehdizaji, R., Sanli, F.B., Abdikan, S., Cakir, Z., Sekertekin, A. and Ustuner, M. (2019). Sensitivity analysis of multi-temporal Sentinel-1 SAR parameters to crop height and canopy coverage. *Applied Sciences*, 9(4), p.655.
- Nemani, R., Pierce, L., Running, S. and Band, L. (1993). Forest ecosystem processes at the watershed scale: sensitivity to remotely sensed leaf area index estimates. *International Journal of Remote Sensing*, 14, pp.2519–2534.

- Nemesio, A. (2012). The western limits of the “Hileia Baiana” for orchid bees, including seven new records for the state of Minas Gerais, eastern Brazil. *Spixiana*, 35(1), pp.109-116.
- Pompeu, J. and de Oliveira Portella, R. (2023). Genetic viability and habitat suitability of the critically endangered southern mურიკი (*Brachyteles arachnoides*) in the Atlantic Forest's fragmented landscapes under land use and climate change scenarios. *Climate Change Ecology*, 5, p.100065.
- Ponzoni, F.J., Shimabukuro, Y.E. and Kuplich, T.M. (2012). *Sensoriamento remoto da vegetação* (2nd ed.). São Paulo: Oficina de Textos.
- Portillo, J.T.M. (2021). Climatic changes effect on the threatened Mურიკის (genus *Brachyteles* Spix, 1823) from the Atlantic Forest of South America. *Revista Biociências*, 27(2), pp.57-66.
- Posit Team (2024). *RStudio: Integrated Development Environment for R*. Posit Software, PBC, Boston, MA. Available at: <http://www.posit.co/>.
- Projeto MapBiomias – Coleção 9 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil, acessado em 20 de set de 2024 através do link: <<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org>>.
- Pulliam, H.R. (2000). On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, 3, pp.349–361.
- QGIS Development Team. (2023). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <<http://qgis.osgeo.org>>.
- R Core Team (2024). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at: <https://www.R-project.org/>.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, 142(6), 1141-1153.
- Rüetschi, M., Schaepman, M.E. and Small, D. (2017). Using multitemporal Sentinel-1 C-band backscatter to monitor phenology and classify deciduous and coniferous forests in northern Switzerland. *Remote Sensing*, 10(1), p.55.
- Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A., Deering, W.D. and Harlan, J.C. (1974). Monitoring the vernal advancement and retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation. Technical Report. *National Aeronautics and Space Administration*, Washington, D.C., USA.
- Saatchi, S.S. and Rignot, E. (1997). Classification of boreal forest cover types using SAR images. *Remote Sensing of Environment*, 60(3), pp.270-281.
- Schuster, C., Förster, M. and Kleinschmit, B. (2012). Testing the red edge channel for improving land-use classifications based on high-resolution multi-spectral satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 33(17), pp.5583–5599. doi:10.1080/01431161.2012.666812.
- Semel, B.P., Karpanty, S.M., Vololonirina, F.F. and Rakotonanahary, A.N. (2019). Eyes in the sky: assessing the feasibility of low-cost, ready-to-use unmanned aerial vehicles to monitor primate populations directly. *International Journal of Primatology*, 91, pp.69–82. doi:10.1159/000496971.

- Silva Junior, W.M., de Melo, F.R., Moreira, L.S., Barbosa, E.F. and Meira-Neto, J.A.A. (2010). Structure of Brazilian Atlantic forests with occurrence of the woolly spider monkey (*Brachyteles hypoxanthus*). *Ecological Research*, 25, pp.25–32.
- Spaan, D., Burke, C., McAree, O., Aureli, F., Rangel-Rivera, C.E., Hutschenreiter, A., Longmore, S.N., McWhirter, P.R. and Wich, S.A. (2019). Thermal infrared imaging from drones offers a major advance for spider monkey surveys. *Drones*, 3(2), p.34. doi:10.3390/drones3020034.
- SNAP – ESA Sentinel Application Platform v5.0. Available at: <http://step.esa.int> [Accessed 14 Oct. 2024].
- Steffens, K.J.E., Sanamo, J., Razafitsalama, J. and Ganzhorn, J.U. (2023). Ground-based vegetation descriptions and remote sensing as complementary methods describing habitat requirements of a frugivorous primate in northern Madagascar: implications for forest restoration. *Animal Conservation*, 26(4), pp.516–530.
- Strier, K.B. and Boubli, J.P. (2006). A history of long-term research and conservation of northern muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*) at the Estação Biológica de Caratinga/RPPN-FMA. *Primate Conservation*, 20, pp.53–63.
- Strier, K.B. et al. (2017). Demographic monitoring of wild muriqui populations: criteria for defining priority areas and monitoring intensity. *PLoS ONE*, 12(12), p.e0188922. doi:10.1371/journal.pone.0188922.
- Sun, Y., Qin, Q., Ren, H., Zhang, T. and Chen, S. (2019). Red-edge band vegetation indices for leaf area index estimation from Sentinel-2/MSI imagery. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 58(2), pp.826–840.
- Swenson, N. G., Stegen, J. C., Davies, S. J., Erickson, D. L., Forero-Montaña, J., Hurlbert, A. H., ... Zimmerman, J. K. (2012). Temporal turnover in the composition of tropical tree communities: functional determinism and phylogenetic stochasticity. *Ecology*, 93(3), 490–499. <https://doi.org/10.1890/11-1180.1>.
- Tabacow, F.P. et al. (2021a). Protocolo padronizado para contagem de indivíduos de *Brachyteles* spp. In: M.M. Valença-Montenegro, F.R. Melo and L. Jerusalinsky (eds.) *Protocolos para Pesquisa e Manejo de Muriquis – Gênero Brachyteles*. Brasília: ICMBio, pp.72.
- Tabacow, F.P., Nery, M.S., Melo, F.R., Ferreira, A.I., Lessa, G. and Strier, K.B. (2021b). Demographic effects of the translocation of a female northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*) in an Atlantic Forest fragment in Minas Gerais, Brazil. *Primate Conservation*, 35, pp.15.
- Talebi, M., Bastos, A. and Lee, P.C. (2005). Diet of southern muriquis in continuous Brazilian Atlantic Forest. *International Journal of Primatology*, 26(5), pp.1175–1186.
- Tillack, A., Clasen, A., Kleinschmit, B. and Förster, M. (2014) ‘Estimation of the seasonal leaf area index in an alluvial forest using high-resolution satellite-based vegetation indices’, *Remote Sensing of Environment*, 141, pp. 52–63.
- Tonolli, S., Dalponte, M., Neteler, M., Rodeghiero, M., Vescovo, L. and Gianelle, D. (2011) ‘Fusion of airborne LiDAR and satellite multispectral data for the estimation of timber volume in the Southern Alps’, *Remote Sensing of Environment*, 115, pp. 2486–2498.

- Tran, D.V. and Vu, T.T. (2020) ‘Combining species distribution modeling and distance sampling to assess wildlife population size: A case study with the northern yellow-cheeked gibbon (*Nomascus annamensis*). *American Journal of Primatology*, 82(9), p. e23169.
- Vanegas, L., Rondón, L. and Paula, G. (2024) glmtoolbox: Set of Tools to Data Analysis using Generalized Linear Models, R package version 0.1.12. Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=glmtoolbox>.
- Vasquez, V.L., de Lima, A.A., dos Santos, A.P. and Pinto, M.P. (2021) ‘Influence of spatial extent on habitat suitability models for primate species of Atlantic Forest’, *Ecological Informatics*, 61, p. 101179.
- Wilson, J.W., Sexton, J.O., Jobe, R.T. and Haddad, N.M. (2013) ‘The relative contribution of terrain, land cover, and vegetation structure indices to species distribution models’, *Biological Conservation*, 164, pp. 170–176.
- Yadav, V.P., Prasad, R., Bala, R. and Srivastava, P.K. (2021) ‘Assessment of red-edge vegetation descriptors in a modified water cloud model for forward modelling using Sentinel 1A and Sentinel 2 satellite data’, *International Journal of Remote Sensing*, 42(3), pp. 794–804. doi: 10.1080/2150704X.2020.1823035.

**APÊNDICE A – ÍNDICES EXTRAÍDOS DAS IMAGENS DE SENTINEL -1,  
SENTINEL-2 E DO MODELO DIGITAL DE ELEVAÇÃO (MDE).**

| <b>Sigla</b>  | <b>Índices/variáveis</b>     | <b>Algoritmo</b>                           | <b>Descrição</b>   | <b>Origem</b> | <b>Referência</b>              |
|---------------|------------------------------|--|--|---------------|--------------------------------|
| $\sigma_{VV}$ | Banda sigma (VV)             | -  | Banda sigma com polarização VV   | Sentinel-1    | Copernicus (2024)              |
| $\sigma_{VH}$ | Banda sigma (VH)             | -  | Banda sigma com polarização VH   | Sentinel-1    | Copernicus (2024)              |
| $\beta_{VV}$  | Banda beta (VV)              | -  | Banda beta com polarização VV  | Sentinel-1    | Copernicus (2024)              |
| $\beta_{VH}$  | Banda beta (VH)              | -  | Banda beta com polarização VH  | Sentinel-1    | Copernicus (2024)              |
| $\gamma_{VV}$ | Banda gama (VV)              | -  | Banda gama com polarização VV  | Sentinel-1    | Copernicus (2024)              |
| $\gamma_{VH}$ | Banda gama (VH)              | -  | Banda gama com polarização VH  | Sentinel-1    | Copernicus (2024)              |
| VV/VH         | VV/VH                        | $\sigma_{VV}/\sigma_{VH}$                  | Razão de intensidade das polarizações lineares VV e VH                                   | Sentinel-1    | Nasirzadehdizaji et al. (2019) |
| VH/VV         | VH/VV                        | $\sigma_{VH}/\sigma_{VV}$                  | Razão de intensidade das polarizações lineares VH e VV                                   | Sentinel-1    | Nasirzadehdizaji et al. (2019) |
| RVI           | Índice de Vegetação de Radar | $4\sigma_{VH}/(\sigma_{VV} + \sigma_{VH})$ | Mapeamento da cobertura vegetal. Varia de 0 (nenhuma cobertura) a 4 (100% de cobertura). | Sentinel-1    | Nasirzadehdizaji et al. (2019) |

| <b>Sigla</b> | <b>Índices/variáveis</b>                 | <b>Algoritmo</b>  | <b>Descrição</b>   | <b>Origem</b> | <b>Referência</b>   |
|--------------|--|---|--|---------------|---------------------|
| RFDI         | Índice de degradação florestal por radar | $(\sigma_{VV} - \sigma_{VH}) / (\sigma_{VV} + \sigma_{VH})$ | Análise estrutura florestal, cobertura de dossel e biomassa. Polarização modificada. | Sentinel-1    | Datta et al. (2021) |
| B1           | Banda 1                                  | -   | Aerossol   | Sentinel-2    | Copernicus (2024)   |
| B2           | Banda 2                                  | -   | Azul   | Sentinel-2    | Copernicus (2024)   |
| B3           | Banda 3                                  | -   | Verde  | Sentinel-2    | Copernicus (2024)   |
| B4           | Banda 4                                  | -   | Vermelho   | Sentinel-2    | Copernicus (2024)   |
| B5           | Banda 5                                  | -   | Red Edge 1   | Sentinel-2    | Copernicus (2024)   |
| B6           | Banda 6                                  | -   | Red Edge 2   | Sentinel-2    | Copernicus (2024)   |
| B7           | Banda 7                                  | -   | Red Edge 3   | Sentinel-2    | Copernicus (2024)   |
| B8           | Banda 8                                  | -   | Infravermelho próximo  | Sentinel-2    | Copernicus (2024)   |
| B8A          | Banda 8A                                 | -   | Red Edge 4   | Sentinel-2    | Copernicus (2024)   |
| B9           | Banda 9                                  | -   | Vapor de água  | Sentinel-2    | Copernicus (2024)   |
| B10          | Banda 10                                 | -   | Cirrus   | Sentinel-2    | Copernicus (2024)   |
| B11          | Banda 11                                 | -   | SWIR 1 – infravermelho médio (NIR)   | Sentinel-2    | Copernicus (2024)   |

| <b>Sigla</b> | <b>Índices/variáveis</b>                      | <b>Algoritmo</b>                             | <b>Descrição</b>   | <b>Origem</b> | <b>Referência</b>   |
|--------------|---|--|--|---------------|---------------------|
| B12          | Banda 12                                      | -  | SWIR 2   | Sentinel-2    | Copernicus (2024)   |
| SR           | Razão simples                                 | B8/B4  | Índice relacionado com a quantidade de vegetação verde, baseado no princípio de absorção de raios vermelhos e infra-vermelhos. | Sentinel-2    | Jordan (1969)       |
| SRC          | Razão simples corrigido                       | $SR(1 - ((B11 - B11min)/(B11max - B11min)))$ | Modificação do SR com a banda NIR, tendo mais sensibilidade com a área foliar.   | Sentinel-2    | Brown et al. (2000) |
| MSR          | Razão simples modificado                      | $((B8/B4) - 1)/((B8/B4)^{1/2} + 1)$          | Lineariza a relação entre o índice e os parâmetros biofísicos  | Sentinel-2    | Chen (1996)         |
| NDVI         | Índice de Vegetação por Diferença Normalizada | $(B8 - B4) / (B8 + B4)$                      | Estima a quantidade de vegetação usando as bandas de vermelho e infravermelho próximo. Varia de -1 a 1.                        | Sentinel-2    | Rouse et al. (1974) |

| <b>Sigla</b> | <b>Índices/variáveis</b>                                   | <b>Algoritmo</b>                               | <b>Descrição</b>  | <b>Origem</b> | <b>Referência</b>     |
|--------------|--|--|---|---------------|-----------------------|
| NDVIre       | Índice de Vegetação da Diferença Normalizada pelo Red Edge | $(B7 - B6)/(B7 + B6)$                          | Variação do NDVI que envolve as bandas Red Edge que são sensíveis a clorofila e atividade fotossintética. | Sentinel-2    | Sun et al. (2019)     |
| NDVIc        | Índice de Vegetação por Diferença Normalizada Corrigido    | $NDVI(1 - ((B11 - B11min)/(B11max - B11min)))$ | Modificação do NDVI com a banda NIR, tendo mais sensibilidade com a área foliar.                          | Sentinel-2    | Nemani et al. (1993)  |
| GNDVI        | Índice de Vegetação por Diferença Normalizada do Verde     | $(B8 - B3)/(B8 + B3)$                          | Faixa dinâmica mais ampla que o NDVI, sensível a concentrações de clorofila.                              | Sentinel-2    | Gitelson (1996)       |
| RR           | Razão de reflectância                                      | B11/B4   | Substitui a banda do NIR por MIR no SR que é mais sensível para distinguir estruturas florestais.         | Sentinel-2    | Tonolli et al. (2011) |
| RGR          | Razão do Vermelho e Verde                                  | B4/B3  | Índice de quantidade de antocianina, sensível a pigmentos foliares.                                       | Sentinel-2    | Gamon & Surfus (1999) |

| <b>Sigla</b> | <b>Índices/variáveis</b>                      | <b>Algoritmo</b>  | <b>Descrição</b>  | <b>Origem</b> | <b>Referência</b>       |
|--------------|---|---|---|---------------|-------------------------|
| NDWI         | Índice de Água da Diferença Normalizada       | $(B4 - B11)/(B4 + B11)$                                 | Sensível a quantidades de água líquida nas área foliar.   | Sentinel-2    | Gao (1996)              |
| RGI          | Índice de Vermelho e Verde                    | $(B3 - B4)/(B3 + B4)$                                   | Sensível a mudanças na coloração das folhas de verde a vermelho.  | Sentinel-2    | Coops et al. (2006)     |
| SLAVI        | Índice de vegetação da área específica foliar | $B8/(B4 + B11)$   | Estima a área foliar.   | Sentinel-2    | Lymburner et al. (2000) |
| Elev         | Elevação                                      | -   | Elevação medida com as curvas de nível do relevo  | MDE           | ASF DAAC, 2024          |
| TPI          | Índice de Posição Topográfica                 | $focal(x, w=3, fun=\lambda(x) \sum(abs(x[-5]-x[5]))/8)$ | Média da diferença dos valores de uma célula e suas 8 células vizinhas. Calculada pela função “terrain” | MDE           | Hijmans (2024)          |
| Decliv       | Declividade                                   | -   | Declividade do relevo. Calculada pela função “terrain”.   | MDE           | Hijmans (2024)          |
| Aspect       | Aspecto                                       | Se a decliv= 0, aspect = 0.5* pi radiano.               | Direção da inclinação em relação ao norte.  | MDE           | Hijmans (2024)          |

| <b>Sigla</b> | <b>Índices/variáveis</b> | <b>Algoritmo</b>   | <b>Descrição</b>  | <b>Origem</b> | <b>Referência</b>             |
|--------------|--------------------------|--|---|---------------|-------------------------------|
| Flowdir      | Direção do fluxo         | A célula a direita da célula focal é 1, a debaixo é 2, assim por diante.                                       | Direção da maior depressão na elevação.                       | MDE           | Hijmans (2024)                |
| FlowAcc      | Acumulação de fluxo      | Calcula a acumulação de fluxo a partir da direção de fluxo usando um Memory-Efficient Flow Accumulation (MEFA) | Traça a quantidade de drenagem por cada célula.               | MDE           | GRASS Development Team (2024) |
| DrainAcc     | Drenagem de fluxo        | -  | Calcula o caminho de menor resistência para drenagem de água. | MDE           | GRASS Development Team (2024) |

## APÊNDICE B – CÓDIGO ELABORADO NO RSTUDIO PARA O MODELO LINEAR GENERALIZADO

```

Autores: Diogo Nepomuceno Cosenza e Jade Cristine Soares
##Script extract index ##
#1. packages
library(terra)
#2. Buffer
#for points of occurrence
bufferocc <- buffer(vector, radius, quadsegs=10, capstyle="round",
                    jointstyle="round", mitrelimit=NA, singlesided=FALSE)
#for Pseudoabsences
pseudo_absences <- sample_pseudoabs(
  data = dataframe of occ points,
  x = "x_utm",
  y = "y_utm",
  n = 300, # Replace with your desired number of pseudo-absences
  method = c('geo_const', width = '200'), # Specify buffer width in map units
  rlayer = rlayer,
  maskval = NULL,
  calibarea = area)
# Create a SpatVector from the pseudo-absence points data frame
pseudoabs <- vect(pseudo_absences, geom = c("x_utm", "y_utm"), crs = crs(area))
#Buffer pseudoabs points
bufferaus <- buffer(pseudoabs, radius, quadsegs=10, capstyle="round",
                   jointstyle="round", mitrelimit=NA, singlesided=FALSE)
#3. Extract points values
b1 <- rast("./R/ path_to_bandfile ")
b2 <- rast("./path_to_bandfile")
...
b12 <- rast("./path_to_bandfile ")
#Emsemble all bands#
im <- c(b1, b2, b3, b4, b5, b6, b7, b8, b8A, b9, b11, b12)
pocc_values <- extract(im, bufferocc, fun=mean, method="simple", exact=TRUE)
pabs_values <- extract(im, bufferaus, fun=mean, method="simple", exact=TRUE)
print(pabs_values)

```

```

#4. Sentinel-2 indices
#Simple ratio
SR <- b8/ b4
#NDVI
NDVI <- (b8- b4)/( b8+ b4)
#Modified simple ratio (MSR)#
MSR <- ((b8/b4)-1)/((b8/b4)^1/2 + 1)
#Reflectance Ratio (RR) ##
RR <- b11/b4
#Normalized difference water index (NDWI) #
NDWI <- (b4 - b11)/(b4 + b11)
#Specific leaf area vegetation index (SLAVI) #
SLAVI <- (b8)/(b4 + b11)
#Red Green Ratio (RGR) #
RGR <- (b4)/(b3)
#Red Green index (RGI) #
RGI <- (b3 - b4)/(b3 + b4)
#Green Normalized difference vegetation index (GNDVI) #
GNDVI <- (b8 - b3)/(b8 + b3)
#Normalized canopy index (NCI) #
NCI <- (b11 - b3)/(b11 + b3)
#Corrected simple ratio (SRC) #
x <- (b11 - b11min)/(b11max - b11min)
SRC <- SR * (1 - x)
#Corrected normalized difference vegetation index (NDVIC) #
NDVIC <- NDVI * (1 - ((b11 - b11min)/(b11max - b11min)))
#NDVI-re
NDVIre <- (b7 - b6)/(b7 + b6)
#5. Terrain indices
dem <- terra::rast("./path_to_DEM")
decliv <- terrain(dem, v = 'slope', neighbors = 8, unit = "degrees")
aspect <- terrain(dem, v = 'aspect', neighbors = 8)
rugos <- terrain(dem, v = 'roughness', neighbors = 8)
tpi <- terrain(dem, v = 'TPI', neighbors = 8)
tri <- terrain(dem, v = 'TRI', neighbors = 8)
flow <- terrain(dem, v = 'flowdir', neighbors = 8)

```

```

#6. Sentinel-1 indices
#emsemble rasters
im2 <- c(sigma_vv, sigma_vh, beta_vv, beta_vh, gama_vv, gama_vh)
# Extract buffer values
pocc_values_s1 <- extract(im2, bufferocc, fun=mean, method="simple", exact=TRUE)
pabs_values_s1 <- extract(im2, bufferaus, fun=mean, method="simple", exact=TRUE)
# Extract Indices
VHa <- pocc_values_s1$sigma_vh
VVa <- pocc_values_s1$sigma_vv
#Radar Vegetation Index (RVI)
pocc_values_s1$RVI <- (4*pocc_values_s1$sigma_vh)/(pocc_values_s1$sigma_vv +
pocc_values_s1$sigma_vh)
#Polarization intensity ratios
pocc_values_s1$VH_VV <- (VHa/VVa)
pocc_values_s1$VV_VH <- (VVa/VHa)
pocc_values_s1$RFDI <- (VVa - VHa) / (VVa + VHa)

## Script GLM ##
#1. Packages
library(glmtoolbox)
library(terra)
#2. Functions
filter.metric <- function(data, cv.min= 0.05, cut=0.05, yvar="tot_v",
                          keep.vars= NULL, identify=T){

  #data      = the dataset used
  #yvar      = the response
  #cv.min    = the minimum coeficient of variation that is allowed for the predictors
  #var.min   = the minimum variance that is allowed for the predictors
  #keep.vars = the columns to be fixed (not considered in this filtering). Usually the response!
  #identify  = If TRUE, the function will show the filtered predictors.

  # building the data.frame having only the candidate predictors
  x.cand <- data[,-which(names(data)== c(yvar,keep.vars))]
  #building an object to store the predictors to be removed
  removed.1 <- c()

```

```

#Computing variance for each predictor
#s2 <- apply(x.cand, 2, var)
#computing the coefficient of variation in absolute values, because some predictors might be
negative
cv <- apply(x.cand, 2, function(x){abs(sd(x)/mean(x))})
#identifying if 95% of its observations are equal (boxplot stats were used in the computations)
box.r <- apply(x.cand, 2, function(x){
  box.rage <- boxplot.stats(x)$stats
  box.rage[2] == box.rage[4]
})
#recording the variables to be removed based on s2 and cv
removed.1 <- c(removed.1, names( which(cv <= cv.min |box.r == T )))
print(paste0("REMOVED VARIABLES WITH VERY LOW VARIATION (CV < ",cv.min, " and
95% of equal observations):"))
print(removed.1)
print(summary(data[,removed.1]))
#Filtering out
x.cand <- x.cand[ , !(names(x.cand) %in% removed.1)]
#Now, filtering the redundant metrics (correlation equal or higher than 99%)
#Computing the correlation
r2 <- cor(x.cand)^2
#Grouping the metrics using tree clustering
hc <- hclust(dist(r2))
#Defining the clusters in the height 0.01
cut3 <- cutree(hc, h = cut)
removed.2 <- c()
print(paste0("GROUPS OF REDUNDANT VARIABLES (Cor >=", 1-cut, "):"))
#Getting the first variable from each cluster (if there is more than one variable).
for(i in 1:max(cut3)){
  x.i <- names(which(cut3==i))
  if(length(x.i) >1){
    print(x.i)
    #Storing the removed variable
    removed.2 <- c(removed.2, x.i[-1])
  }
}

x.cand <- x.cand[ , !(names(x.cand) %in% removed.2)]

y <- as.data.frame(data[,yvar])
names(y) <- yvar
data <- cbind(y,x.cand)

```

```

print("ONLY THE FIRST VARIABLE OF EACH GROUP WAS KEPT IN THE DATASET!")
  x.cand <- x.cand[ , !(names(x.cand) %in% removed.2)]
  y <- as.data.frame(data[,yvar])
names(y) <- yvar
data <- cbind(y,x.cand)
  if(identify==T){
    return(c(removed.1,removed.2))
  }else{
    #Presenting the new data.frame
    return(data)} }

## Function to fit OLS model and return the estimates (see details inside)
fit.glm <- function(y.var, x.var, train, test, pred.test=T, pred.train=T){
  #y.var = the name of the response in the training and testing dataset
  #x.var = the name of the predictors in the training and testing dataset
  #train = the training dataset
  #test = the testing dataset
  #pred.test, pred.train = Shall be the test and train data be predicted (T or F)?
  #building the formula
  form <- paste(y.var, '~', paste(x.var, collapse=' + '))
  #Fitting model
  reg <- glm(form , data=train, family=binomial(link='logit'))
  prob.train <- predict(reg, newdata = train, type='response')
  Yest.train <- round(prob.train , 0)
  prob.test <- predict(reg, newdata = test, type='response')
  Yest.test <- round(prob.test , 0)
  #Predicting...
  result <- list(Yest.train=Yest.train,
                Yest.test= Yest.test,
                Model=reg)
  return(result)}

```

```

#Function to run repated k-fold cross-validation
kFCV <- function(y.var, x.var, k=5, rep=5, data=dt, size=NULL, replacement=F, fit.FUN=fit.glm){
  #y.var = the name of the response
  #x.var = a string with the name of the predictors in the data
  #k = the number of folds
  #rep = the number of times the KFVC is repeated
  #data = the dataset to make the samples.
  #size = the number of observations that is sampled with replacement from the dataset in each
  # repetition of the kFCV. It considers the whole data observation as default.
  #fit.FUN= a function that train the model a predict to the training and testing dataset.
  # It must return a list containing two vectors, the predictions for the training
  # "Yest.train and for the testing data "Yest.train".
  require(caret)
  #simplifying the data.frame by selcting only the used variables
  data <- data[,c(y.var,x.var)]
  # Restarting the vector of estimations.
  est.r <- c()
  obs.r <- c()
  OE.test <- list() #lists for Observed and Estimated values
  OE.train <- list()
  ## repetitions
  for(r in 1:rep){
    #Sampling the dataset in each repetition
    if(is.null(size)){data.r <- data}else{
      data.r <- data[sample(1:nrow(data), size=size, replace = replacement), ]
    }
    l.data <- nrow(data.r)
    ## Defining the random elements for each fold without replacement
    # Creating a vector of not-random groups
    group <- rep(1:k, len=l.data)
    # Reordering the groups randomly
    group <- group[sample(x=l.data, size=l.data, replace = F)]
    OE.train.r <-list()
    OE.test.r <-list()
  }
}

```

```

#Cross-validation
for(i in 1:k ){
  # Splitting the data.r
  id <- which(group == i) #defining the fold's id's
  k.train <- data.r[-id, ]
  k.test <- data.r[id, ]
  #getting estimates from the fitted model
  est <- fit.FUN(y.var, x.var, train=k.train, test=k.test)
  ##appending the estimates and observed values in the repetition lists
  #Training
  OE.train.r$est <- c(OE.train.r$est, est$Yest.train)
  OE.train.r$obs <- c(OE.train.r$obs, as.numeric(k.train[, y.var])-1)
  #testing
  OE.test.r$est <- c(OE.test.r$est, est$Yest.test)
  OE.test.r$obs <- c(OE.test.r$obs, as.numeric(k.test[, y.var])-1)}

# the estimates and observed values in the lists in the main list
OE.train$est <- c(OE.train$est, OE.train.r$est)
OE.train$obs <- c(OE.train$obs, OE.train.r$obs)
OE.test$est <- c(OE.test$est, OE.test.r$est)
OE.test$obs <- c(OE.test$obs, OE.test.r$obs)}
conf.train <- confusionMatrix(as.factor(OE.train$est), as.factor(OE.train$obs))
conf.test <- confusionMatrix(as.factor(OE.test$est), as.factor(OE.test$obs))
#computing training and testing errors
acc.train <- sprintf("%.2f", conf.train$overall[1])
acc.test <- sprintf("%.2f", conf.test$overall[1])
#computing training and testing errors
kappa.train <- sprintf("%.2f", conf.train$overall[2])
kappa.test <- sprintf("%.2f", conf.test$overall[2])
result <- list()
result$metrics <- data.frame(acc.train=acc.train, acc.test=acc.test,
                             kappa.train=kappa.train, kappa.test=kappa.test)
result$conf.m.train <- conf.train
result$conf.m.test <- conf.test
return(result)
}

```

```
#3. Data input
dt <- #data_tablefile
#Turning presence variable as factor
dt$presenca <- as.factor(dt$presenca)
#Removen variables with low variability and strong correlation
dt <- filter.metric(data= dt, yvar="presenca",
                    cv.min= 0.05,cut=0.10, identify=F)
#4. Modelling
reg <- glm(presenca ~. , data=dt, family=binomial(link='logit'))
#stepwise selection for glm
a <- stepCriterion(reg, direction="forward", criterion="p-value", test="lr")
#Model building
fo <- paste('presenca', a$final)
reg <- glm(fo , data=dt, family=binomial(link='logit'))

#5. Model avaluation
dt2 <- reg$model
a <- kFCV(y.var=names(dt2)[1], x.var=names(dt2)[-1], k=nrow(dt2), rep=1,
         data=dt2, size=NULL, replacement=F, fit.FUN=fit.glm)

#6. Principal Component Analysis (PCA)
pca <- prcomp(dt2[,-1], scale.=T, center = T)

#6. Predition model
modelpred <- terra::predict(rasters, reg, type="response")
#rasters = emsemble rasters from the variables used
```