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

**INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM, DO HISTÓRICO DE
PERTURBAÇÃO, DA QUALIDADE DA VEGETAÇÃO E DE VARIÁVEIS
AMBIENTAIS SOBRE A OCORRÊNCIA DOS SAUÁS NA MATA ATLÂNTICA,
BRASIL**

ARON SILVAROLLI FERNANDES



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

**INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM, DO HISTÓRICO DE
PERTURBAÇÃO, DA QUALIDADE DA VEGETAÇÃO E DE VARIÁVEIS
AMBIENTAIS SOBRE A OCORRÊNCIA DOS SAUÁS NA MATA ATLÂNTICA,
BRASIL**

ARON SILVAROLLI FERNANDES

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

Orientador: Milton Cezar Ribeiro
Coorientadora: Lisieux Franco Fuzessy

F363i

Fernandes, Aron Silvarolli

Influência da estrutura da paisagem, do histórico de perturbação, da qualidade da vegetação e de variáveis ambientais sobre a ocorrência dos sauás na Mata Atlântica, Brasil / Aron Silvarolli Fernandes. -- Rio Claro, 2024
49 p. : tabs., fotos, mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro

Orientador: Milton Cezar Ribeiro

Coorientadora: Lisieux Franco Fuzessy

1. Ecologia da paisagem. 2. Primatas. 3. Callicebus nigrifrons. 4. Biologia da conservação. I. Título.

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

Essa ficha não pode ser modificada.

Impacto potencial desta pesquisa

Este trabalho pretende contribuir com o Objetivo do Desenvolvimento Sustentável 15 (Vida Terrestre), que visa proteger, restaurar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerenciar florestas de forma sustentável, combater a desertificação e deter e reverter a degradação da terra. Destaca-se também, a importância de prevenir a perda de biodiversidade freando a extinção de espécies animais. Isso implica em implementar medidas de conservação específicas para proteger as espécies. Os registros de ocorrência de espécies ajudam a monitorar a biodiversidade. Isso é fundamental para entender as mudanças nas populações de animais ao longo do tempo e identificar áreas críticas para conservação. Portanto, fornecemos dados valiosos que podem apoiar os esforços de conservação e manejo sustentável da espécie.

Potential impact of this research

This work aims to contribute to Sustainable Development Goal 15 (Life on Land), which seeks to protect, restore, and promote the sustainable use of terrestrial ecosystems, manage forests sustainably, combat desertification, and halt and reverse land degradation. It also emphasizes the importance of preventing biodiversity loss by curbing the extinction of animal species. This entails implementing specific conservation measures to protect these species. Species occurrence records help monitor biodiversity, which is crucial for understanding changes in animal populations over time and identifying critical areas for conservation. Therefore, we provide valuable data that can support conservation efforts and sustainable species management.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM, DO HISTÓRICO DE PERTURBAÇÃO, DA QUALIDADE DA VEGETAÇÃO E DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS SOBRE A OCORRÊNCIA DOS SAUÁS NA MATA ATLÂNTICA, BRASIL

AUTOR: ARON SILVAROLLI FERNANDES

ORIENTADOR: MILTON CEZAR RIBEIRO

COORDINADORA: LISIEUX FRANCO FUZESSY

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

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

Documento assinado digitalmente
 **MILTON CEZAR RIBEIRO**
Data: 04/12/2023 17:52:54-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. FABIANO RODRIGUES DE MELO (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Florestal / Universidade Federal de Viçosa

Documento assinado digitalmente
 **FABIANO RODRIGUES DE MELO**
Data: 04/12/2023 15:48:54-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. MÍRIAM PLAZA PINTO (Participação Virtual)
Departamento de Ecologia / Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Documento assinado digitalmente
 **MÍRIAM PLAZA PINTO**
Data: 04/12/2023 11:30:48-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Rio Claro, 22 de novembro de 2023

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar, aos meus pais, Silvana e Esmael. Sem eles, nada seria possível, portanto, obrigado por todo apoio incondicional que sempre me deram durante toda minha vida. Sou grato também a minha família por todo o apoio que sempre me deram nesses anos.

Agradeço a minhas amigas por todo o apoio, pelas risadas, pela companhia e pela parceria neste período de mestrado, sou muito grato a todos os momentos que tivemos juntos, especialmente a Aya, Catarina, Fernanda, Francielli, Julia e Victória. Agradeço também a minha namorada Júlia Faria pela companhia, suporte, carinho e amor durante esse tempo.

Um outro grande agradecimento para todas as pessoas do Laboratório de Ecologia de Espacial e Conservação que auxiliaram na coleta de dados e fizeram companhia nos campos: Ananda, Franciane, Fulbert, Jean, Juliana, Sandy, Tainá, Viviane e Urucum.

Gostaria também de gratificar meus orientadores, Miltinho e Lica, que foram essenciais para o desenvolvimento desse trabalho e ao meu desenvolvimento como cientista. Também agradecer a todas as outras pessoas que me auxiliaram com o andamento da minha pesquisa, Carla, Felipe e Maurício.

Agradeço também ao processo nº 2013/50421-2, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP); processo nº 2020/01779-5, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP); processo nº 2021/08322-3, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP); processo nº 2021/08534-0, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP); processo nº 2021/10195-0, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP); processo nº 2021/10639-5, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP); processo nº 2022/10760-1, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP); ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (processos #442147/2020-1; #440145/2022-8; #402765/2021-4; #313016/2021-6; #440145/2022-8), e à UNESP pelo suporte financeiro ao projeto. Este estudo contou com a colaboração de infraestrutura e apoio da Rádio Observatório Pierre Kaufmann, localizada na cidade de Atibaia, São Paulo. A Rádio Observatório Pierre Kaufmann é uma instituição mantida e operada pela Universidade Presbiteriana Mackenzie por meio do Centro Mackenzie de

Radioastronomia e Astrofísica (CRAAM) em colaboração com o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Agradecemos gentilmente ao Guilherme Alaia por todo o apoio que dá à equipe do PELD CCM. Este estudo é parte do *Center for Research on Biodiversity Dynamics and Climate Change*, o qual é financiado pela FAPESP. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

As atividades humanas estão entre as principais ameaças à biodiversidade, especialmente para espécies arborícolas especializadas em florestas, como os sauás (família Pitheciidae). Estudos recentes demonstraram que a perda de habitat devido à fragmentação florestal e a baixa qualidade da vegetação influenciam negativamente a ocorrência de espécies. Porém, a maior parte desses estudos testaram os efeitos dos fatores que afetam a ocorrência das espécies separadamente. Sendo assim, como um avanço no conhecimento, testamos, isoladamente e conjuntamente, a influência da estrutura da paisagem, qualidade da vegetação, histórico de perturbação e de fatores ambientais na ocorrência de sauás (*Callicebus nigrifrons*). O estudo foi realizado no Corredor Cantareira-Mantiqueira da Mata Atlântica. Pesquisamos a ocorrência dos sauás em 72 sítios utilizando a metodologia de playback. Para aferir o efeito das métricas sobre a ocorrência dos sauás, ranqueamos nossos modelos pelo poder de explicação, e encontramos que a cobertura florestal (250m) em conjunto com a altitude, compôs o melhor modelo para explicar a presença dos animais nos fragmentos. As variáveis de conectividade funcional e do Índice de Integridade da Paisagem Florestal (FLII) tiveram importância secundária. A variável do histórico de perturbação pelo fogo (utilizando a área média queimada nos últimos 20 anos em um raio de 500m), parece não ter importância para prever a ocorrência dos sauás. Nossos resultados mostram que remanescentes florestais em grandes altitudes são importantes para a conservação dos sauás, além de corroborar outros estudos do gênero que relacionam a cobertura florestal à maior presença de primatas. O nosso trabalho tem o potencial de ajudar na conservação da espécie *Callicebus nigrifrons*, que está classificada como Quase Ameaçada na Lista Vermelha da IUCN.

Palavras-chave: Ecologia de paisagem; primatas; *Callicebus nigrifrons*; biologia da conservação

ABSTRACT

Human activities are among the main threats to biodiversity, especially for species specialized in forests, such as titi monkeys (subfamily Callicebinae). Recent studies have shown that habitat loss due to forest fragmentation and low vegetation quality negatively influence species occurrence. However, most of these studies tested the effects of factors affecting species occurrence separately. Therefore, as a step forward, we tested, individually and in combination, the influence of landscape structure, vegetation quality, disturbance history and environmental factors on the occurrence of titi monkeys belonging to the species *Callicebus nigrifrons*. The study was conducted in the Cantareira-Mantiqueira corridor of the Atlantic Forest. We investigated the occurrence of titi monkeys in 72 sites using reproductive stimuli through the playback methodology. To assess the impact of metrics on the occurrence of black-fronted titi monkeys, we ranked our models based on their explanatory power. We found that the combination of forest cover (250m) and altitude constituted the most effective model for explaining the presence of these animals in the fragments. The functional connectivity variables and the Forest Landscape Integrity Index (FLII) were deemed of secondary importance. Furthermore, the variable related to fire disturbance history (average area burned in the last 20 years within a radius of 500m) appears to have no significance in predicting the occurrence of black-fronted titi monkeys. Our results show that forest remnants at high altitudes are important for the conservation of titi monkeys, in addition to corroborating other studies that link forest cover to a greater presence of primates. We hope that our work will help in conservation efforts for the species *Callicebus nigrifrons*, which is classified as Near Threatened on the IUCN Red List.

Keywords: landscape ecology; primates; *Callicebus nigrifrons*; conservation biology

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	10
2 OBJETIVOS	14
3 ESPÉCIE DE ESTUDO.....	16
4 MATERIAL E MÉTODOS	18
4.1 Área de estudo	18
4.2.1 <i>Análise das Paisagens</i>	20
4.2.2 <i>Qualidade da Vegetação.....</i>	21
4.2.3 <i>Histórico de Perturbação.....</i>	21
4.2.4 <i>Altitude.....</i>	22
4.3 Coleta de dados	22
4.4 Análise de dados	23
5 RESULTADOS	25
5.1 Variáveis individuais.....	25
5.1.1 <i>Cobertura florestal.....</i>	25
5.1.2 <i>Conectividade funcional</i>	26
5.1.3 <i>Índice de Integridade da Paisagem Florestal.....</i>	27
5.1.4 <i>Histórico de perturbação</i>	28
5.1.5 <i>Altitude.....</i>	29
5.2 Modelos concorrentes.....	30
6 DISCUSSÃO	33
7 CONCLUSÃO.....	37
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	38
APÊNDICE A – TABELA DE CAMPO	46
APÊNDICE B - TESTES DE CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE AS VARIÁVEIS TESTADAS	49
APÊNDICE C - SIMULAÇÃO DE MONTE-CARLO DE MORAN I.....	50

1 INTRODUÇÃO

O efeito de atividades humanas, como, por exemplo, a transformação de habitats naturais devido ao uso da terra para agricultura e pecuária e a rápida urbanização alteram a paisagem original, possivelmente diminuindo a quantidade e qualidade dos recursos vitais para a manutenção da biodiversidade (Metzger et al. 2009). Dentre as diversas consequências dessas atividades, destaca-se a perda de habitat, um processo que afeta o ecossistema (Martensen et al., 2012; Pardini et al., 2009) e que pode influenciar uma variedade de respostas ecológicas, incluindo movimento animal (Fahrig, 2007), interações entre espécies (Polis et al. 2004) e funções ecológicas (Lovett et al. 2005). Em geral, paisagens antropizadas experimentam variados históricos de perturbação que provocam variação da quantidade de habitat, tamanho e isolamento das manchas, conectividade e qualidade do habitat. Fatores que impactam a ocorrência de espécies e suas densidades populacionais (Benchimol e Peres, 2013).

Sabe-se que a perda de habitat é um dos principais processos causadores da diminuição de biodiversidade (Newbold et al., 2016). Devido a esta perda, as espécies de animais dependentes de formações florestais estão cada vez mais obrigadas a habitar paisagens modificadas pelo homem. Nestes casos, a porção de floresta remanescente está inserida em uma matriz de cobertura antrópica que nem sempre tem a capacidade de sustentar as espécies florestais (Watling et al. 2011; Galan-Acedo et al. 2019a; Hendershot et al., 2020). As espécies mais afetadas pelas alterações da paisagem são as que necessitam de florestas mais conservadas para realizar suas atividades básicas, pois os recursos oferecidos pela matriz circundante podem não ser suficientes (Henle et al. 2004). Dentre as espécies que dependem fortemente das formações florestais, encontram-se 94% dos primatas não humanos do mundo (Galan-Acedo et al. 2019b) e, levando em consideração todos os primatas não humanos, aproximadamente 60% das espécies estão ameaçadas de extinção, e as principais causas estão relacionadas a perda de hábitat: mudança do uso do solo por atividades agrícolas e corte e retirada de madeira (Estrada et al., 2017). Entretanto, as consequências de paisagens modificadas sobre as espécies precisam ser mais bem compreendidas, particularmente para essas espécies com alta dependência florestal.

No caso específico dos primatas neotropicais, em sua maioria especialistas florestais, sua susceptibilidade à perda de habitat é bastante reconhecida (Sales et al., 2015; Pozo-Montuy et al., 2011). A falta de estruturas arbóreas muitas vezes afeta diretamente o forrageamento, descanso e reprodução desses animais (Chapman & Peres, 2001; Pontes & Soares, 2005). Além disso, há ainda efeitos negativos para a dispersão e frugivoria, processos ecológicos nos quais essas espécies estão envolvidas (Chapman & Oederdonk, 1998; Dew & Wright, 1998). Esses efeitos impactam a estrutura, composição e viabilidade de toda a comunidade associada a esses processos (Chapman, 1996; Bueno et al., 2013). Portanto, é importante entender quais fatores influenciam a ocorrência dos primatas, pois sua presença pode estar relacionada não só ao tamanho e ao isolamento do fragmento (Wieczkowski, 2004), mas também a quantidade de habitat remanescente, além de outros elementos onde tais remanescentes estão inseridos - incluindo conectividade, cobertura florestal, integridade florestal, qualidade da estrutura do habitat e de variáveis ambientais (Benchimol e Peres, 2013; da Silva et al. 2015; Galán-Acedo et al., 2019b; Grantham et al., 2020; Gestich et al. 2019; Wilians et al., 2021).

Uma combinação de clima, topografia e solo são determinantes primários da distribuição das plantas, por exemplo, de modo que variáveis como estrutura da vegetação e produtividade exibem padrões complexos em regiões mais altas (Brown, 2001), e estes são fatores que podem afetar diretamente a distribuição de espécies de primatas neotropicais. Portanto, variáveis ambientais, como o relevo, também podem ser decisivas para a presença de primatas neotropicais, como os de gêneros *Callicebus* (Hilário, 2013). Consequentemente, os modelos de distribuição de espécies são afetados por fatores abióticos e bióticos (Bannar-Martin 2014; Pavoine et al. 2011). Desta forma, as condições ambientais atuais e históricas também são importantes preditores da estrutura e distribuição da comunidade de primatas, embora a importância relativa destas variáveis varie entre regiões e espécies (Beaudrot e Marshall 2019; Korstjens et al. 2018). Beaudrot e Marshall (2019) observaram que a altitude era uma das principais variáveis para explicar a semelhança das comunidades de primatas nas florestas tropicais africanas. No caso da Mata Atlântica, a altitude ainda pode influenciar nas características e na quantidade de floresta presente uma vez que as altitudes mais elevadas da região são historicamente mais preservadas e intactas em termos de vegetação (Silva et al., 2007), configurando-se como um fator que pode determinar a maior presença de primatas em regiões de maior altitude.

Outras variáveis ambientais, como temperatura e precipitação, também podem afetar a dinâmica do fogo na região da Mata Atlântica (Singh e Huang, 2022), outro fator que pode ser prejudicial à ocorrência de primatas nesta região.

A perturbação pelo fogo é outro aspecto importante que pode influenciar a ocorrência de primatas na região. Em áreas compostas por paisagens voltadas à agropecuária, o fogo pode ser utilizado pela população local para limpeza de pastagem (removendo vegetação indesejada) e preparo do terreno para agricultura (para limpar áreas antes do plantio) (Jacques, 2003; Goldammer, 2017). Em muitos casos esse fogo pode espalhar para as áreas de mata e causar danos à vegetação nativa. Estes focos de incêndio podem afetar a fauna local diretamente (embora em menor grau) e indiretamente (através da perda de habitat). Portanto, o efeito do fogo depende principalmente da mobilidade das espécies estudadas (Frizzo et al., 2011; Cochrane, 2002). A Mata Atlântica é extremamente suscetível ao fogo, pois perturba processos ecológicos, destrói árvores e ameaça espécies não adaptadas a esses distúrbios (Hardesty et al., 2005). Por isso, a importância de considerar o histórico de perturbação local (com base em focos de incêndio) como um fator para explicar os padrões de ocorrência de espécies dependentes da floresta em áreas perturbadas, o que pode ser o caso dos sauás na Mata Atlântica.

O histórico do local, os distúrbios antropogênicos e as características de história de vida também podem influenciar a persistência desses primatas em manchas de florestas neotropicais (Benchimol e Peres, 2013). A qualidade do habitat, utilizando como parâmetro a idade da floresta, demonstrou ser um bom proxy para a ocupação de primatas do gênero *Callicebus* (por exemplo Costa-Araújo et al., 2021). Outros aspectos locais que também podem influenciar a presença de primatas incluem a disponibilidade de alimento, composição florística e a estratificação florestal (Kasecker, 2006). Carretero-Pizon e colaboradores (2017), por exemplo, encontraram que a presença de árvores frutíferas influenciou positivamente a abundância de primatas do gênero *Callicebus*. A integridade da floresta pode ser outro fator importante para prever a biodiversidade, como demonstrado em outros estudos, associando florestas mais intactas a maior biodiversidade, podendo ser útil para explicar a ocorrência de primatas (Gibson et al., 2011; Betts et al., 2017).

Os primatas do gênero *Callicebus* são comumente conhecidos como sauás ou guigós e sua ocorrência pode ser utilizada como modelo para testar a persistência em resposta às mudanças da paisagem, pois estes animais habitam regiões

altamente exploradas e povoadas do Brasil, principalmente no bioma da Mata Atlântica. A espécie alvo do estudo, *Callicebus nigrifrons*, habita a região sudeste do Brasil (com exceção do Espírito Santo) (Byrne et al., 2016). Essa espécie possui uma dieta predominantemente frugívora, complementada por folhas, e variação sazonal bem-marcada em sua dieta, aumentando o consumo de outros itens em épocas de seca (Caselli e Setz, 2011); vivem em pequenos grupos familiares contendo entre 2 e 6 indivíduos (Bicca-Marques & Heymann, 2013) e são primatas de pequeno porte (massa corporal adulta < 1,5 kg). Esses primatas também dispõem de um repertório vocal complexo (Müller e Anzenberg, 2002) e demonstram propensão para responder vocalmente aos estímulos de reprodução por meio de playbacks (Gestich et al. 2019). E, assim como outras espécies de primatas neotropicais, são especialistas-arborícolas e diretamente afetados pelo desmatamento (Sales et al., 2015).

Devido a perda de habitat, fragmentação florestal e processos associados serem apontadas como os principais determinantes em efeitos negativos sobre os sauás (ver Arroyo-Rodríguez et al., 2016; Costa-Araújo et al., 2021), acredita-se que, a partir de variáveis de paisagem - p.ex. a cobertura florestal, conectividade funcional - podemos estimar a probabilidade de ocorrência desses primatas florestais em paisagens fragmentadas. Dessa forma, investigar quais atributos da paisagem, em conjunto com a qualidade da vegetação, histórico de perturbação pelo fogo e variáveis ambientais, contribuem para a estimativa da probabilidade de ocorrência de *Callicebus nigrifrons*.

2 OBJETIVOS

O presente estudo tem como objetivo principal avaliar os efeitos de variáveis de paisagem, do histórico de perturbação pelo fogo, da qualidade da vegetação e do ambiente sobre a ocorrência dos sauás. Abaixo, apresentamos os objetivos específicos, bem como a representação gráfica das expectativas dos efeitos das variáveis sobre os sauás (Figura 1):

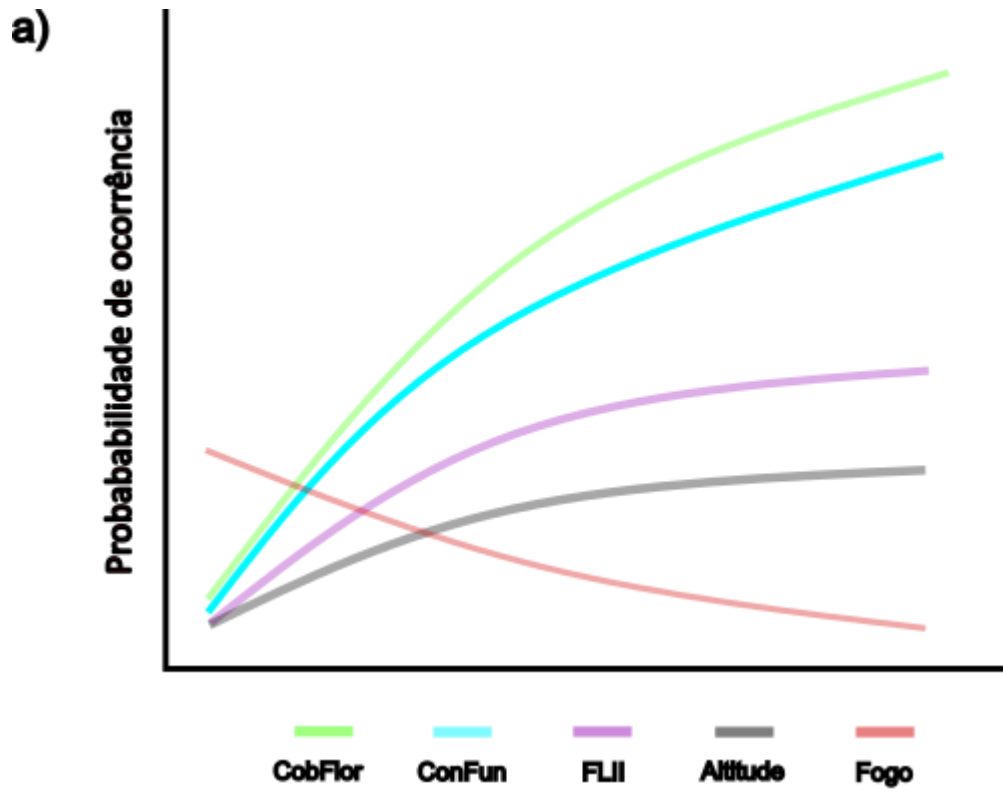
a) avaliar se as variáveis de paisagem, conectividade funcional (*ConFun*) e a cobertura florestal (%) (*CobFlor*), explicam a ocorrência dos sauás na região do Cantareira-Mantiqueira;

b) avaliar se a variável de qualidade de vegetação, com base no Índice de Integridade da Paisagem Florestal (FLII), explica a ocorrência dos sauás na região do Cantareira-Mantiqueira;

c) avaliar se o histórico de perturbação, quantificando a média da área queimada anualmente por incêndios (Fogo), explica a ocorrência dos sauás na região do Cantareira-Mantiqueira;

d) avaliar se fatores ambientais, utilizando a altitude (m), explica a ocorrência dos sauás na região do Cantareira-Mantiqueira.

Figura 1 - a) relação entre nossas variáveis testadas e nossos resultados esperados em relação à probabilidade de ocorrência dos sauás. b) contribuição relativa esperada de cada variável para a ocorrência dos sauás. As barras pretas são um efeito positivo, a barra vermelha, efeito negativo. CobFlor: Cobertura Florestal; ConFun: Conectividade Funcional; FLII: Índice de Integridade da Paisagem Florestal.



Fonte: gerados pelo autor

3 ESPÉCIE DE ESTUDO

Atualmente, três gêneros (*Callicebus*, *Cheracebus* e *Plecturocebus*) abarcam os primatas neotropicais popularmente chamados de “sauás” ou “guigós”. Esses três gêneros em conjunto são os mais diversos e extensamente distribuídos da família Pitheciidae (Byrne et al., 2016), com distribuição geográfica englobando grande parte da Floresta Amazônica e Mata Atlântica, e partes da Caatinga, do Chaco e do Pantanal (Hershkovitz, 1988; 1990; Aquino, 2013; Silva Júnior et al., 2013). São animais de pequeno a médio porte, pesando entre 1kg e 2kg (Byrne et al., 2016), pelagem longa com coloração variável entre as espécies, sem dimorfismo sexual evidente, com cauda não preênsil, (Hershkovitz, 1988; 1990; Eisenberg & Redford, 1989; Nowak & Walker, 1999; Mittermeier et al., 2013), dentes incisivos inferiores longos e estreitos adaptados à frugivoria (Rosenberger, 1980; Mittermeier et al., 2013) e osso hióide desenvolvido possibilitando uma vocalização potente (Ankel-Simons, 2010; Mittermeier et al., 2013).

No presente, são reconhecidas cinco espécies do gênero *Callicebus*: *Callicebus personatus*, *Callicebus coimbrai*, *Callicebus barbarabrownae*, *Callicebus melanochir* e *Callicebus nigrifrons* (Byrne et al., 2016). Endêmicas do Brasil, essas espécies estão distribuídas do nordeste ao sudeste brasileiro, sendo encontradas ao sul do Rio São Francisco em manchas florestais na Caatinga e Mata Atlântica, seguindo ao sul pela Mata Atlântica nos estados da Bahia, Espírito Santo e Rio Janeiro, a oeste até os rios Paraná e Paranaíba, e chegando sul até o Rio Tietê no estado de São Paulo (Byrne et al., 2016).

Os animais do gênero *Callicebus* são considerados arborícolas quadrúpedes, deslocam-se sem o auxílio da cauda (Lawler et al. 2006). Outras características incluem: monogamia, vida em grupos familiares compostos pelo casal reprodutor e até quatro filhos (Norconk, 2007). A área de vida é pequena, porém apresenta variação entre os trabalhos publicados, de 4,7ha para *C. personatus* até 24ha para *C. melanochir* (Kinzey & Becker, 1983; Müller, 1995). Esses animais utilizam vocalizações para delimitação de espaço de modo que reforcem a área de vida dos grupos (Robinson, 1979).

A espécie *C. nigrifrons* apresenta pelagem alaranjada em todo o corpo, com mãos, pés e orelhas pretas e a face escura, até a linha média das orelhas (Figura 2) (van Roosmalen et al. 2002). A dieta está pautada em um maior consumo de frutos

complementado por folhas, com variação sazonal bem marcada (Caselli e Setz, 2011). A espécie está incluída na categoria de Quase Ameaçada na Lista Vermelha da Fauna Ameaçada do Estado de São Paulo de 2008 (Bressan et al., 2009), não se encontra na lista nacional em critério de ameaça (Melo et al., 2015), e de acordo com a lista da IUCN é considerada quase ameaçada em nível global (Jerusalinsky et al., 2020). Essa espécie ocorre em uma área ampla do sudeste brasileiro, incluindo o norte do estado de São Paulo, sul de Minas Gerais e oeste do Rio de Janeiro. É a espécie com distribuição mais ao sul em comparação às outras espécies do grupo (Byrne et al., 2016).

Figura 2 - Sauá (*Callicebus nigrifrons*) sob a vegetação



Fonte: Paula Dutra

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A região de pesquisa está localizada na área de abrangência do bioma Mata Atlântica, região noroeste do Estado de São Paulo, e onde um projeto de Pesquisa Ecológica de Longa Duração no Corredor Cantareira-Mantiqueira (PELD CCM) vem sendo realizado desde 2014. O PELD CCM conta com uma equipe de aproximadamente 50 estudantes de graduação e pós-graduação e 15 professores. As universidades parceiras do projeto são: Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), Universidade de São Paulo (USP), Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), Universidade Federal de Goiás (UFG), Universidade Federal de Alfenas (Unifal) e Universidade de Mogi das Cruzes (UMC). O PELD CCM está sendo realizado em uma área que corresponde a aproximadamente 727 mil hectares e integra 42 municípios. A região de estudo inclui parte dos dois maiores maciços de vegetação nativa contínua de Mata Atlântica: Serras da Cantareira e da Mantiqueira, bem como do Corredor Ecológico Cantareira-Mantiqueira, o qual tem como objetivo conectar essas duas grandes áreas florestais (Rodrigues, 2008).

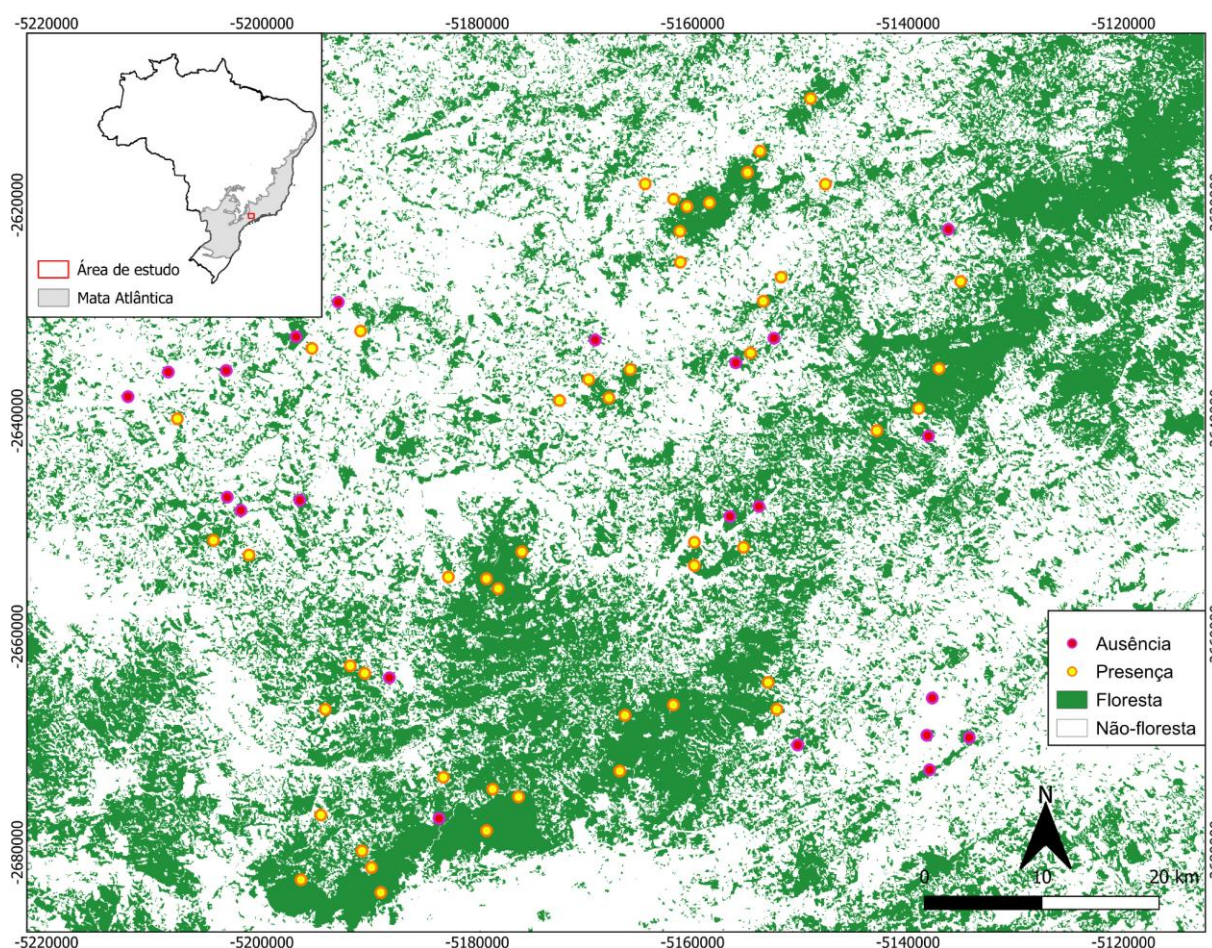
Na região, estão localizadas cinco unidades de conservação de proteção integral: Parque Estadual da Cantareira, Parque Estadual de Itaberaba, Parque Estadual de Itapetinga, Parque Estadual Aberto Löfgren e o Monumento Natural da Pedra Grande; e três unidades de Uso Sustentável: a Área de Proteção Ambiental do Sistema Cantareira, a Área de Proteção Ambiental Bairro da Usina e a Floresta Estadual de Guarulhos. Além das áreas protegidas, as principais paisagens da região são representadas por mosaicos compostos de pastagem, silvicultura, agricultura, áreas urbanas e áreas em regeneração. A vegetação nativa na região de estudo corresponde a 35% da área do PELD-CCM a qual, em sua maior parte, se encontra em estágio secundário de sucessão, regenerada após intensos ciclos do cultivo de café até o final do século XIX. Além das áreas de vegetação nativa, as áreas de agricultura e pastagem (43%), áreas urbanas (11%) e plantações de eucalipto (6%) são as matrizes antrópicas predominantes na região (Montagnana, 2018).

O clima na região é classificado como mesotérmico e úmido com verão chuvoso e inverno seco (Cwa de Koeppen), em que os meses com temperaturas médias mais

elevadas ocorrem entre janeiro e fevereiro ($\sim 23^{\circ}\text{C}$) e os meses com temperaturas mais reduzidas ocorrendo entre junho e julho ($\sim 16,6^{\circ}\text{C}$). A região apresenta um relevo montanhoso a altamente montanhoso e sua elevação varia de 600 a 2000 m. A pluviosidade média anual na região é de aproximadamente 1500 mm, o clima é subtropical úmido, com período quente e úmido durante os meses de outubro a março (Montes, 2005).

Nessa área do Corredor Cantareira-Mantiqueira, foram selecionados 72 sítios amostrais distantes ao menos 1km entre eles (Figura 3). Esses sítios foram escolhidos com base no gradiente de cobertura florestal (variando de 7 a 100%) em um raio de 500m. Esses sítios também apresentam variações nos outros preditores: conectividade funcional, histórico de perturbação pelo fogo, qualidade da vegetação e altitude.

Figura 3 - Localização e disposição dos sítios de amostragem no PELD CCM.



Fonte: dados da pesquisa

4.2 Métricas de paisagem multi-escala, qualidade de vegetação e histórico de perturbação

4.2.1 Análise das Paisagens

Para realizar o cálculo das métricas de paisagem, utilizamos o mapeamento realizado pelo MapBiomas Coleção 6.0 (Projeto MapBiomas, 2021), cujo tamanho do pixel é de 30m. No presente estudo utilizamos apenas uma classe chamada de “Florestas”, a qual inclui tanto a vegetação com estrutura arbórea como áreas naturais regeneradas com idade superior a 10 anos. Neste estudo realizamos uma análise exploratória adicional buscando a melhor escala de efeito para explicar a ocorrência dos sauás, desenvolvendo, dessa forma, uma análise multi-escala. No caso da métrica de cobertura florestal, calculamos a porcentagem de floresta (*CobFlor*) em torno de cada sítio amostral, localizado dentro dos fragmentos florestais, utilizando as seguintes escalas: 250, 500, 750, 1000, 1500, 2000, 3000 e 4000m (Ver Gestich et al., 2019). Seleccionamos a escala com maior poder de explicação com base no valor do coeficiente de determinação (R^2).

Para a métrica de conectividade funcional, na qual calculamos a quantidade de floresta funcionalmente conectada aos fragmentos focais da amostragem, utilizamos uma abordagem diferente da utilizada para cobertura florestal. Seguindo o mesmo procedimento utilizado por Martensen et al. (2012), calculamos a quantidade (adicional) de floresta funcionalmente conectada (*ConFun*) aos fragmentos focais onde ocorreram as amostragens, e, para tanto, usamos as seguintes capacidades potenciais de cruzamentos das matrizes (*gap crossing*): 30 e 90 metros. Esses valores foram utilizados devido ao tamanho do pixel da base de dados utilizada (30m). Não utilizamos valores maiores, pois, a partir de 150m, os fragmentos ficam altamente conectados, tornando-se um grande contínuo de floresta. Outra razão para esses valores é a escassez de dados sobre movimentação do gênero na matriz, portanto utilizamos valores baseados na movimentação pela matriz de outro primata neotropical (Pozo-Mounty et al., 2013). Os valores da métrica são dados em hectares, equivalente ao tamanho dos fragmentos conectados com os valores de *gap crossing* citados. Novamente, realizamos uma análise exploratória com a finalidade de identificar qual a melhor métrica de *ConFun* contribuiu para a explicação da ocorrência de Sauás, considerando os valores de *gap crossings* indicados. Novamente, apenas

a métrica de *ConFun* com maior valor de coeficiente de determinação (R^2) foi utilizada. Essas métricas foram calculadas no software R 4.2.3 (R Core Team, 2023), com o uso dos pacotes *landscapmetrics* (Hesselbarth et al., 2019) e com o aplicativo computacional LSMetrics, desenvolvido pelo Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação - https://github.com/LEEClab/LS_METRICS.

4.2.2 Qualidade da Vegetação

A métrica de qualidade de vegetação que utilizamos foi o Índice de Integridade da Paisagem Florestal (FLII). Essa métrica foi elaborada por Grantham e colaboradores (2020), e integra dados sobre a extensão de florestas (toda vegetação lenhosa com altura superior a 5 m). Essa métrica avaliou as pressões humanas observadas (por exemplo, obras de infraestrutura) que podem ser mapeadas diretamente, usando base de dados atuais, além de outras pressões humanas inferidas (por exemplo, extração de materiais florestais) que ocorrem em associação com aqueles que são observados, mas não podem ser mapeados diretamente. Avaliou também as pressões de alterações na conectividade florestal, para criar o Índice de Integridade da Paisagem Florestal (FLII), que descreve o grau de modificação da floresta para o início de 2019. O tamanho do pixel utilizado para essa métrica foi de 300m. O FLII varia de 0 (menor integridade) a 10 (maior integridade) e, segundo os autores, o índice pode ser categorizado em três níveis: baixa ($\leq 6,0$); média ($> 6,0$ e $< 9,6$); e alta integridade ($\geq 9,6$)

4.2.3 Histórico de Perturbação

Para avaliar o histórico de perturbações pelo fogo das áreas, utilizamos os dados do MapBiomas Fogo Coleção 2.0 (Projeto MapBiomas, 2023) cujo tamanho do pixel utilizado é de 30m. Calculamos a área queimada por incêndio em cada ponto amostral num raio de 500m entre 2003 e 2022 usando o software R e o pacote *landscapmetrics* (Hesselbarth et al., 2019). Depois de calculada a área queimada em cada ponto anualmente, calculamos a área média queimada durante os 20 anos de coleta. Selecionamos esse tamanho de raio (500m), pois a identificação da escala adequada de efeito do histórico de distúrbios na biodiversidade ainda é escassa; portanto, decidimos selecionar 500m ao redor do sítio amostral, que inclui tanto a área

de floresta, quanto a área de matriz, pois isso aumenta a chance de estimarmos focos de incêndio próximos aos registros dos sauás.

4.2.4 Altitude

Os valores de altitude, retirados dos pontos dentro dos fragmentos, foram obtidos utilizando o software QGIS versão 3.30.0-s-Hertogenbosch (QGIS, 2023). Utilizamos modelos digitais de elevação retirados da “Shuttle Radar Topography Mission” (Farr et al., 2007) com resolução de 90m.

4.3 Coleta de dados

Para a coleta de dados, utilizamos o método de playback para registrar a presença dos primatas nos fragmentos. A reprodução dos playbacks ocorreu entre março de 2022 e novembro de 2023, realizados em 59 dias de campo. Os estímulos foram reproduzidos uma hora após o nascer do sol e conduzidos por cinco horas consecutivas, horário que os sauás estão mais vocalmente ativos (Melo & Mendes, 2000; Caselli & Setz 2007; Bicca-Marques & Heymann 2013). Em dias com má condição de tempo, não eram realizados os procedimentos do playback devido à influência de ruídos de vento ou da chuva atrapalharem a reprodução. Os sons foram transmitidos usando um reproduutor de áudio conectado a um alto-falante portátil. Usamos um alto-falante Anchor MiniVox (Anchor, Carlsbad, CA) (faixa de resposta de frequência: 100–15000 Hz, potência de saída: 30 W, SPL máximo: 109 db), que cobre o espectro de frequência das vocalizações de *C. nigrifrons* e atinge o mesmo nível das emissões naturais de duetos de espécies. Ajustamos o volume do alto-falante para um nível o mais próximo possível das emissões naturais, percebidas pela audição humana, e mantivemos esse valor constante durante todo o estudo. Durante cada tentativa, tocava-se o estímulo enquanto monitora-se as reações dos primatas para registrar a presença no ponto de coleta (dentro dos fragmentos florestais), aguardando vocalizações ou aproximações dos animais. Durante esse tempo, ficávamos em silêncio, abaixados e sem realizar movimentos bruscos. Em cada ponto de amostragem, foi reproduzida uma vocalização da espécie por 1 minuto seguida por 2 min em silêncio, logo após, repetimos vocalização mais uma vez e aguardamos por 5 minutos pelas respostas dos animais (Gestich, 2016). Em cada ponto de coleta

contávamos com uma imagem de satélite da região, além de estarmos atentos a direção da qual o som das vocalizações vinha. Esses cuidados foram tomados para não considerarmos presença do mesmo grupo em pontos cuja distância era pequena (entre 1 e 2 km), portanto nossos pontos de presença só eram computados caso a espécie vocalizasse de dentro do fragmento cujo ponto estava localizado. Adicionalmente a este método de coleta, também utilizamos os métodos de avistamentos, pois a equipe do PELD CCM esteve presente nos 180 sítios amostrais do projeto e, quando estes eram avistados nestes pontos, também consideramos como presença. Os pontos cuja presença dos sauás não foi detectada eram revisitados mais 2 vezes com um intervalo mínimo de 14 dias, totalizando 3 visitas em cada ponto de ausência.

4.4 Análise de dados

Para analisar a influência da paisagem, da qualidade da vegetação, do histórico de perturbação e da variável ambiental na ocorrência de *Callicebus nigrifrons*, foram criados modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição binomial. Geramos dois grupos de modelos, sendo o primeiro composto por modelos univariados e o segundo combinando duas das variáveis explanatórias (i.e. modelos multivariados; Ver Tabela 1). Como ocorrência dos sauás utilizamos o valor 1 e, para representar ausência, o valor 0. Utilizamos uma abordagem por modelos concorrentes (Burnham & Anderson, 2002) para ordenar os modelos por poder de explicação da variável resposta (ocorrência dos sauás). A variável cobertura florestal foi a variável escolhida para os modelos compostos, pois foi a que apresentou o maior valor de R^2 , portanto a nossa melhor variável dentre as testadas. Para comparar os modelos usamos o critério de informação de Akaike (AIC), modelos com valores de $\Delta AIC < 2$ e peso de evidência ($wAIC$) > 0 foram considerados igualmente plausíveis. Usamos o pacote *bbmle* (Bolker, 2022) no R versão 4.2.3 (R Core Team, 2023) para comparar e pesar os modelos. Usando esses métodos analíticos, quantificamos a influência de cada preditor em sua forma original. Um modelo nulo também foi incluído na lista de modelos concorrentes, representando a ausência de efeito. Também utilizando o software R versão 4.2.3 (R Core Team, 2023), calculamos o coeficiente de correlação de Pearson para testarmos a correlação entre as variáveis. Para checar se havia autocorrelação espacial na ocorrência dos sauás, nós calculamos o Índice Global de

Moran I através de simulações de Monte-Carlo utilizando os pacotes *pgirmess* (Giraudoux, 2018), *spdep* (Bivand & Wong, 2018) e *sp* (Pebesma & Bivand, 2005).

Tabela 1 - Modelos univariados e compostos testados com a abordagem de modelos concorrentes. FLII = Índice de Integridade da Paisagem Florestal.

Modelos univariados	Modelos compostos
M1: $y \sim \text{Cobertura florestal (\%)}$	M6: $y \sim \text{Cobertura florestal (\%) + FLII}$
M2: $y \sim \text{Conectividade funcional}$	M7: $y \sim \text{Cobertura florestal (\%) + Conectividade funcional}$
M3: $y \sim \text{FLII}$	M8: $y \sim \text{Cobertura florestal (\%) + Área queimada (\%)}$
M4: $y \sim \text{Área queimada (\%)}$	M9: $y \sim \text{Cobertura florestal (\%) + Altitude (m)}$
M5: $y \sim \text{Altitude (m)}$	
M0: $y \sim 1$ (Nulo)	

Fonte: dados da pesquisa

5 RESULTADOS

No período de março de 2022 a novembro de 2023, foram visitados 72 pontos. Destes sítios, os sauás estavam presentes em 50 deles (69,44%) e ausentes em 22 (30,56%) (Figura 3). Contando os pontos de ausência revisitados foram realizadas 133 visitas aos 72 pontos de coleta.

Nenhuma das variáveis testadas apresentou forte correlação ($r < 0,7$) (ver anexo B) e não detectamos autocorrelação espacial na ocorrência dos sauás (ver anexo C).

5.1 Variáveis individuais

5.1.1 Cobertura florestal

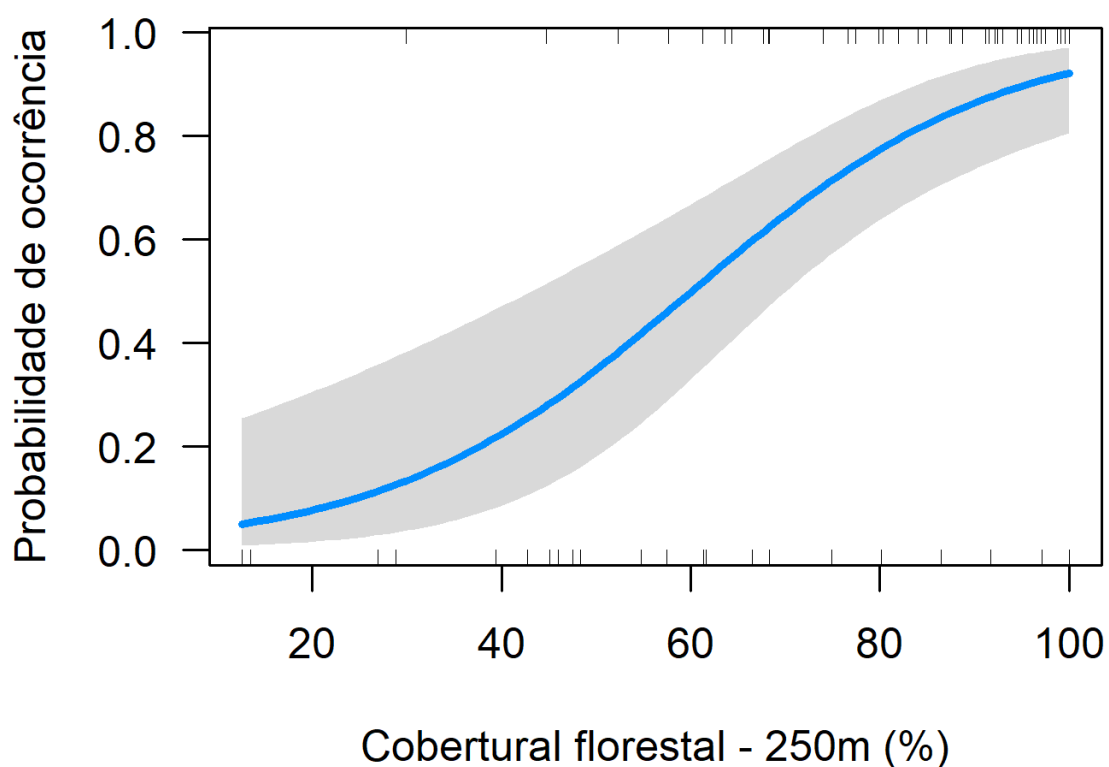
Para todas as escalas (de 250m a 4000m) das coberturas florestais testadas, observou-se uma relação positiva entre a quantidade de floresta e a ocorrência dos sauás. Porém, o valor da escala que melhor explicou a ocorrência dos sauás foi a de 250m (Tabela 2) (Figura 4), com um coeficiente de determinação (R^2) de 0,30 e $p = < 0,001$. A cobertura florestal no raio de 250m variou de 12,6% a 100%.

Tabela 2 - Escalas testadas para a cobertura florestal (%)

Escala	R^2	p
Cobertura florestal - 250m	0,30	< 0,001
Cobertura florestal - 500m	0,24	< 0,001
Cobertura florestal - 750m	0,19	< 0,001
Cobertura florestal - 1000m	0,19	< 0,001
Cobertura florestal - 1500m	0,22	< 0,001
Cobertura florestal - 2000m	0,24	< 0,001
Cobertura florestal - 3000m	0,22	< 0,001
Cobertura florestal - 4000m	0,18	< 0,001

Fonte: dados da pesquisa

Figura 4 - Gráfico de probabilidade de ocorrência (eixo y) dos sauás em relação à variável cobertura florestal (250m) (eixo x). Os traços na parte inferior representam as ausências, e os traços na parte superior representam as presenças.



Fonte: dados da pesquisa

5.1.2 Conectividade funcional

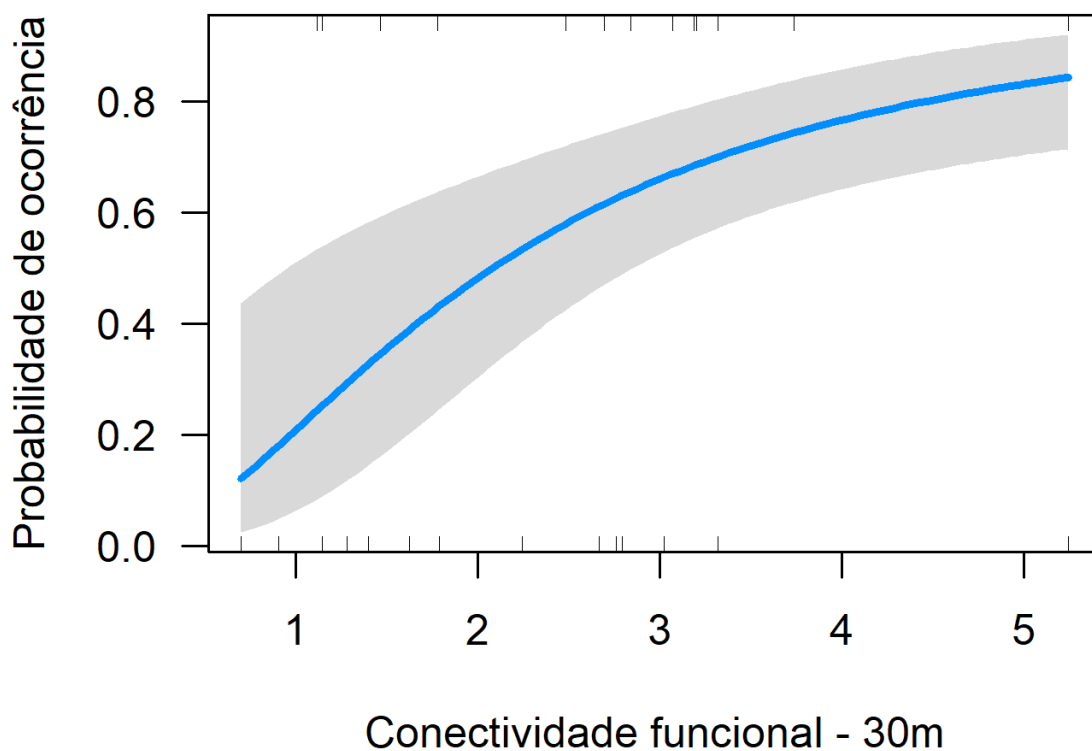
Para todas as capacidades potenciais de cruzamentos das matrizes testadas (*gap crossing*), 30 e 90 metros, constatou-se uma relação positiva entre a conectividade funcional (dada em logaritmo comum dos valores em hectares) e a ocorrência dos sauás. Entretanto, o valor de *gap crossing* que melhor explicou a ocorrência dos sauás foi o de 30m (Tabela 3) (Figura 5), com um coeficiente de determinação (R^2) de 0,19 e $p = < 0,001$.

Tabela 3 - Escalas testadas para a conectividade funcional

Escala	R^2	p
Conectividade funcional - 30m	0,19	< 0,001
Conectividade funcional - 90m	0,13	< 0,001

Fonte: dados da pesquisa

Figura 5 - Probabilidade de ocorrência dos sauás em relação à conectividade funcional (*gap crossing* de 30m). Os traços na parte inferior representam as ausências, e os traços na parte superior representam as presenças.

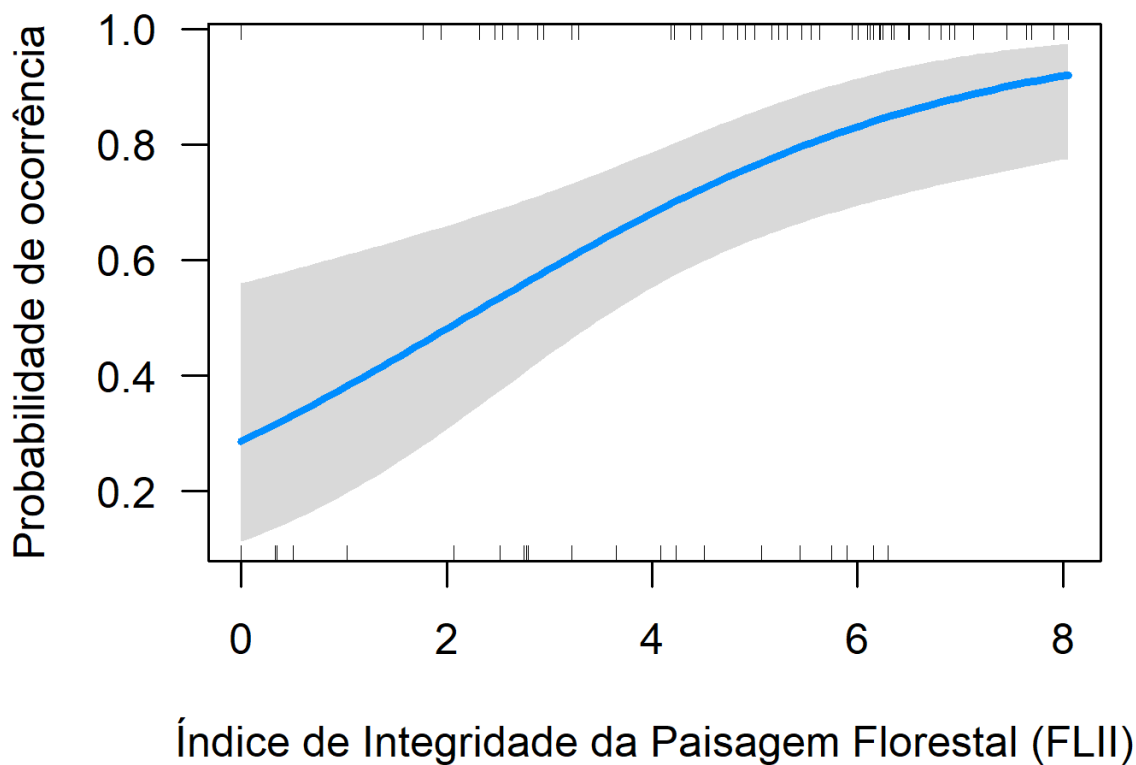


Fonte: dados da pesquisa

5.1.3 Índice de Integridade da Paisagem Florestal

A variação do Índice de Integridade da Paisagem Florestal (FLII) em relação à ocorrência dos primatas mostrou-se positiva (Figura 6) e significativa com valor de $p = 0,001$, com um coeficiente de determinação (R^2) de 0,13. Os valores do FLII variaram de 0 a 7,644 para os sítios visitados, com nenhum dos sítios entrando na categoria de alta integridade ($\geq 9,6$).

Figura 6 - Gráfico de probabilidade de ocorrência dos sauás em relação à variável FLII. Os traços na parte inferior representam as ausências, e os traços na parte superior representam as presenças.

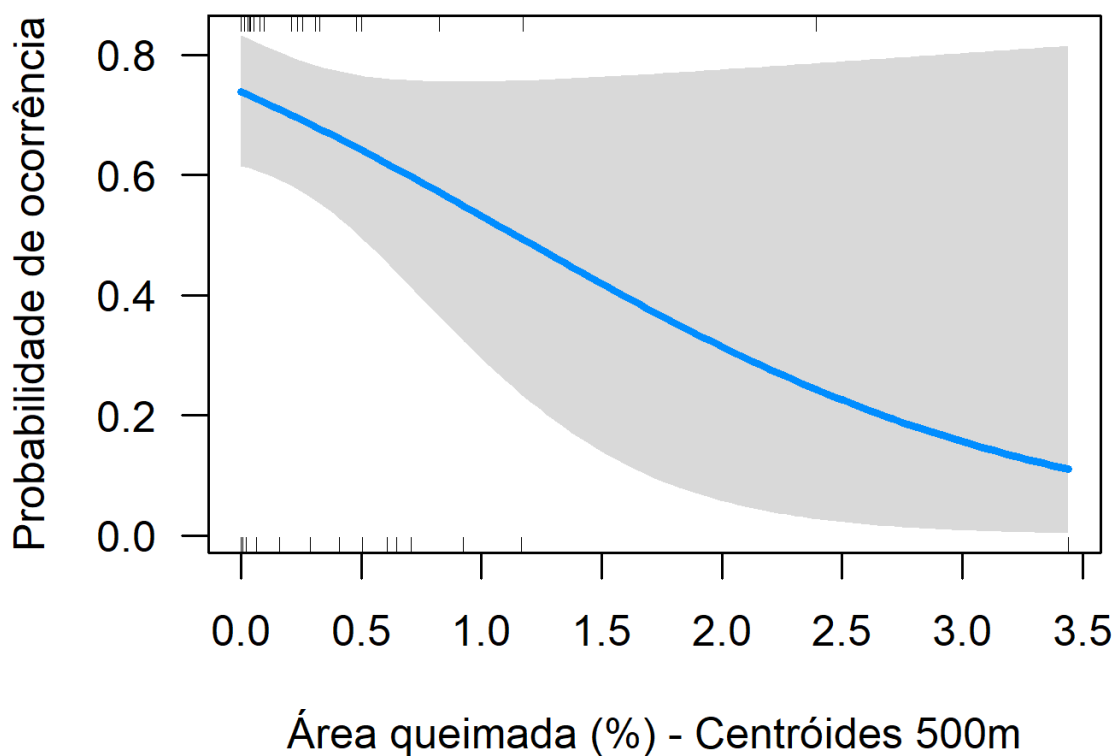


Fonte: dados da pesquisa

5.1.4 Histórico de perturbação

A ocorrência dos sauás não foi correlacionada com a perturbação do fogo ($R^2 = 0,04$, $p = 0,07$). A variação média da área queimada pelo fogo, em um raio de 500m, anualmente variou entre 0 e 3,44% (Figura 7).

Figura 7 - Gráfico de probabilidade de ocorrência (eixo y) dos sauás em relação à variável da média da área queimada (eixo x). Os traços na parte inferior representam as ausências, e os traços na parte superior representam as presenças.

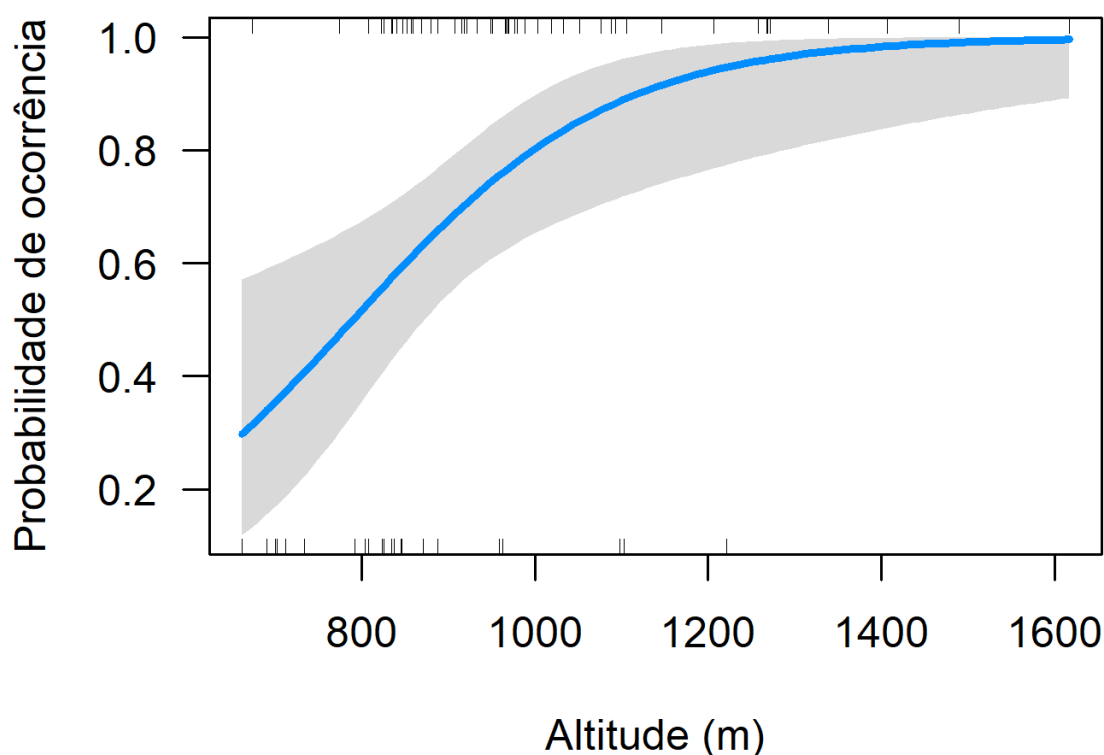


Fonte: dados da pesquisa

5.1.5 Altitude

A ocorrência dos sauás foi positiva e significativamente correlacionada com a altitude ($R^2 = 0,19$, $p = < 0,001$). Os valores de altitude variaram entre 659m e 1601m (Figura 8).

Figura 8 - Gráfico de probabilidade de ocorrência (eixo y) dos sauás em relação à variável altitude (eixo x). Os traços na parte inferior representam as ausências, e os traços na parte superior representam as presenças.



Fonte: dados da pesquisa

5.2 Modelos concorrentes

Utilizando a abordagem de modelos concorrentes, classificamos os modelos de acordo com o poder de explicação (Tabela 4). O melhor modelo testado foi o da combinação entre cobertura florestal (250m) + altitude (Figura 9). Este foi o único modelo com valor de $\Delta AIC < 2$ e peso de evidência ($wAIC$) > 0 , portanto o único plausível. Todos os modelos que combinaram a cobertura florestal ficaram entre os modelos mais bem ranqueados em relação às outras variáveis individualmente. O pior modelo testado (com exceção do modelo nulo) foi o do histórico da área queimada.

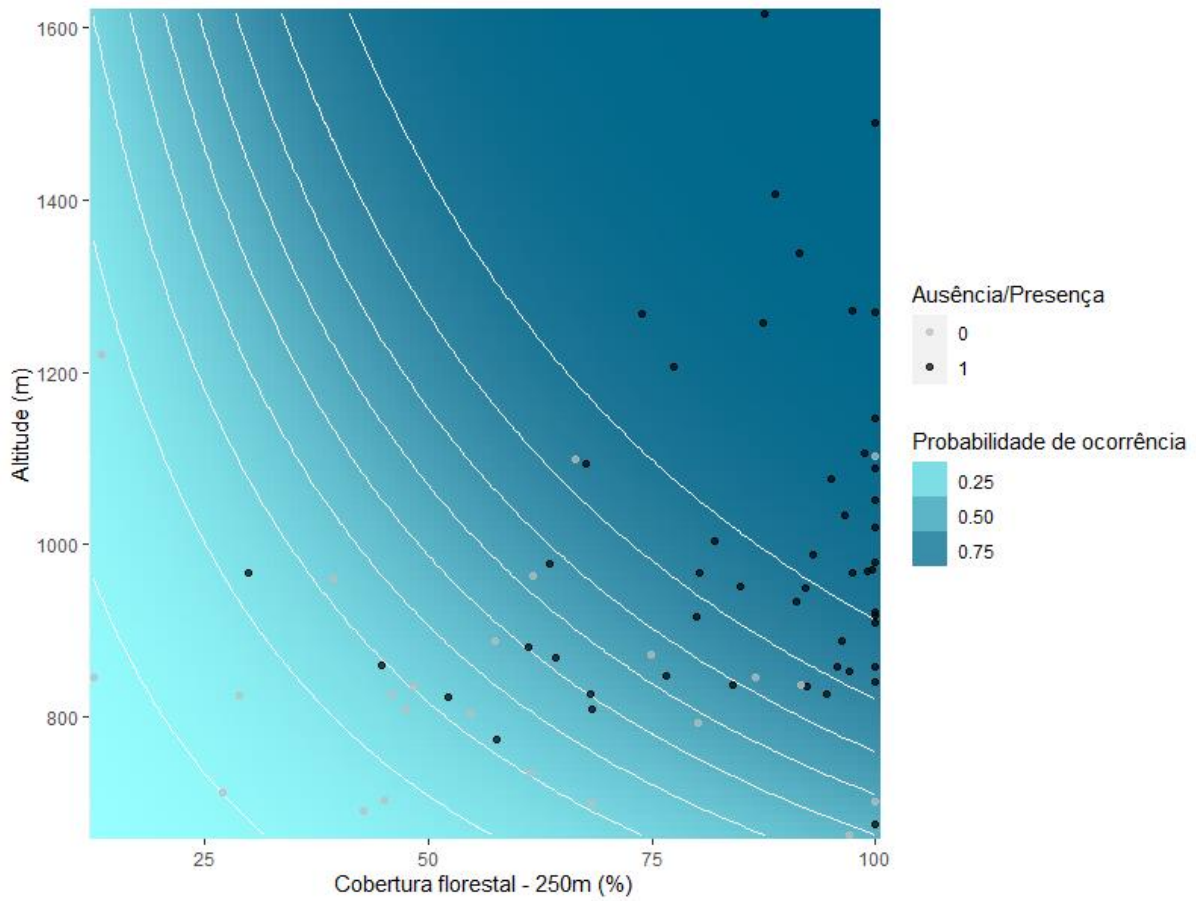
Tabela 4 - Valores do critério de informação de Akaike (AIC) para a contribuição relativa de modelos univariados e compostos que explicam a ocorrência de *Callicebus nigrifrons* em paisagens fragmentadas na Mata Atlântica. As avaliações do modelo foram feitas para modelos univariados e compostos.

Modelos	ΔAIC	df	peso
M9: Cobertura florestal - 250m (%) + Altitude (m)	0,0	3	0,701

Modelos	ΔAIC	df	peso
M1: Cobertura florestal - 250m (%)	3,8	2	0,104
M6: Cobertura florestal - 250m (%) + FLII	4,5	3	0,075
M8: Cobertura florestal - 250m (%) + Área queimada (%)	4,6	3	0,069
M7: Cobertura florestal - 250m (%) + Conectividade funcional - 30m	5,2	3	0,051
M2: Conectividade funcional - 30m	15,1	2	<0,001
M5: Altitude (m)	15,6	2	<0,001
M3: FLII	16,6	2	<0,001
M4: Área queimada (%)	24,8	2	<0,001
M0: 1 (nulo)	26,3	1	<0,001

Fonte: dados da pesquisa

Figura 9 - Relação entre a probabilidade de ocorrência (tons de azul), altitude (eixo y) e porcentagem de cobertura florestal em um raio de 250m (eixo x). Os pontos representam as ausências (cinza) e as presenças (preto). As linhas brancas representam a tendência do efeito das variáveis combinadas.



Fonte: dados da pesquisa

6 DISCUSSÃO

Nosso estudo mostrou que a cobertura florestal, a conectividade funcional, o FLII e a altitude influenciam positivamente a ocorrência de *Callicebus nigrifrons* na região do corredor Cantareira-Mantiqueira da Mata Atlântica, como esperado por nossas hipóteses. Por outro lado, a média anual da área queimada (como indicador de perturbação) não apresentou efeito sobre a ocorrência dos sauás, não corroborando a nossa hipótese.

Quando concorremos os modelos pelo poder de explicação, nossos resultados confirmam a grande importância da cobertura florestal para a manutenção das populações de primatas em fragmentos florestais, sendo as variáveis compostas com este preditor as mais bem ranqueadas. A cobertura florestal combinada com a altitude foram as principais variáveis que explicaram a ocorrência dos sauás em relação às demais variáveis testadas, incluindo conectividade funcional, FLII e perturbação do fogo. Esperávamos um papel secundário para a variável altitude, mas no ranking dos modelos, a variável está no topo para prever a presença de primatas.

A cobertura florestal foi o principal preditor da ocorrência dos sauás nos testes individuais. Quando concorridas nos modelos, juntamente com a altitude, a cobertura florestal permaneceu como a melhor variável explicativa. A relação positiva entre a cobertura florestal e a ocorrência do sauás corrobora os resultados de um estudo anterior com o gênero (Costa-Araújo et al., 2021), que observou que o principal preditor da ocorrência dos sauás (*Callicebus melanochir*) foi o tamanho do fragmento, ou seja, áreas com maior quantidade de floresta. Outro estudo com o gênero simulou cenários de perda de habitat para todas as espécies do gênero *Callicebus* e demonstrou que a perda de 10% de habitat por esses primatas levará a uma provável diminuição de suas populações futuramente (Gouveia et al., 2016). Na região neotropical, estas perdas de cobertura florestal, que são ocasionadas pela mudança do uso do solo por atividades agrícolas, são a principal ameaça aos primatas da região (Estrada et al., 2017), e a maior parte da área de estudo é ocupada por essas atividades (Montagnana, 2018). Um outro estudo que destaca a importância da cobertura florestal para os primatas é a revisão realizada por Galan-Acedo e colaboradores (2019), mostrando que essa variável influenciou positivamente a resposta (abundância, ocorrência, riqueza de espécies, entre outras) de primatas em 69% dos casos.

No entanto, o efeito apenas da cobertura florestal sozinha na ocorrência dos sauás não foi o principal dentre os testados no modelo. A probabilidade da presença dos sauás aumentou em paisagens com maior cobertura florestal em altitudes mais elevadas. Alguns estudos com primatas africanos em regiões tropicais mostraram que as variáveis abióticas podem ser tão ou mais importantes que as variáveis bióticas para explicar a presença de espécies de primatas nos sítios por exemplo (Wilians et al., 2021; Beaudrot e Marshall, 2019). Contudo, a explicação no nosso caso pode ser devido ao fato de áreas de baixa altitude serem dominadas por florestas secundárias em regeneração devido aos ciclos de cultivo de café no final do século XIX, enquanto as altitudes mais altas são caracterizadas principalmente por florestas não perturbadas e de dossel fechado, que é um padrão de distribuição de grandes fragmentos de florestas na Mata Atlântica (Silva et al., 2007). Portanto, acreditamos que a força da variável altitude está relacionada às características e estrutura das florestas nessas regiões de maior altitude, ou seja, um fator biótico. Uma das implicações desse padrão de ocorrência é que essas áreas que os sauás habitam inclui florestas de enorme variação altitudinal, além de ser o primata do gênero com distribuição mais ao sul (Byrne et al., 2016), o que envolve áreas com maior amplitude térmica e temperaturas mais baixas. Lidar com baixas temperaturas em regiões de maior altitude pode acarretar altos custos energéticos de regulação da temperatura para esses primatas (Eckert et al. 1988). No entanto, estes custos parecem ser compensados, uma vez que estes primatas habitam áreas mais altas da Mata Atlântica.

Como pontuado anteriormente, nosso melhor modelo foi combinando as duas variáveis: altitude e cobertura florestal, e isso provavelmente está relacionado ao fato de essas áreas remanescentes de floresta em grandes altitudes serem extremamente importantes para os sauás. Como mencionado, historicamente as áreas mais altas da região da Mata Atlântica são mais preservadas (Silva et al., 2007), portanto, provavelmente possuem vegetação de maior qualidade (utilizando idade da floresta como proxy), apesar da variável altitude não estar correlacionada com a nossa variável de qualidade de vegetação. Além de possivelmente mais preservadas, as áreas em altas altitudes nessa região da Mata Atlântica apresentarem variação na composição florística das espécies em relação a florestas de menores altitudes (Meireles, Shepherd & Kinoshita, 2008), podendo ser outro fator a afetar a ocorrência desses primatas. Portanto, essas áreas de florestas com alta cobertura em altitudes

mais elevadas podem servir de refúgio para esta espécie. Porém, cabe destacar que, como demonstrado em nossos resultados, os sauás também habitam áreas com menores altitudes, desde que haja cobertura florestal suficiente.

A conectividade funcional influenciou positivamente a ocorrência dos sauás, embora quando ranqueada não esteve entre os melhores modelos. Essa métrica leva em consideração a capacidade do animal de se mover pela matriz. Utilizamos essa métrica em nosso estudo devido ao fato de que o Corredor Cantareira-Mantiqueira consiste principalmente em paisagens agrícolas que os primatas podem utilizar para movimentação ou suplementação alimentar (Pozo-Mounty et al., 2011). Porém, em nosso estudo, essa variável não estar entre as melhores ranqueadas pode estar relacionado às variáveis de configuração de paisagem (ex: conectividade, densidade de borda, fragmentação) geralmente terem menos efeito na resposta dos primatas em relação às variáveis de composição da paisagem (ex: cobertura florestal, cobertura de matriz) (Galán-Acedo et al., 2019). Cabe destacar também que as respostas dos primatas ao isolamento dos fragmentos são variáveis, com alguns parâmetros populacionais aumentando com o isolamento e outros diminuindo, além de essa resposta variar entre espécies (Galán-Acedo et al., 2019). Todavia, é importante ressaltar que a conectividade aumenta a quantidade de habitat e permite o movimento das espécies e o fluxo gênico pela paisagem (Magioli et al., 2016), e a longo prazo pode ser importante fator para a manutenção de populações de primatas.

O FLII, que serve como um *proxy* para a qualidade da vegetação, também influenciou positivamente a ocorrência dos sauás, porém quando ranqueado também não esteve entre os melhores modelos. O índice demonstrou que a área de estudo é fortemente alterada pelo homem, embora em graus variados, de acordo com os valores do FLII, com nenhuma área atingindo “alta integridade” (valores maiores que 9,6), segundo a classificação dos autores (Grantham et al., 2020). A variável não ter sido importante quando comparada a outros modelos pode ter relação com alguns fatores. Primeiro, esse índice foi produzido em escala global, portanto o tamanho do pixel utilizado (300m) é relativamente grande quando trabalhado em uma escala mais fina. Isso implica que alguns pontos poderiam ter uma classificação diferente caso essa métrica fosse calculada com um menor tamanho de pixel. Outro fator é que essa métrica foi calculada levando em conta diversos fatores de influência humana no ambiente para se chegar em um valor de integridade. Porém, é conhecida a capacidade dos sauás habitarem ambientes relativamente perturbados pelos

humanos (Trevelin et al., 2007), como demonstrado pelo próprio índice com os sauás habitando áreas de “média integridade”. Portanto, ressaltamos que embora não tenhamos utilizado em nosso trabalho, outras variáveis locais de estrutura e qualidade de vegetação poderiam demonstrar uma maior influência na presença de primatas, como, por exemplo, disponibilidade de alimentos, composição florística, estratificação florestal e presença de árvores frutíferas (Kasecker, 2006; Carretero-Pizon et al. 2017).

O histórico de perturbação pelo fogo, utilizando a área média queimada anualmente em um raio de 500m nos pontos de coleta, parece não ter importância para definir a ocorrência de primatas. A região é primariamente afetada pelo fogo devido aos seus usos na agropecuária e a proximidade de propriedades rurais. Portanto, o efeito do fogo depende da capacidade desses focos de incêndio de se espalharem para a área de floresta, o que geralmente ocorre na estação seca. Contudo, houve um baixo número de locais com focos de incêndio nos últimos 20 anos (60,81% dos locais estavam livres de incêndios num raio de 500 m), o que pode explicar a ausência de efeito encontrada em nosso estudo. Apesar disso, caso haja danos à vegetação em relação ao fogo, é conhecida a capacidade do gênero habitar florestas secundárias, por exemplo, mostrando a plasticidade desses primatas para lidar com ambientes mais perturbados (Trevelin et al., 2007; Martins, 2005). Esta capacidade de habitar ambientes mais perturbados pode ser traduzida na plasticidade da sua dieta, aumentando o consumo de liana, partes vegetativas das plantas e sementes em períodos de escassez alimentar (Nagy-Reys & Setz, 2017). Porém, devemos observar com cautela esse resultado, pois o fogo na Mata Atlântica não é parte do ciclo natural das espécies (Hardesty et al., 2005), como em comparação a outros biomas brasileiros, como o cerrado (Nascimento, 2001).

Nosso estudo buscou uma abordagem menos usual, testando variáveis de diferentes tipos (paisagem, qualidade da vegetação, histórico de perturbação do fogo e variável ambiental) em conjunto. Normalmente, são testados os efeitos isolados de cada um desses preditores sobre a ocorrência de espécies animais. Contudo, estamos cientes da sobreposição dos raios das faixas de cobertura florestal testadas. Devido ao fato de nossos pontos estarem distantes 1km entre si, a partir de um raio de 500m há sobreposição nas escalas utilizadas, mas acreditamos que devido à baixa autocorrelação espacial, e em razão da nossa escala de efeito principal ser a de 250m, este item não é um problema em nosso trabalho.

7 CONCLUSÃO

Nossas descobertas corroboram em grande parte nossas previsões visto que todas as métricas testadas, exceto o histórico de distúrbios de incêndio, afetaram significativamente a ocorrência de sauás. No entanto, quando classificadas em nossos modelos, o FLII e as variáveis de conectividade funcional mostraram ter importância secundária em relação à cobertura florestal e a altitude. Nosso estudo demonstra o poder da variável cobertura florestal, principalmente em regiões de alta altitude, pois, apesar de apresentar aparente plasticidade em lidar com ambientes perturbados, a quantidade de floresta continua sendo o fator mais importante para a ocorrência dos sauás. Este estudo tem como objetivo fornecer informações valiosas sobre a complexa relação entre perda de habitat, fragmentação e a ocorrência de uma espécie de primata neotropical. Esperamos que seja de grande utilidade como base na tomada de decisões com o intuito de preservar as espécies da Mata Atlântica brasileira.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANKEL-SIMONS, Friderun. **Primate anatomy: an introduction**. Elsevier, 2010.

AQUINO, Rolando et al. Geographic distribution and possible taxonomic distinction of *Callicebus torquatus* populations (Pitheciidae: Primates) in Peruvian Amazonia. **American Journal of Primatology: Official Journal of the American Society of Primatologists**, v. 70, n. 12, p. 1181-1186, 2008.

ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor et al. Landscape composition is more important than landscape configuration for phyllostomid bat assemblages in a fragmented biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 198, p. 84-92, 2016.

BANNAR-MARTIN, Katherine H. Primate and nonprimate mammal community assembly: The influence of biogeographic barriers and spatial scale. **International Journal of Primatology**, v. 35, p. 1122-1142, 2014.

BEAUDROT, Lydia; MARSHALL, Andrew J. Differences among regions in environmental predictors of primate community similarity affect conclusions about community assembly. **Journal of Tropical Ecology**, v. 35, n. 2, p. 83-90, 2019.

BENCHIMOL, Maíra; PERES, Carlos A. Anthropogenic modulators of species–area relationships in Neotropical primates: a continental-scale analysis of fragmented forest landscapes. **Diversity and Distributions**, v. 19, n. 11, p. 1339-1352, 2013.

BETTS, Matthew G. et al. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. **Nature**, v. 547, n. 7664, p. 441-444, 2017.

BICCA-MARQUES, J. C.; HEYMANN, E. W. Ecology and behavior of titi monkeys (genus *Callicebus*). **CAMBRIDGE STUDIES IN BIOLOGICAL AND EVOLUTIONARY ANTHROPOLOGY**, v. 1, n. 65, p. 196-207, 2013.

Bivand R, Wong D (2018). Comparing implementations of global and local indicators of spatial association. *_TEST_*, *27*(3), 716-748. doi:10.1007/s11749-018-0599-x <<https://doi.org/10.1007/s11749-018-0599-x>>.

BOLKER, Ben; BOLKER, Maintainer Ben. Package ‘bbmle’. **Tools for General Maximum Likelihood Estimation**, v. 641, 2017.

BRESSAN, Paulo Magalhães; KIERULFF, Maria Cecília Martins; SUGIEDA, Angélica Midori. Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo. **São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente**, 2009.

BROWN, James H. Mammals on mountainsides: elevational patterns of diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 10, n. 1, p. 101-109, 2001.

BUENO, Rafael S. et al. Functional redundancy and complementarities of seed dispersal by the last neotropical megafrugivores. **PloS one**, v. 8, n. 2, p. e56252, 2013.

BURNHAM, Kenneth P.; ANDERSON, David R. A practical information-theoretic approach. **Model selection and multimodel inference**, v. 2, p. 70-71, 2002.

BYRNE, Hazel et al. Phylogenetic relationships of the New World titi monkeys (*Callicebus*): first appraisal of taxonomy based on molecular evidence. **Frontiers in zoology**, v. 13, n. 1, p. 1-26, 2016.

CARRETERO-PINZON, Xyomara et al. The influence of landscape relative to site and patch variables on primate distributions in the Colombian Llanos. **Landscape Ecology**, v. 32, n. 4, p. 883-896, 2017.

CASELLI, C. B.; SETZ, E. Z. Seasonality in long calls by titi monkeys (*Callicebus nigrifrons*) in the Atlantic forest of southeast Brazil. In: **American Journal of Primatology**. DIV JOHN WILEY & SONS INC, 111 RIVER ST, HOBOKEN, NJ 07030 USA: WILEY-LISS, 2007. p. 96-97.

CASELLI, Christini Barbosa; SETZ, Eleonore Zulnara Freire. Feeding ecology and activity pattern of black-fronted titi monkeys (*Callicebus nigrifrons*) in a semideciduous tropical forest of southern Brazil. **Primates**, v. 52, n. 4, p. 351-359, 2011.

CHAPMAN, Colin A. Primate seed dispersal: coevolution and conservation implications. **Evolutionary Anthropology: Issues, News, and Reviews**, v. 4, n. 3, p. 74-82, 1995.

CHAPMAN, Colin A.; ONDERDONK, Daphne A. Forests without primates: primate/plant codependency. **American Journal of primatology**, v. 45, n. 1, p. 127-141, 1998.

CHAPMAN, Colin A.; PERES, Carlos A. Primate conservation in the new millennium: the role of scientists. **Evolutionary Anthropology: Issues, News, and Reviews: Issues, News, and Reviews**, v. 10, n. 1, p. 16-33, 2001.

COCHRANE, Mark A. Fire science for rainforests. **Nature**, v. 421, n. 6926, p. 913-919, 2003.

COSTA-ARAÚJO, RODRIGO et al. Occurrence and conservation of the vulnerable titi monkey *Callicebus melanochir* in fragmented landscapes of the Atlantic forest hotspot. **Oryx**, v. 55, n. 6, p. 916-923, 2021.

DA SILVA, Lucas Goulart et al. Patch size, functional isolation, visibility and matrix permeability influences Neotropical primate occurrence within highly fragmented landscapes. **PLoS One**, v. 10, n. 2, p. e0114025, 2015.

DEW, J. Lawrence; WRIGHT, Patricia. Frugivory and Seed Dispersal by Four Species of Primates in Madagascar's Eastern Rain Forest 1. **Biotropica**, v. 30, n. 3, p. 425-437, 1998.

DE SOUSA E SILVA JUNIOR, J.; FIGUEIREDO-READY, W. M. B.; FERRARI, S. F. Taxonomy and geographic distribution of the Pitheciidae. **CAMBRIDGE STUDIES IN**

BIOLOGICAL AND EVOLUTIONARY ANTHROPOLOGY, v. 1, n. 65, p. 31-42, 2013.

ECKERT, Roger et al. **Animal physiology: mechanisms and adaptations**. WH Freeman & Co., 1988.

EISENBERG, John F.; REDFORD, Kent H. **Mammals of the Neotropics, Volume 3: Ecuador, Bolivia, Brazil**. University of Chicago Press, 1989.

ESTRADA, Alejandro et al. Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. **Science advances**, v. 3, n. 1, p. e1600946, 2017.

FAHRIG, Lenore. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. **Functional ecology**, v. 21, n. 6, p. 1003-1015, 2007.

FARR, Tom G. et al. The shuttle radar topography mission. **Reviews of geophysics**, v. 45, n. 2, 2007.

FRIZZO, Tiago LM et al. Uma revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 2, p. 365-379, 2011.

GALÁN-ACEDO, Carmen et al. Ecological traits of the world's primates. **Scientific Data**, v. 6, n. 1, p. 1-5, 2019a.

GALÁN-ACEDO, Carmen et al. The conservation value of human-modified landscapes for the world's primates. **Nature communications**, v. 10, n. 1, p. 1-8, 2019b.

GALÁN-ACEDO, Carmen et al. A global assessment of primate responses to landscape structure. **Biological Reviews**, v. 94, n. 5, p. 1605-1618, 2019c.

GALÁN-ACEDO, Carmen; ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; CHAPMAN, Colin A. Beyond patch size: The impact of regional context and habitat quality on three endangered primates. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 2, p. 207-215, 2021.

GESTICH, Carla Cristina et al. Influence of landscape attributes on occurrence of primates and density of *Callicebus nigrifrons* in the northeast of São Paulo State, Brazil: Influência de atributos da paisagem na ocorrência de primatas e densidade de *Callicebus nigrifrons* no nordeste do Estado de São Paulo. 2016.

GESTICH, Carla C. et al. Unraveling the scales of effect of landscape structure on primate species richness and density of titi monkeys (*Callicebus nigrifrons*). **Ecological Research**, v. 34, n. 1, p. 150-159, 2019.

GIBSON, Luke et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 378-381, 2011.

GIRAUDOUX, Patrick. Spatial analysis and data mining for field ecologists [R Package Pgrmess Version 1.6. 9]. Comprehensive R Archive Network (CRAN). 2018.

GOLDAMMER, Johann Georg; CENTER, Global Fire Monitoring. Fire management in tropical forests. **An Introduction for Students of Forest Sciences of the Regional Fire Management Resource. United Nations University (UNU), Freiburg**, 2017.

GRANTHAM, H. S. et al. Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. **Nature communications**, v. 11, n. 1, p. 1-10, 2020.

HARDESTY, Jeff; MYERS, Ron; FULKS, Wendy. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. In: **The George Wright Forum**. George Wright Society, 2005. p. 78-87.

HENDERSHOT, J. Nicholas et al. Intensive farming drives long-term shifts in avian community composition. **Nature**, v. 579, n. 7799, p. 393-396, 2020.

HENLE, Klaus et al. Predictors of species sensitivity to fragmentation. **Biodiversity & Conservation**, v. 13, n. 1, p. 207-251, 2004.

HERSHKOVITZ, Philip. Origin, speciation, and distribution of South American titi monkeys, genus *Callicebus* (Family Cebidae, Platyrrhini). **Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia**, p. 240-272, 1988.

HERSHKOVITZ, Philip. Titis, new world monkeys of the genus *Callicebus* (Cebidae, Platyrrhini): a preliminary taxonomic review. 1990.

HESSELBARTH, Maximilian HK et al. landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. **Ecography**, v. 42, n. 10, p. 1648-1657, 2019.

HILÁRIO, Renato Richard et al. Determinantes ambientais da densidade de *Callicebus coimbrai* em fragmentos florestais no nordeste brasileiro e implicações para a sua conservação. 2013.

JACKSON, Heather Bird; FAHRIG, Lenore. Are ecologists conducting research at the optimal scale?. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 1, p. 52-63, 2015.

JACQUES, Aino Victor Avila. A queima das pastagens naturais: efeitos sobre o solo e a vegetação. **Ciência Rural**, v. 33, p. 177-181, 2003.

JERUSALINSKY, L.; SOUZA-ALVES, J.; FERRARI, S. *Callicebus nigrifrons*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e. T39954A17972422. 2020.

KASECKER, Thaís Pacheco. Efeito da estrutura do hábitat sobre a riqueza e composição de comunidades de primatas da RDS Piagaçu-Purus, Amazônia Central, Brasil. 2006.

KINZEY, Warren G.; BECKER, Marlise. Activity pattern of the masked titi monkey, *Callicebus personatus*. **Primates**, v. 24, n. 3, p. 337-343, 1983.

KORSTJENS, Amanda H.; LEHMANN, Julia; DUNBAR, Robin IM. Time constraints do not limit group size in arboreal guenons but do explain community size and distribution patterns. **International Journal of Primatology**, v. 39, p. 511-531, 2018.

LAWLER, Richard R. et al. The locomotor behavior of *Callicebus brunneus* and *Callicebus torquatus*. **Folia Primatologica**, v. 77, n. 3, p. 228-239, 2006.

LOVETT, Gary M. et al. Ecosystem function in heterogeneous landscapes. In: **Ecosystem function in heterogeneous landscapes**. Springer, New York, NY, 2005. p. 1-4.

MAGIOLI, Marcelo et al. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conservation**, v. 18, n. 6, p. 499-511, 2015.

MAGIOLI, Marcelo et al. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **European journal of wildlife research**, v. 62, n. 4, p. 431-446, 2016.

MARSH, Christopher et al. Effects of fragment and vegetation structure on the population abundance of *Ateles hybridus*, *Alouatta seniculus* and *Cebus albifrons* in Magdalena Valley, Colombia. **Folia Primatologica**, v. 87, n. 1, p. 17-30, 2016.

MARTENSEN, Alexandre Camargo et al. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100-1111, 2012.

MARTINS, Milene Moura. Density of primates in four semi-deciduous forest fragments of São Paulo, Brazil. **Biodiversity & Conservation**, v. 14, p. 2321-2329, 2005.

METZGER, Jean Paul et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166-1177, 2009.

MITTERMEIER, Russell A.; WILSON, Don E. **Handbook of the mammals of the world**: Vol. 3: Primates. 2013.

MEIRELES, Leonardo Dias; SHEPHERD, George John; KINOSHITA, Luiza Sumiko. Variations in floristic and phytosociological structure of an upper montane forest in Mantiqueira Range, Monte Verde, MG. **Brazilian Journal of Botany**, v. 31, p. 559-574, 2008.

MELO, F. R.; QUADROS, S.; JERUSALINSKY, L. Avaliação do Risco de Extinção de *Callicebus nigrifrons* (Spix, 1823) no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio [Internet]. 2015 [cited 2020 July 08].

MELO, F. R.; MENDES, S. L. Emissão de gritos longos por grupos de *Callicebus nigrifrons* e suas reações a playbacks. **A Primatologia do Brasil**, v. 7, p. 215-222, 2000.

MONTAGNANA, Paula Carolina; GARÓFALO, Carlos Alberto; RIBEIRO, Milton Cezar. Efeitos-multi escala da quantidade de habitat e heterogeneidade da paisagem sobre comunidade de abelhas. 2018.

MONTES, Joyce. Culicidae fauna of Serra da Cantareira, Sao Paulo, Brazil. **Revista de Saúde Pública**, v. 39, n. 4, p. 578-584, 2005.

MÜLLER, Klaus-Heinrich. Ranging in masked titi monkeys (*Callicebus personatus*) in Brazil. **Folia Primatologica**, v. 65, n. 4, p. 224-228, 1995.

MÜLLER, Alexandra E.; ANZENBERGER, Gustl. Duetting in the titi monkey *Callicebus cupreus*: structure, pair specificity and development of duets. **Folia Primatologica**, v. 73, n. 2-3, p. 104-115, 2002.

NAGY-REIS, Mariana B.; SETZ, Eleonore ZF. Foraging strategies of black-fronted titi monkeys (*Callicebus nigrifrons*) in relation to food availability in a seasonal tropical forest. **Primates**, v. 58, p. 149-158, 2017.

NASCIMENTO, Itaborai Velasco. Cerrado: o fogo como agente ecológico. **Territorium**, n. 8, p. 25-35, 2001.

NEWBOLD, Tim et al. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. **Science**, v. 353, n. 6296, p. 288-291, 2016.

NORCONK, Marilyn A. Sakis, uakaris, and titi monkeys: behavioral diversity in a radiation of primate seed predators. **Primates in perspective**, p. 123-138, 2007.

NOWAK, Ronald M.; WALKER, Ernest Pillsbury. **Walker's Primates of the World**. JHU Press, 1999.

PARDINI, Renata et al. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1178-1190, 2009.

PAVOINE, Sandrine; BONSALL, Michael B. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. **Biological Reviews**, v. 86, n. 4, p. 792-812, 2011.

Pebesma, E.J., R.S. Bivand, 2005. Classes and methods for spatial data in R. **R News 5 (2)**, <https://cran.r-project.org/doc/Rnews/>.

POLIS, Gary A. et al. (Ed.). **Food webs at the landscape level**. University of Chicago Press, 2004.

PONTES, Antonio Rossano Mendes; SOARES, Marina Lira. Sleeping sites of common marmosets (*Callithrix jacchus*) in defaunated urban forest fragments: a strategy to maximize food intake. **Journal of Zoology**, v. 266, n. 1, p. 55-63, 2005.

POZO-MONTUY, Gilberto; SERIO-SILVA, Juan Carlos; BONILLA-SÁNCHEZ, Yadira M. Influence of the landscape matrix on the abundance of arboreal primates in fragmented landscapes. **Primates**, v. 52, n. 2, p. 139-147, 2011.

POZO-MONTUY, Gilberto et al. Resource use in a landscape matrix by an arboreal primate: evidence of supplementation in black howlers (*Alouatta pigra*). **International Journal of Primatology**, v. 34, p. 714-731, 2013.

MAPBIOMAS, Projeto. Projeto MapBiomias: Coleção 6.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. **Retrieved from Projeto MapBiomias: Coleção**, v. 6, 2021.

MAPBIOMAS, Projeto. Projeto MapBiomias: Coleção 2.0 da Série Mapa das Cicatrizes do Fogo. **Retrieved from Projeto MapBiomias: Coleção**, v. 2, 2022.

QGIS.org, 2023. QGIS Geographic Information System. QGIS Association. <http://www.qgis.org>

R Core Team (2023). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Available in: <<https://www.R-project.org>> (Accessed on June 10, 2023).

ROBINSON, John G. Vocal regulation of use of space by groups of titi monkeys *Callicebus moloch*. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 5, n. 1, p. 1-15, 1979.

RODRIGUES, Ricardo Ribeiro. Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente: **FAPESP**, 2008.

ROSENBERGER, Alfred L. Gradistic views and adaptive radiation of platyrrhine primates. **Zeitschrift für Morphologie und Anthropologie**, p. 157-163, 1980.

SINGH, Minerva; HUANG, Zhuhua. Analysis of forest fire dynamics, distribution and main drivers in the Atlantic Forest. **Sustainability**, v. 14, n. 2, p. 992, 2022.

SILVA, W. G. et al. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover on the Ibiúna Plateau, SP. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, p. 403-411, 2007.

TREVELIN, Leonardo C. et al. Abundance, habitat use and diet of *Callicebus nigrifrons* Spix (Primates, Pitheciidae) in Cantareira State Park, São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, p. 1071-1077, 2007.

VAN ROOSMALEN, Marc GM; VAN ROOSMALEN, Tomas; MITTERMEIER, Russell A. A taxonomic review of the titi monkeys, genus *Callicebus* Thomas, 1903, with the

description of two new species, *Callicebus bernhardi* and *Callicebus stephennashi*, from Brazilian Amazonia. **Neotropical primates**, v. 10, n. sSuppl, 2002.

WATLING, James I. et al. Meta-analysis reveals the importance of matrix composition for animals in fragmented habitat. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 2, p. 209-217, 2011.

WIECZKOWSKI, Julie. Ecological correlates of abundance in the Tana mangabey (*Cercocebus galerritus*). **American Journal of Primatology: Official Journal of the American Society of Primatologists**, v. 63, n. 3, p. 125-138, 2004.

WILLIAMS, Katherine A. et al. Environmental factors are stronger predictors of primate species' distributions than basic biological traits. **International Journal of Primatology**, v. 42, n. 3, p. 404-425, 2021.

APÊNDICE A – TABELA DE CAMPO

Long	Lat	Data	Hora	Occ	Data	Hora	Occ	Data	Hora	Occ
-46,67966	-23,41693	08/03 /22	07:57	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,61313	-23,42667	08/03 /22	11:03	0	22/03/2 2	17:29	1	NA	NA	NA
-46,56459	-23,37013	09/03 /22	07:51	0	23/03/2 2	08:08	0	13/11/2 3	06:48	0
-46,51980	-23,34770	09/03 /22	09:29	0	23/03/2 2	10:45	1	NA	NA	NA
-46,56088	-23,33864	09/03 /22	11:19	0	23/03/2 2	07:44	1	NA	NA	NA
-46,62886	-23,39491	09/03 /22	06:51	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,67059	-23,01033	10/03 /22	06:55	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,63002	-22,99701	10/03 /22	11:09	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,68386	-23,00138	10/03 /22	08:00	0	06/06/2 2	12:20	0	23/10/2 3	08:03	0
-46,64865	-22,97482	10/03 /22	09:28	0	14/07/2 3	08:43	0	23/10/2 3	09:09	0
-46,25460	-22,81873	11/03 /22	10:17	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,30730	-22,87542	11/03 /22	06:29	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,29677	-22,85906	11/03 /22	08:34	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,52490	-23,37940	23/03 /22	11:33	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,66310	-23,36740	24/03 /22	10:42	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,49826	-23,35358	04/04 /22	08:38	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,24233	-22,88441	20/04 /22	11:21	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,14750	-23,02580	17/05 /22	11:33	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,28520	-23,00250	19/05 /22	NA	0	12/07/2 3	10:58	0	25/10/2 3	09:14	0
-46,27920	-22,95570	19/05 /22	15:04	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,30470	-23,01390	19/05 /22	NA	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,74210	-23,02726	06/06 /22	11:15	0	20/10/2 2	06:15	0	16/01/2 3	06:15	0
-46,82399	-23,04734	06/06 /22	09:04	0	25/08/2 2	11:54	0	20/10/2 2	08:27	0
-46,65946	-23,28665	07/06 /22	12:45	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Long	Lat	Data	Hora	Occ	Data	Hora	Occ	Data	Hora	Occ
-46,26542	-23,31395	08/06 /22	08:23	0	16/10/2 2	11:04	0	26/10/2 3	06:47	0
-46,29003	-23,26607	08/06 /22	11:16	0	13/07/2 3	09:06	0	13/11/2 3	10:20	1
-46,12231	-23,30824	09/06 /22	07:52	0	26/08/2 2	07:37	0	16/10/2 2	07:36	0
-46,15537	-23,33288	09/06 /22	10:33	0	26/08/2 2	10:28	0	16/10/2 2	09:00	0
-46,36890	-22,89590	27/06 /22	NA	0	13/07/2 3	10:55	1	NA	NA	NA
-46,60600	-23,26250	28/06 /22	NA	0	15/01/2 3	06:18	0	24/10/2 3	06:25	0
-46,49550	-23,16610	30/06 /22	10:59	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,32190	-23,13900	30/06 /22	NA	0	12/07/2 3	07:55	0	12/11/2 3	07:44	0
-46,29780	-23,13140	30/06 /22	NA	0	16/01/2 3	11:00	0	12/11/2 3	08:10	0
-46,62090	-23,40750	06/07 /22	12:24	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,79038	-23,02844	25/08 /22	09:35	0	16/01/2 3	08:43	0	23/10/2 3	06:45	0
-46,15767	-23,30648	26/08 /22	09:08	0	13/07/2 3	10:14	0	26/10/2 3	11:00	0
-46,15314	-23,27799	26/08 /22	12:00	0	13/07/2 3	11:18	0	26/10/2 3	08:20	0
-46,43975	-23,03420	27/08 /22	07:45	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,42284	-23,04821	27/08 /22	09:11	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,72984	-23,13445	28/08 /22	07:55	0	16/01/2 3	10:35	0	24/10/2 3	10:57	0
-46,68066	-23,12662	28/08 /22	10:26	0	24/01/2 3	09:45	0	20/02/2 3	10:40	0
-46,75270	-23,15735	28/08 /22	08:51	0	24/01/2 3	10:50	0	20/02/2 3	09:30	1
-46,72308	-23,16855	28/08 /22	07:14	0	16/01/2 3	10:04	0	24/10/2 3	08:18	1
-46,13973	-22,91906	30/08 /22	09:47	0	14/10/2 2	10:48	0	25/10/2 3	11:00	0
-46,31060	-23,16267	02/09 /22	10:00	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,51518	-23,19434	27/09 /22	07:45	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,2828	-23,28661	08/10 /22	06:34	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,41376	-23,3338	13/10 /22	10:14	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,36912	-23,28324	13/10 /22	11:30	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Long	Lat	Data	Hora	Occ	Data	Hora	Occ	Data	Hora	Occ
-46,12950	-22,95900	14/10 /22	09:07	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,35156	-23,15874	15/10 /22	07:47	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,19936	-23,07328	15/10 /22	10:06	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,39265	-22,88424	17/10 /22	07:15	0	13/12/2 2	15:33	1	NA	NA	NA
-46,36325	-22,94429	17/10 /22	10:06	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,46401	-23,05025	19/10 /22	11:35	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,40511	-23,02643	19/10 /22	08:34	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,33900	-22,89870	15/11 /22	13:15	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,35161	-23,17663	26/11 /22	08:30	0	14/12/2 2	11:45	1	NA	NA	NA
-46,31707	-23,02134	27/11 /22	08:30	0	12/07/2 3	09:55	0	25/10/2 3	07:30	0
-46,43433	-23,00392	27/11 /22	11:30	0	13/07/2 3	09:54	0	23/10/2 3	10:27	0
-46,40943	-23,29119	28/11 /22	08:30	0	13/07/2 3	07:40	0	13/11/2 3	08:30	1
-46,74121	-23,12424	13/12 /22	10:30	0	13/07/2 3	07:40	0	24/10/2 3	09:52	0
-46,29413	-22,97413	15/12 /22	07:30	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,55673	-23,18541	14/01 /23	10:36	0	20/02/2 3	07:30	0	27/05/2 3	14:05	1
-46,52495	-23,18674	15/01 /23	10:20	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,62657	-23,25905	15/01 /23	07:08	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,63859	-23,25331	15/01 /23	08:21	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,78284	-23,06423	16/01 /23	07:33	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,16455	-23,05643	16/01 /23	07:20	0	14/07/2 3	07:40	1	NA	NA	NA
-46,15634	-23,07763	16/01 /23	09:00	0	14/07/2 3	08:12	0	12/11/2 3	10:20	0
-46,36367	-22,92057	17/01 /23	08:30	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
-46,35773	-22,92057	18/01 /23	17:30	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Legenda: Lat: latitude; Long: longitude; Occ: ocorrência

**APÊNDICE B - TESTES DE CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE AS
VARIÁVEIS TESTADAS**

Variáveis	r	t	df	p
CobFlor (250m) + ConFun (30m)	0,64	7,07	70	< 0,001
CobFlor (250m) + FLII	0,54	5,37	71	< 0,001
CobFlor (250m) + Altitude	0,27	2,35	71	0,02
CobFlor (250m) + Área queimada	-0,20	-1,70	71	0,09
ConFun (150m) + FLII	0,31	2,77	71	0,007
ConFun (150m) + Altitude	0,31	2,75	71	0,007
ConFun (150m) + Área queimada	-0,34	-3,07	71	0,003
Altitude + FLII	0,19	1,60	71	0,11
Altitude + Área queimada	-0,01	-0,11	71	0,90

APÊNDICE C - SIMULAÇÃO DE MONTE-CARLO DE MORAN I

Moran I	Rank	p
0,18	959	0,04