

**VICENTE PAULO SANTANA NETO**

**GEOTECNOLOGIA COMO FERRAMENTA DE ANÁLISE PARA A  
CONSERVAÇÃO DE *Callithrix aurita* É. Geoffroy, 1812 (PRIMATES:  
CALLITRICHIDAE)**

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

Orientador: Alexandre Simões Lorenzon

Coorientador: Fabiano Rodrigues de Melo

**VIÇOSA - MINAS GERAIS  
2022**

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

T

S232g  
2022  
Santana Neto, Vicente Paulo, 1995-  
Geotecnologia como ferramenta de análise para a  
conservação de *Callithrix aurita* É. Geoffroy, 1812 (Primates:  
Callitrichidae) / Vicente Paulo Santana Neto. – Viçosa, MG,  
2022.

1 dissertação eletrônica (58 f.): il. (algumas color.).

Inclui anexos.

Orientador: Alexandre Simões Lorenzon.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,  
Departamento de Engenharia Florestal, 2022.

Referências bibliográficas: f. 43-55.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2022.474>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Saguis - Ecologia - Mata Atlântica. 2. Sistemas de  
informação geográfica. 3. Primatas - Habitat (Ecologia) -  
Conservação. I. Lorenzon, Alexandre Simões, 1980-  
II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia  
Florestal. Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal.  
III. Título.

GFDC adapt. CDD 22. ed. 634.915

**VICENTE PAULO SANTANA NETO**

**GEOTECNOLOGIA COMO FERRAMENTA DE ANÁLISE PARA A  
CONSERVAÇÃO DE *Callithrix aurita* É. Geoffroy, 1812 (PRIMATES:  
CALLITRICHIDAE)**

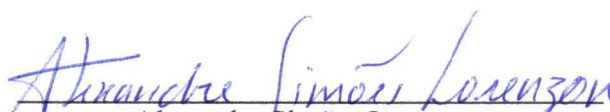
Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 19 de agosto de 2022

Assentimento:



\_\_\_\_\_  
Vicente Paulo Santana Neto  
Autor



\_\_\_\_\_  
Alexandre Simões Lorenzon  
Orientador

*Para todos os animais do mundo, que  
sofrem por toda exploração do meio ambiente e  
de sua integridade física e mental.*

*Dedico*

## AGRADECIMENTOS

À minha mãe Luciene por todo o amor e suporte que me deu durante minha vida, e por ser meu porto seguro.

À minha filha Belinha que, mesmo não estando mais entre nós, me fez o que sou hoje, me transformou e me guiou neste caminho de amor aos animais e à natureza.

Às minhas filhas Pérola Negra e Safira por terem sido minhas mais fiéis companheiras durante todo esse período, por cuidarem do meu coração e da minha vida.

Ao meu pai Márcio, irmão Fábio e avó Helena por todo apoio que me deram. Ao meu pai de coração Mário e ao meu amigo Jeffin por todo carinho. Aos meus tios Heleno, Flávia, Geraldo, e primos Caio e Arthur, além de todos outros familiares por todo incentivo nesta jornada.

Ao meu amor Suellen por ter sido minha melhor amiga por todo este tempo que estive no mestrado, me ouvindo, me apoiando, me ajudando nos trabalhos, além de tornar minha vida mais leve, mais brilhante e mais feliz.

Ao meu orientador Alexandre Lorenzon e ao Co-orientador Fabiano de Melo, por sua orientação e apoio durante esse período. Ao meu professor e eterno orientador Faustinho, por ser minha maior inspiração na minha carreira acadêmica.

Ao Rodrigo Vieira e ao professor Fillipe Tamiozzo por seu suporte na evolução da minha escrita e publicação de artigos científicos.

Ao Centro de Conservação de Saguis-da-Serra da Universidade Federal de Viçosa (CCSS-UFV) pela disponibilização do material para o trabalho. Aos colegas do CCSS Rodolfo, Samuel e Orlando pela e suporte na elaboração do artigo, e em especial ao Matheus Silveira pela ajuda em todas expedições de campo e pela amizade.

Aos meus amigos Igor, Gabriel, Arthur, Poly, Mari, Cândida, Jianne, Elisa e Ivaldo por toda amizade, acolhimento e suporte nesse período e na vida.

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de realizar a pós-graduação

A todos os professores que fizeram parte da minha jornada, assim como aos funcionários e técnicos do departamento de engenharia florestal.

Ao Alexandre e ao Dilson, por estarem sempre disponíveis para nos ajudar com qualquer dúvida.

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

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos.

E a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

Muito obrigado ♥

*“Se os matadouros tivessem paredes de vidro, todos seriam vegetarianos”.*

(Paul McCartney)

## RESUMO

SANTANA NETO, Vicente Paulo, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2022. **Geotecnologia como ferramenta de análise para a conservação de *Callithrix aurita* É. Geoffroy, 1812 (primates: Callitrichidae)**. Orientador: Alexandre Simões Lorenzon. Coorientador: Fabiano Rodrigues de Melo.

Os primatas estão entre os grupos de mamíferos mais ameaçados no mundo, com mais da metade de suas espécies em risco de extinção, sendo o *Callithrix aurita* (sagui-da-serra-escuro ou macaco aurita) uma delas. A perda de habitat, fragmentação da floresta, competição e hibridação com outras espécies de saguis são as principais causas para seu atual estado de conservação. A compreensão da paisagem e a definição de corredores ecológicos são estratégias eficazes para a conservação da biodiversidade. O trabalho teve como objetivo avaliar a estrutura da paisagem e realizar uma pré-seleção de fragmentos mais adequados para a reintrodução de *Callithrix aurita* no município de Viçosa – MG e definir corredores ecológicos entre estes fragmentos selecionados serem ambiente SIG. Foi realizada a classificação de uso e cobertura de solo (UCS) para o município pelo método de segmentação. A partir da UCS, foram calculadas 10 métricas de ecologia de paisagem para os fragmentos nativos, discriminando em três classes de tamanho: menor que 11 ha; entre 11 e 40 ha; e maior que 40 ha, conforme a área de vida dos auritas. Posteriormente, foram selecionados fragmentos florestais com uma distância maior de 3 km dos fragmentos com presença de híbridos, e área entre 11 e 40 ha. Em seguida, foram realizadas visitas a campo nos fragmentos selecionados a fim de se verificar a presença ou ausência de auritas ou híbridos a partir do método adaptado de transectos lineares combinados com *playback*. A área de estudo apresentou uma predominância de áreas de pastagem e florestas nativas. Os fragmentos de 11 a 40 hectares representaram 13,09% da área florestal, e somente 4,36% do número de fragmentos nativos. Além disso, apresentaram menores valores nas métricas de borda, e um valor intermediário na métrica de forma, se comparado às demais classes. Também apresentou uma área nuclear de 30,24% e uma distância média do vizinho mais próximo de 511,35 m, entretanto, se avaliada a fisionomia florestal como um todo, o índice reduziu para 52,96 metros. Foram selecionados quatro fragmentos, sendo encontrados saguis híbridos em três destes. e nenhum indivíduo de aurita. Para a definição dos corredores ecológicos, foram utilizadas as variáveis UCS, Áreas de Preservação Permanente (APP), Estradas e Declividade. Foram calculados os custos para cada uma das classes a partir do método Processo Analítico

Hierárquico, para a definição do caminho de menor custo. Foi definida uma largura de 60 m para os corredores ecológicos. Os corredores ecológicos definidos apresentaram um comprimento de 2292,15 metros, e área de 13,95 hectares, com predominância de florestas nativas e pastagens. O estudo apresentou uma área fragmentada com poucos fragmentos mostrando-se adequados para a reintrodução de auritas, das considerando métricas de paisagem. Devido à proximidade dos fragmentos, a elaboração de corredores ecológicos interligando os mesmos se torna uma opção viável para auxiliar na dispersão dos indivíduos. Ademais, é importante ressaltar que a reintrodução de auritas está condicionada ao controle de híbridos na região, enquanto que para a implantação dos corredores é importante que haja uma recuperação da vegetação nativa e adaptação à paisagem local.

**Palavras-chave:** Ecologia. Floresta Atlântica. Geoprocessamento. Primatas. Saguis

## ABSTRACT

SANTANA NETO, Vicente Paulo, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, August, 2022. **Geotechnology as an analysis tool for conservation of *Callithrix aurita* É. Geoffroy, 1812 (primates: Callitrichidae)** Adviser: Alexandre Simões Lorenzon. Co-adviser: Fabiano Rodrigues de Melo.

Primates are among the most endangered mammal groups in the world, with more than half of their species at risk of extinction, being *Callithrix aurita* (buffy tufted-ear marmoset or aurita monkey) one of them. Habitat loss, forest fragmentation, competition and hybridization with other marmoset species are the main causes for its current conservation status. Understanding the landscape and defining wildlife corridors are effective strategies for conserving biodiversity. The work aimed to evaluate the landscape structure and carry out a pre-selection of the most suitable fragments for the reintroduction of *Callithrix aurita* in the municipality of Viçosa - MG and define ecological corridors between these selected fragments in the GIS environment. The land use/cover classification (LCU) of the municipality was made by the segmentation method. From the LCU, 10 landscape ecology metrics were calculated for the native fragments, discriminated into three size classes: smaller than 11 ha; between 11 and 40 ha; and greater than 40 ha, depending on the home range of the auritas. Subsequently, forest fragments were selected with a distance greater than 3 km from the fragments with the presence of hybrids, and an area between 11 and 40 ha. Then, field visits were carried out in the selected fragments to verify the presence or absence of auritas or hybrids using the adapted method of linear transects combined with playback. The study area showed a predominance of pasture areas and native forests. Fragments from 11 to 40 hectares represented 13.09% of the forest area and only 4.36% of the number of native fragments. In addition, they presented lower values in the edge metrics, and an intermediate value in the shape metric, when compared to the other classes. It also presented a core area of 30.24% and a mean nearest neighbor distance of 511.35 m, however, when evaluating the whole forest physiognomy, the index reduced to 52.96 meters. Four fragments were selected, and hybrid marmosets were found in three of the fragments. To define the ecological corridors, the variables LCU, Permanent Preservation Areas (PPA), Roads and Slope were used. The costs for each of the classes were calculated using the Analytical Hierarchy Process method, for the definition of the least cost path. A width of 60 m was defined for the ecological corridors. The ecological corridors defined had a 2292.15 meters length, and 13.95 hectares, with

predominance of native forests and pastures. The study presented a fragmented site with few fragments for the reintroduction of *Callithrix aurita*, proving to be suitable for the reintroduction of auritas, if analyzed from the landscape metrics. Due to the proximity of the fragments, the elaboration of ecological corridors connecting them becomes a viable option to assist in the dispersion of individuals. Furthermore, it is important to emphasize that the reintroduction of auritas is conditioned to the control of hybrids in the region, while it is important to recover the native vegetation for the implementation of corridors and further adaptation to the local landscape.

**Keywords:** Ecology. Atlantic Forest. Geoprocessing. Primates. Marmoset.

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	12	
CAPÍTULO 1 – AVALIAÇÃO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM PARA A CONSERVAÇÃO DE <i>Callithrix aurita</i> (É. Geoffroy, 1812) (PRIMATES: CALLITRICHIDAE) .....		15
1. INTRODUÇÃO.....	15	
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	17	
2.1. Área de estudo.....	17	
2.2. Processamento dos dados.....	18	
2.2.1. Classificação de uso e cobertura do solo .....	18	
2.2.2. Caracterização da paisagem .....	19	
2.2.3. Seleção dos fragmentos florestais .....	21	
3. RESULTADOS .....	21	
3.1. Uso e cobertura do solo.....	22	
3.2. Caracterização da paisagem .....	22	
3.3. Seleção dos Fragmentos Florestais .....	24	
4. DISCUSSÃO .....	25	
5. CONCLUSÃO.....	28	
CAPÍTULO 2 - DELIMITAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS PARA CONSERVAÇÃO DE <i>Callithrix aurita</i> (É. Geoffroy, 1812) (PRIMATES: CALLITRICHIDAE) .....		29
1. INTRODUÇÃO.....	29	
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	30	
2.1. Área de estudo.....	30	
2.2. Definição dos corredores ecológicos .....	31	
3.2.1. Aquisição e processamento dos dados .....	32	
3.2.2. Definição de corredores ecológicos .....	34	
3. RESULTADOS .....	36	
4. DISCUSSÃO .....	38	
5. CONCLUSÃO.....	41	
REFERÊNCIAS .....	43	
ANEXOS .....	56	

## INTRODUÇÃO GERAL

A Mata Atlântica, considerada um *hotspot* de biodiversidade, encontra-se entre uma das áreas mais fragmentadas e ameaçadas do planeta, com apenas cerca de 13% de sua área florestal remanescente, divididos principalmente em pequenos fragmentos florestais, devido às fortes degradações sofridas (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; ARAUJO; KOMONEN; LOPES-ANDRADE, 2015; HADDAD et al., 2015; REZENDE et al., 2018; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2021; SOUZA et al., 2021). Tal cenário de fragmentação tem como principais causas o avanço da agricultura e urbanização (YU et al., 2012), causando a perda da biodiversidade do bioma (CLAUDINO; GOMES; CAMPOS, 2015; CARVALHO; BRAGA; NASCIMENTO, 2016).

A fragmentação vem causando diversos malefícios para a vida selvagem, como a redução da dispersão, essencial para o sucesso reprodutivo a longo prazo (HENRIQUES-SILVA et al., 2015; BENZ et al., 2016; LIRA et al., 2016; ABRAHMS et al., 2017; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2020; SOUZA et al., 2020; WU et al., 2021). Além disso, também causa a redução do tamanho dos fragmentos existentes, implicando numa redução da riqueza, uma vez que fragmentos maiores são essenciais para a sobrevivência de certas espécies, visto que muitas espécies possuem uma área mínima de vida para perpetuar (RODRIGUES et al., 2020), por exemplo, os *Callithrix aurita*, que possuem uma área de vida que varia de 11 ha a 39,9 hectares (TORRES DE ASSUMPÇÃO, 1983; MUSKIN, 1984; CORRÊA, 1995; BRANDÃO; DEVELEY, 1998; MARTINS, 1998; MELO et al., 2022).

Os primatas estão entre os grupos de mamíferos mais ameaçados no mundo, com mais da metade de todas as suas espécies em risco de extinção (ESTRADA et al., 2017), sendo o desmatamento e a fragmentação de habitats as principais ameaças a essas espécies (CONRAD et al., 2012) podendo causar o isolamento genético e endogamia (FAHRIG, 2003; ARROYO-RODRÍGUEZ; MANDUJANO, 2009; POZO-MONTUY; SERIO-SILVA; BONILLA-SÁNCHEZ, 2011; CARVALHO et al., 2013; DA SILVA et al., 2015; AXIMOFF et al., 2016; VITAL et al., 2020; TABACOW et al., 2021). Entretanto, outros fatores como a caça, o comércio ilegal, doenças antropogênicas e introdução de espécies exóticas (causando impactos como competição e hibridação) também contribuem para este cenário.

O Brasil é um dos quatro países com maior número de espécies de primatas ameaçadas do mundo (ESTRADA et al., 2018). Segundo a lista do Primate Specialist Group

da IUCN e da International Primatological Society, das 25 espécies de primatas mais ameaçadas no mundo, uma se encontra no Brasil, o *Callithrix aurita*, sendo também considerada ameaçada de acordo com o Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (MELO et al., 2018, 2020). O *Callithrix aurita*, também conhecido como sagui-de-cara-escura, sagui-caveirinha, ou localmente como aurita, pertence ao gênero *Callithrix* (também chamados de “saguis”), que é composto por seis espécies, todas endêmicas do Brasil (HANNIBAL et al., 2019). Endêmico da Mata Atlântica, o *Callithrix aurita* pode ser encontrado nas cadeias montanhosas dos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais, em altitudes superiores a 500 m (RYLANDS, 1993; AXIMOFF et al., 2016). A espécie sofreu ao longo dos últimos 18 anos uma drástica redução populacional de pelo menos 50%, resultado de ações antrópicas em seu ambiente (CARVALHO et al., 2013, 2018; DETOGNE et al., 2017).

No estado de Minas Gerais, depois de décadas desde o último registro no município de Viçosa (PEREIRA et al., 1995), foi encontrado em 2018 somente um grupo puro de auritas, sendo que, no ano seguinte, os mesmos autores encontraram apenas um grupo misto de auritas e híbridos (VITAL et al., 2020). Entretanto, a descoberta também causa preocupação, pois a perda de habitat, fragmentação da floresta e, especialmente, a competição e hibridação com outras espécies de saguis, introduzidos na região, compromete a sua sobrevivência (FUZESSY et al., 2014; TODESCO et al., 2016; CEZAR; PESSÔA; BONVICINO, 2017; ESTRADA et al., 2017; MALUKIEWICZ, 2019; JUNKER et al., 2020; MELO et al., 2020; MALUKIEWICZ et al., 2021). Além disso, o sagui aurita é tido como mascote oficial do município de Viçosa, tornando a proteção da espécie importante não somente para o patrimônio genético, mas também para a comunidade local (VIÇOSA, 2020).

Nesse contexto, ações de conservação tornam-se extremamente importantes para a sobrevivência desses animais, sendo um dos planos de conservação nacional o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-de-coleira (PAN PPMA), que tem o objetivo geral: “Aumentar o habitat e reduzir o declínio das populações de primatas e preguiça ameaçados da mata atlântica em cinco anos” (ICMBIO/MMA, 2018). Assim, a compreensão da paisagem, a partir das métricas da paisagem, e a elaboração de corredores ecológicos, para a conexão de fragmentos, constituem estratégias eficazes para alcançar esse objetivo (MCGARIGAL; MARKS, 1995; DA SILVA et al., 2015; PIERIK et al., 2016; DOS SANTOS et al., 2016, 2020; MMA, 2016; PADILHA et al., 2016; PERKL, 2016; DALLOZ et al., 2017; DILKINA et al., 2017; SERTEL et al., 2018; MORANDI et al.,

2020; WU et al., 2021). Por exemplo, em paisagens mais fragmentadas, o tamanho, número e densidade de fragmentos florestais apresentam uma relação positiva com a ocupação de primatas (ANZURES-DADDA; MANSON, 2007; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2013; BENCHIMOL; VENTICINQUE, 2014; GRANDE et al., 2020). Os índices de ecologia de paisagem descrevem as estruturas e padrões espaciais de uma paisagem a partir de modelos matemáticos (LIRA; MORALES, 2016).

Além disso, devido aos movimentos arborícolas dos primatas, os mesmos possuem maior capacidade de ocupar pequenos fragmentos em paisagens conectadas (GOUVEIA et al., 2016; GALÁN-ACEDO et al., 2019), o que reforça a importância da elaboração de corredores ecológicos para a conservação da espécie. Os corredores ecológicos, os quais consistem em sistemas complexos que fornecem condições de habitat para diversas espécies, tem como principais impactos a redução dos impactos da fragmentação, como a endogamia e falta de alimentos, aumentando a sua viabilidade populacional (HARRIS, 1984, 1985; HENRIQUES-SILVA et al., 2015; TODESCO et al., 2016; BENZ et al., 2016; LIRA et al., 2016; ABRAHMS et al., 2017; MORAES et al., 2018; GALÁN-ACEDO et al., 2019; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2020; SOUZA et al., 2020; WU et al., 2021). Entretanto, os corredores ecológicos, devem ser planejados de acordo com alguns requisitos da espécie alvo, considerando tanto seus aspectos estruturais como funcionais (FILIPOVIC; PETROVIC, 2015; KROSBY et al., 2015; MCCLURE; HANSEN; INMAN, 2016; RIBEIRO et al., 2017; HILTY et al., 2020).

## CAPÍTULO 1 – AVALIAÇÃO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM PARA A CONSERVAÇÃO DE *Callithrix aurita* (É. Geoffroy, 1812) (PRIMATES: CALLITRICHIDAE)

### 1. INTRODUÇÃO

O bioma Mata Atlântica é considerado um *hotspot* de biodiversidade e está entre as áreas mais fragmentadas e ameaçadas do planeta (ARAUJO; KOMONEN; LOPES-ANDRADE, 2015). Atualmente, o bioma ocupa cerca de 13% da floresta que existia originalmente (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2021), sendo dominada principalmente por pequenos fragmentos (HADDAD et al., 2015). A fragmentação de habitat pode ser definida como um processo em que o habitat contínuo é reduzido a habitats menores. Tal situação está relacionada, principalmente, com a urbanização e a intensificação da agricultura (YU et al., 2012), o que tem causado, ao longo dos anos, a perda de biodiversidade (CLAUDINO; GOMES; CAMPOS, 2015; CARVALHO; BRAGA; NASCIMENTO, 2016).

O atual cenário de fragmentação da Mata Atlântica desperta sérias preocupações, visto que fragmentos maiores possuem maior riqueza de espécies (RODRIGUES et al., 2020). Além disso, certas espécies necessitam de uma área mínima para se perpetuar, o que é chamado de área de vida. Por exemplo, estudos estimam que a área de vida mínima do *Callithrix aurita* varia de 11 ha a 39,9 ha (TORRES DE ASSUMPCÃO, 1983; MUSKIN, 1984; CORRÊA, 1995; BRANDÃO; DEVELEY, 1998; MARTINS, 1998; MELO et al., 2022). Para os primatas, o atual cenário de desmatamento e fragmentação da Mata Atlântica se apresenta como um grande desafio para a sua sobrevivência, visto que estes animais vêm sendo forçados a viver em fragmentos florestais isolados, como áreas protegidas, o que pode causar o isolamento genético (ARROYO-RODRÍGUEZ; MANDUJANO, 2009; POZO-MONTUY; SERIO-SILVA; BONILLA-SÁNCHEZ, 2011; CARVALHO et al., 2013; AXIMOFF et al., 2016; VITAL et al., 2020; TABACOW et al., 2021) e a consequente endogamia (FAHRIG, 2003; POZO-MONTUY; SERIO-SILVA; BONILLA-SÁNCHEZ, 2011; DA SILVA et al., 2015). Entretanto, fatores antrópicos, como a caça, apanha, domesticação, tráfico, doenças antropogênicas e introdução de espécies exóticas (causando competição e hibridação) também contribuem para o risco de extinção desses animais (TODESCO et al., 2016; CEZAR; PESSÔA; BONVICINO, 2017; ESTRADA et al., 2017; JUNKER et al., 2020).

Uma das espécies de primatas ameaçadas da Mata Atlântica é o *Callithrix aurita*, também conhecido como sagui-de-cara-escura, sagui-caveirinha (RYLANDS, 1993; AXIMOFF et al., 2016; MELO et al., 2018, 2020) ou localmente como aurita, estando considerada como em perigo no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (MELO et al., 2018). A espécie pertence ao gênero *Callithrix* (também chamados de “saguis”), que é composto por seis espécies, todas endêmicas do Brasil (HANNIBAL et al., 2019). Para o *Callithrix aurita* a hibridação e a competição são as principais ameaças a sua sobrevivência sendo causada pela simpatria entre as espécies exóticas de *Callithrix*, introduzidas por fatores antropogênicos fora de suas áreas nativas (MALUKIEWICZ et al., 2021). O cruzamento entre as diferentes espécies gera híbridos com potencial para disseminar alelos alopátricos entre os indivíduos de *C. aurita*, contribuindo assim, para uma erosão genética (CARVALHO et al., 2013; MALUKIEWICZ et al., 2014).

Uma estratégia eficaz para a conservação da biodiversidade é compreender como os diferentes aspectos da paisagem influenciam o comportamento dos animais, os quais têm efeitos diretos e indiretos em diversos processos ecológicos (DA SILVA et al., 2015). Nesse sentido, índices de ecologia da paisagem têm sido extensivamente utilizados para a caracterização da paisagem (MCGARIGAL; MARKS, 1995; DOS SANTOS et al., 2016; DALLOZ et al., 2017; SERTEL et al., 2018) e como método de monitoramento (MARTINEZ DEL CASTILLO et al., 2015). Tais índices consistem em modelos matemáticos que descrevem estruturas e padrões espaciais de uma paisagem, ou seja, índices quantitativos utilizados para descrever características de uso da terra (LIRA; MORALES, 2016).

Para Galán-Acedo et al. (2021) o conhecimento das características da paisagem é uma poderosa ferramenta para a inferência do estado de conservação de espécies de primatas na natureza. Por exemplo, o tamanho, número e densidade de fragmentos florestais apresentam uma relação positiva com a ocupação de primatas em paisagens menos conectadas funcionalmente (ANZURES-DADDA; MANSON, 2007; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2013; BENCHIMOL; VENTICINQUE, 2014; GRANDE et al., 2020). Em relação ao isolamento, os primatas apresentam comportamentos variáveis, podendo ser positiva ou negativamente relacionado ao tamanho das populações (GALÁN-ACEDO et al., 2019). Apesar disso, em paisagens mais conectadas os primatas têm maior capacidade de ocupar pequenos fragmentos, uma vez que a maioria (84%) dos primatas tem movimentos arbóricolas (GOUVEIA et al., 2016; GALÁN-ACEDO et al., 2019).

Desta forma, o trabalho tem como objetivo avaliar a estrutura da paisagem e realizar uma pré-seleção de fragmentos florestais para a reintrodução de auritas, baseado em características da paisagem, no município de Viçosa - MG, os quais vem sendo criados e reproduzidos no Centro de Conservação dos Saguis-da-Serra da Universidade Federal de Viçosa (CCSS-UFV). Além disso, o objetivo do trabalho está em sinergia com o plano de ações do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-de-coleira (PAN PPMA), que possui como objetivo específico 1: “Restaurar, manter e aumentar o habitat e sua conectividade em áreas importantes para a conservação dos táxons alvos do PAN”.

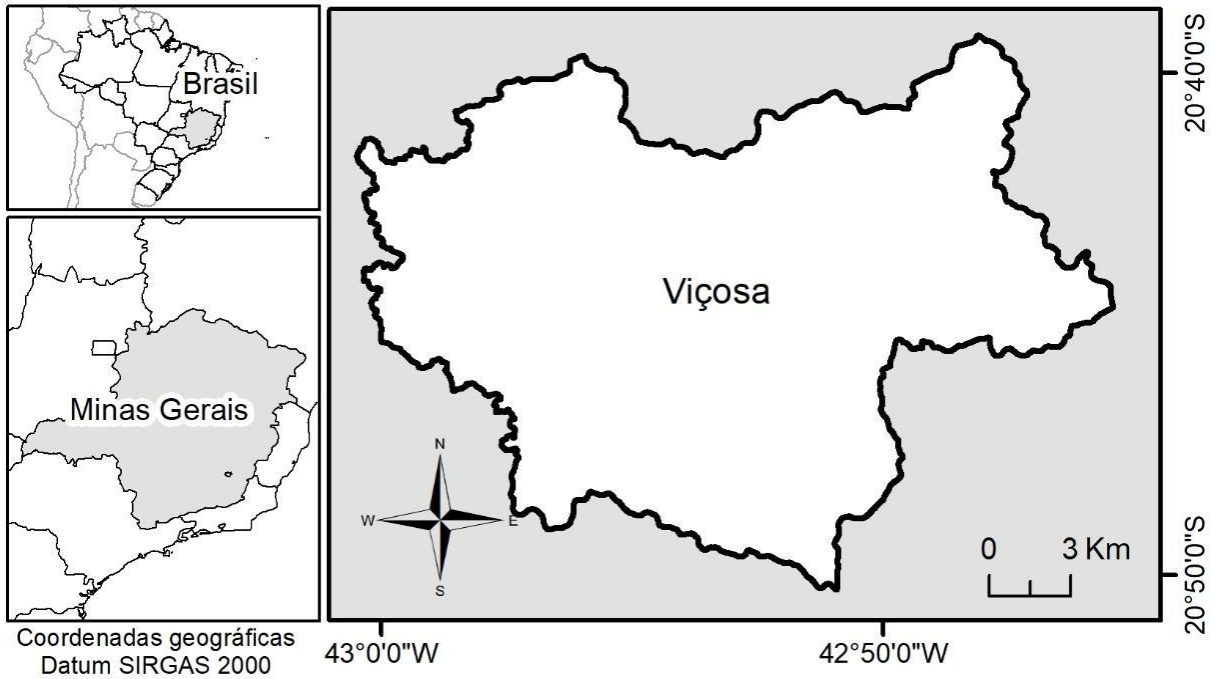
## **2. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1. Área de estudo**

O estudo foi realizado no município de Viçosa, estado de Minas Gerais, Brasil (Figura 1). Viçosa está situada no domínio da Mata Atlântica, com uma população estimada de 79.910 pessoas e uma área de 299,418 km<sup>2</sup> (IBGE, 2021). O município, que outrora fora coberto por Floresta Atlântica (VALVERDE, 1958), teve sua área de vegetação nativa severamente reduzida, por consequência da sua intensa atividade de agropecuária, além da expansão urbana (PINHEIRO et al., 2021). Atualmente, a região é dominada por pastagens, com áreas florestais altamente fragmentadas (MOTA, 2018; PINTO, 2020). O clima da região é Subtropical Úmido (Cwa), com verões quentes e invernos secos, de acordo com a classificação de Köppen (ALVARES et al., 2013).

Apesar de ser uma área de ocorrência natural da espécie *Callithrix aurita*, o mesmo já está ameaçado na região há mais de duas décadas. Um estudo realizado por Pereira et. al (1995) encontraram somente um indivíduo de aurita no município. Já em 2018, Vital et al. (2020) encontraram somente um grupo puro de auritas, e no ano seguinte, os mesmos autores encontraram apenas um grupo misto de auritas e híbridos.

Figura 1 - Área de estudo.

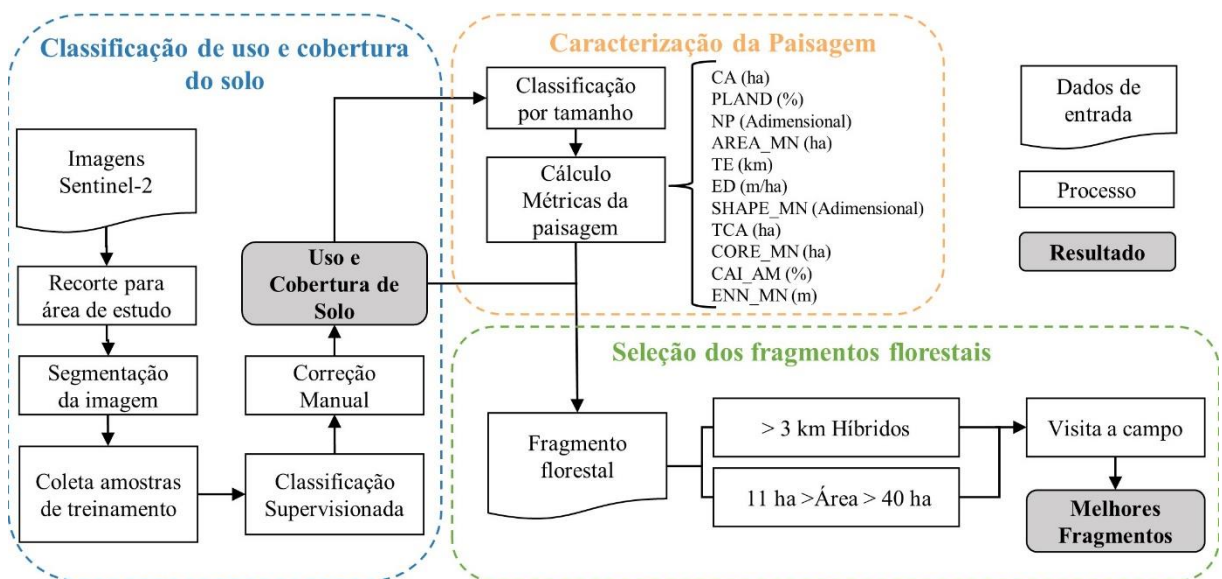


Fonte: do autor.

**2.2. Processamento dos dados**

O fluxograma metodológico com as etapas para a realização do trabalho é apresentado na Figura 2.

Figura 2 - Fluxograma metodológico.



Fonte: do autor.

**2.2.1. Classificação de uso e cobertura do solo**

Para esta etapa, foram utilizadas imagens de abril de 2021 do satélite Sentinel-2, com resolução espacial de dez metros, obtidas a partir da plataforma *Earth Explorer* (USGS, 2021). As bandas utilizadas foram o Infravermelho próximo (B8), o Vermelho (B4) e o Verde (B3), que posteriormente foram recortadas para a área de estudo a partir de um arquivo vetorial do município de Viçosa, obtido da base de dados do IBGE (IBGE, 2020).

A classificação de uso e cobertura do solo (UCS) foi realizada de forma supervisionada em ambiente SIG a partir do método Classificação Orientada ao Objeto (OBI), no software *ArcMap 10.8* (ESRI, 2011). Foram definidas sete classes: Agricultura, Corpos hídricos, Floresta nativa, Floresta plantada, Pastagem, Solo exposto e Áreas urbanas.

Para a segmentação da imagem, utilizou-se as bandas B8, B4 e B3. Essa etapa tem o objetivo de particionar a imagem em um conjunto de regiões com características similares de acordo com propriedades específicas como textura, cor, forma, tamanho e nível de cinza (LUCCHESSEY; MITRAY, 2001; HOSSAIN; CHEN, 2019). No processamento da segmentação, foi atribuído o valor 18, dentro de uma escala de um a vinte, para as características espectrais entre classes, onde um valor maior é adequado em situações em que você tem características espectrais semelhantes, mas deseja-se classificar separadamente, por exemplo, agricultura e pastagem. Já para as características espaciais foi atribuído o valor 12, onde um valor mais alto é apropriado para situações em que as classes de interesse são pequenas e agrupadas (ESRI, 2011). O tamanho mínimo atribuído para cada segmento foi de dez pixels (1000 m<sup>2</sup>), ou seja, as áreas menores que este limite foram mescladas ao seu segmento vizinho mais adequado (ESRI, 2011). Em seguida, foram coletadas amostras de treinamento da imagem segmentada a partir da fotointerpretação. Posteriormente, foi realizada classificação da imagem segmentada com o método de Máxima Verossimilhança.

Finalmente, foi realizada uma correção manual da imagem classificada com o auxílio de imagens aéreas do município (ESRI, 2022). Esse refinamento foi realizado para aumentar a homogeneidade de cada classe, uma vez que foram geradas dentro de algumas classes, pequenas áreas pertencentes a outras classes.

### 2.2.2. Caracterização da paisagem

Após a classificação, foram calculadas dez métricas de ecologia de paisagem para os fragmentos nativos (Tabela 1), visando avaliar as condições da paisagem no município. Os fragmentos foram divididos em três classes de tamanho, sendo estes: menor que 11 ha; entre

11 e 40 ha; e maior que 40 ha, conforme a área de vida da espécie alvo (TORRES DE ASSUMPCÃO, 1983; MUSKIN, 1984; CORRÊA, 1995; BRANDÃO; DEVELEY, 1998; MARTINS, 1998; MELO et al., 2022). De forma a evitar métricas redundantes, foram selecionadas métricas que explicassem as características da paisagem em termos de conservação. As métricas foram calculadas a partir da metodologia de McGarigal e Marks (1995), no software Fragstats 4.2 (MCGARIGAL, 2015). Para o cálculo das áreas sob efeito de borda foi definido uma distância de 50 metros.

Tabela 1 – Descrição das métricas de paisagem calculados pelo *Fragstats* para os fragmentos.

Métrica	Sigla (Unidade)	Descrição
Área da Classe	CA (ha)	Soma da área todos os fragmentos da classe de UCS.
Área relativo ao total da fisionomia	PLAND (%)	Relação entre a área (CA) de cada classe pela área total da fisionomia.
Número total de fragmentos	NP (Adimensional)	Número total de fragmentos por classe de UCS.
Tamanho médio dos fragmentos	Area_MN (ha)	Tamanho médio dos fragmentos por tipo de classe de UCS.
Comprimento total de borda	TE (km)	Comprimento total da borda para cada classe de UCS.
Densidade de borda	ED (m/ha)	Relação do comprimento total de bordas (TE) com a área total da fisionomia.
Índice de forma médio	SHAPE_MN (Adimensional)	Expressa o quanto o fragmento é próximo de um quadrado regular (para raster). Quanto mais próximo de 1, mais regular é o fragmento.
Total de área nuclear	TCA (ha)	Soma da área nuclear de todas os fragmentos de determinada classe de UCS.
Área nuclear média	CORE_MN (ha)	Área média da parte central dos fragmentos, retirando as partes externas, de acordo com a distância de borda definida.

Índice de área nuclear total	CAI_MN (%)	Relação da área nuclear com a área total da classe correspondente (CA).
Distância média do vizinho mais próximo	ENN_MN (m)	Média entre a soma de todas as menores distâncias entre um fragmento e outra de mesma classe.

Fonte: Adaptado McGarigal (2015).

### 2.2.3. Seleção dos fragmentos florestais

A pré-seleção dos fragmentos ótimos para a reintrodução inicial de *Callithrix aurita*, foi realizada com o auxílio da base de dados do CCSS-UFV, que dispõe de informações sobre a presença de espécies invasoras ou híbridas do gênero *Callithrix* nos fragmentos florestais do município. Desta forma, foram localizados todos os fragmentos florestais onde foi registrada a presença de híbridos (VITAL et al., 2020). Posteriormente, foram selecionados, em ambiente SIG, fragmentos florestais que atendam às seguintes condições: Distância maior de três quilômetros dos fragmentos com presença de híbridos, a fim de se evitar o contato com híbridos, além de uma área total entre 11 e 40 ha (TORRES DE ASSUMPCÃO, 1983; MUSKIN, 1984; CORRÊA, 1995; BRANDÃO; DEVELEY, 1998; MARTINS, 1998; MELO et al., 2022).

Em seguida, foram realizadas visitas a campo nos fragmentos pré-selecionados a fim de se verificar a presença ou ausência de *Callithrix aurita*, saguis invasores ou híbridos. A coleta de dados foi realizada na borda dos fragmentos, a partir da metodologia de busca ativa com auxílio de playback, adaptada de Vital et. al (2020) e Gestich et al. (2017). A coleta foi feita em pontos gerados aleatoriamente, equidistantes 400 metros entre si. Em cada ponto foram executadas duas sessões de *playback* espaçadas por um minuto. Um megafone amplificador K150T foi utilizada para efetuar *long-calls* de *Callithrix aurita*. *Long-calls* são utilizados por calitriquídeos a fim de atrair parceiros, localizar grupos e para defesa territorial (SNOWDON, 1993).

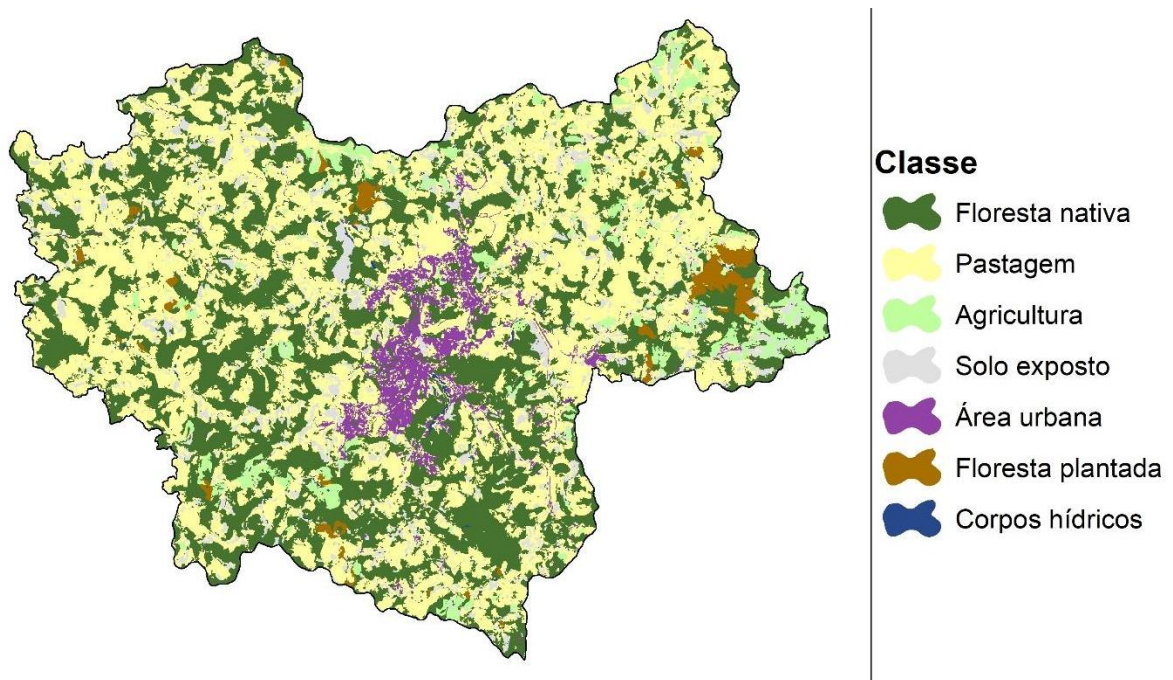
As coletas foram efetuadas em quatro expedições de fevereiro a abril de 2022, iniciando-se as primeiras sessões de *playback* no período da manhã e finalizando no período da tarde. Cada ponto foi visitado apenas uma vez em todo o estudo.

## 3. RESULTADOS

### 3.1. Uso e cobertura do solo

A área de estudo apresentou uma predominância de áreas de pastagem e florestas nativas com aproximadamente 45% e 37% da área total, respectivamente, estando o segundo distribuído na forma de fragmentos (Figura 3), de acordo com a classificação realizada sobre a imagem segmentada (Anexo A).

Figura 3 - Uso e cobertura do solo no município de Viçosa, Minas Gerais.

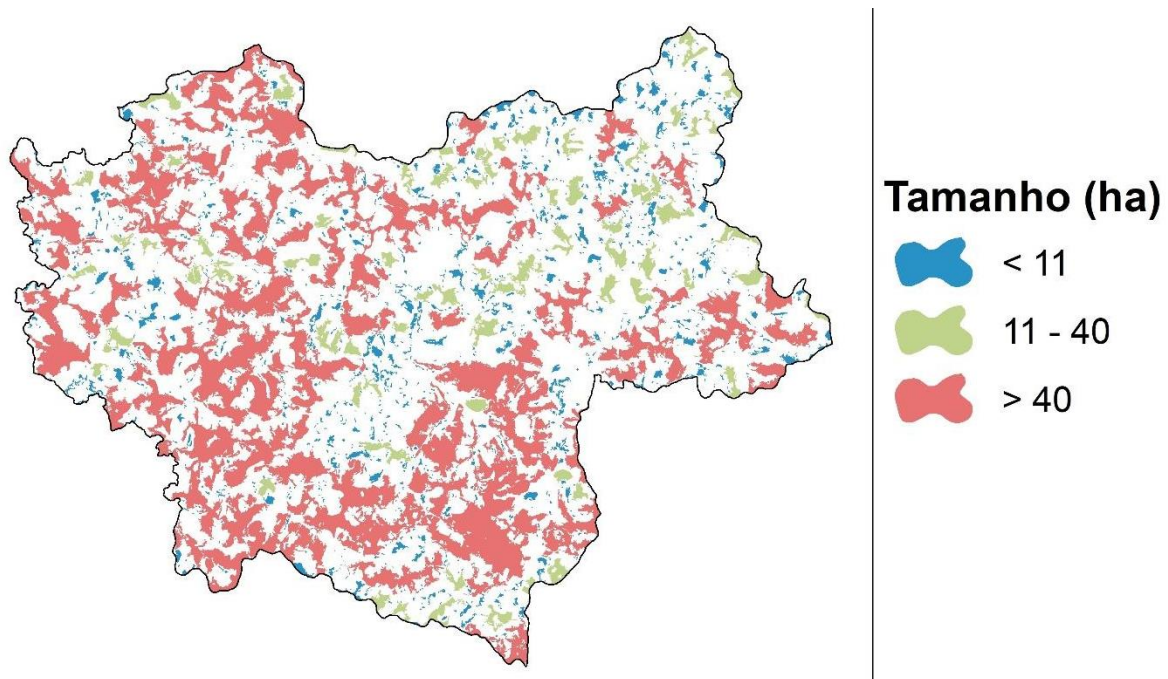


Fonte: do autor.

### 3.2. Caracterização da paisagem

A distribuição das classes de tamanho de fragmentos nativos está representada na Figura 4. É importante destacar maior fragmentação na região nordeste do município, apresentando uma predominância de fragmentos menores que 40 ha.

Figura 4 - Representação das classes de tamanho de floresta nativa no município de Viçosa – MG.



Fonte: do autor.

A área e número de fragmentos na classe ideal, ou seja, para a sobrevivência de auritas (11 – 40 ha), apresentou um valor baixo, representando 13,09% da área florestal (CA) e somente 4,36% do número de fragmentos florestais nativos (NP) no município (Tabela 2). Apesar de serem predominantes em quantidade no município (93,05%), os fragmentos menores que 11 ha representaram a menor parcela de área entre as classes analisadas (10,4%). Os fragmentos na classe de 11 – 40 ha apresentaram um menor valor nas métricas de borda (TE e ED), se comparado às demais classes. Além disso, esta classe apresentou um valor intermediário em relação ao índice de forma (SHAPE\_MN) e aos índices de área nuclear (TCA, CORE\_MN e CAI\_AM), apresentando 30,24% de área nuclear. Em relação ao índice de proximidade (ENN\_MN), a classe de 11-40 ha apresentou um alto isolamento em relação às demais, entretanto, se avaliado a fisionomia florestal como um todo, o índice reduziu para 52,96 metros, o que representa uma redução de 89,41%.

Tabela 2 – Métricas de paisagem calculadas para os fragmentos florestais do município de Viçosa, Minas Gerais.

Métrica	Classe de Tamanho		
	< 11 ha	11 - 40 ha	> 40 ha
CA (ha)	1.141,27	1.437,22	8.398,34
PLAND (%)	10,40	13,09	76,51

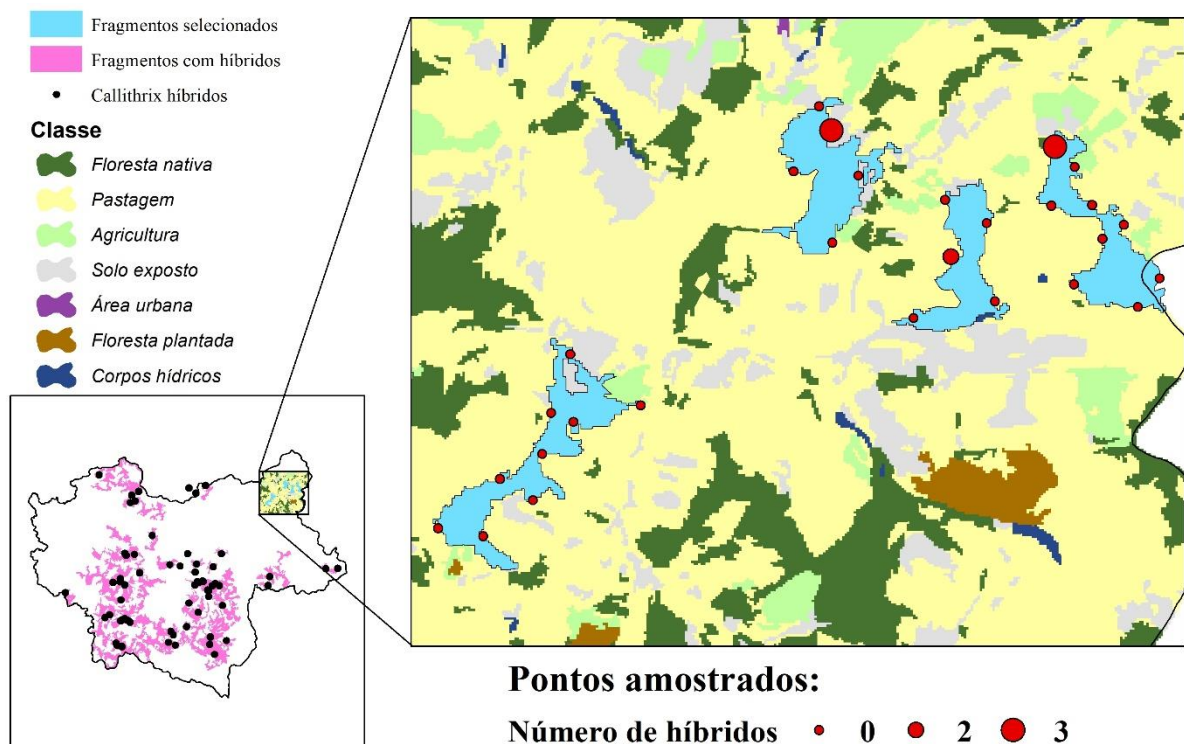
<b>NP</b>	1473	69	41
<b>AREA_MN (ha)</b>	0,77	20,83	204,84
<b>TE (km)</b>	758,52	381,04	1537,26
<b>ED</b>	69,10	34,71	140,04
<b>SHAPE_MN</b>	1,57	3,02	6,05
<b>TCA (ha)</b>	72,66	434,56	4.040,47
<b>CORE_MN (ha)</b>	0,05	6,30	98,55
<b>CAI_AM (%)</b>	6,37	30,24	48,11
<b>ENN_MN (m)</b>	110,77	511,35	225,01
<b>ENN_MN* (m)</b>		52,96	

\*Calculada para toda a fisionomia

### 3.3. Seleção dos Fragmentos Florestais

Foram selecionados quatro fragmentos florestais para a reintrodução dos auritas, todos localizados na região nordeste do município (Figura 5). Os fragmentos apresentaram um predomínio de pastagem nos arredores, com alguns trechos de agricultura e solo exposto. A área dos fragmentos variou de 11 ha até 17 ha.

Figura 5 - Fragmentos selecionados para a reintrodução de *Callithrix aurita* e a representação do número de saguis observados nos respectivos pontos amostrados.



Fonte: do autor.

Não foi observado indivíduo de *Callithrix aurita* nos fragmentos selecionados. Entretanto, foram encontrados grupos de saguis híbridos em três dos fragmentos selecionados, conforme representado na Figura 5, com traços de pelagem indicando ancestralidade de *Callithrix aurita* e possivelmente de até três espécies invasoras, *C. geoffroyi*, *C. penicillata* e *C. jacchus* (FUZESSY et al., 2014; VITAL et al., 2020). Apesar de representarem poucos indivíduos, é importante frisar que o estudo foi realizado somente nas bordas dos fragmentos, o que pode levar a uma subestimação do número real de indivíduos.

#### 4. DISCUSSÃO

A classificação de uso e cobertura de solo no município de Viçosa evidenciou uma paisagem fortemente fragmentada, o que, além de reduzir a oferta de serviços ecossistêmicos (MITCHELL et al., 2015), também aumenta o isolamento de espécies (DA SILVA et al., 2015), podendo causar problemas como endogamia ou até mesmo a extinção de espécies (BENZ et al., 2016; LIRA et al., 2016; TODESCO et al., 2016; ABRAHMS et al., 2017; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2020; SOUZA et al., 2020; WU et al., 2021). Além dos efeitos causados citados anteriormente, a fragmentação também pode reduzir a riqueza de espécies (PÜTTKER et al., 2020; RODRIGUES et al., 2020).

Entretanto, a fragmentação foi importante para a manutenção de auritas no município de Viçosa, pois possibilitou o isolamento de grupos puros da espécie (PEREIRA et al., 1995; VITAL et al., 2020; BRASILEIRO, 2022). Não somente, é importante destacar que algumas espécies de primatas podem sobreviver em áreas fragmentadas, sendo consideradas espécies flexíveis a distúrbios (BANKS-LEITE et al., 2014; PALMEIRIM et al., 2019). Por exemplo, Pozo-Montuy et al. (2011) encontraram em seu estudo que indivíduos de *Alouatta pigra*, também conhecido como macaco bugio-preto, são capazes de sobreviver mesmo em paisagens altamente fragmentadas, uma vez que são capazes de se alimentar, movimentar-se e realizar atividades diárias na paisagem. Não somente, Gestich et al. (2021) encontraram em seu trabalho uma relação positiva entre a fragmentação e a densidade de *Callicebus nigrifrons*, também conhecidos como macacos sauá, mostrando que estes indivíduos são capazes de sobreviver em pequenos fragmentos.

Por outro lado, a conectividade auxilia a movimentação, e conseqüente reprodução dos saguis invasores (CROOKS; SUAREZ, 2006). Por esta razão, apesar da espécie *Callithrix aurita* ser nativa da região (VITAL et al., 2020), a introdução de espécies exóticas (TODESCO et al., 2016; CEZAR; PESSÔA; BONVICINO, 2017; ESTRADA et al., 2017;

JUNKER et al., 2020), aliado à maior conectividade no passado, levou a uma forte hibridação e consequente perda da espécie no município há mais de 20 anos (PEREIRA et al., 1995). Tal fenômeno é amplamente estudado na literatura, onde a introdução de espécies exóticas causou a hibridação e competição, levando muitas espécies à quase extinção (RHYMER; SIMBERLOFF, 1996; BRADBEER et al., 2019; HATA et al., 2019; BORZÉE et al., 2020).

A predominância de fragmentos pequenos na paisagem é uma característica observada para quase todo o Brasil em biomas não amazônicos (HADDAD et al., 2015; GROSS, 2017; SANTOS et al., 2018; SALVIANO; GARDON; DOS SANTOS, 2021). Por outro lado, a predominância de fragmentos grandes é ecologicamente importante, visto que tem uma relação positiva com a riqueza de espécies (EVJU; SVERDRUP-THYGESON, 2016; MOHANDASS et al., 2017). Entretanto, devido ao atual cenário de predominância de saguis híbridos na região, a conexão não planejada entre fragmentos pode propiciar o encontro de diferentes grupos de *Callithrix*, intensificando a hibridação da espécie. Por esta razão, a presença de menores fragmentos, apesar de mais susceptíveis a fatores externos (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991) e antrópicos (TODESCO et al., 2016; CEZAR; PESSÔA; BONVICINO, 2017; ESTRADA et al., 2017; JUNKER et al., 2020) se tornam mais propícios para a reintrodução de *Callithrix aurita*.

É importante destacar que, de forma geral, a densidade de bordas é inversamente proporcional ao tamanho dos fragmentos, e, quanto maior o número de fragmentos de determinada classe, maior a densidade de borda (CALEGARI et al., 2010; JUVANHOL et al., 2011; PÜTTKER et al., 2020). Os efeitos de borda favorecem impactos em primatas, como caça, maior predação e até mesmo influenciar as cargas parasitárias, especialmente àqueles que necessitam de grandes árvores para alimentação e/ou locomoção (LENZ; JACK; SPIRONELLO, 2014), por tal razão, os fragmentos na faixa de 11-40 ha se apresentaram mais adequados à reintrodução dos auritas. É importante ressaltar que a magnitude dos efeitos de borda depende do uso da terra próximo ao habitat (PÜTTKER et al., 2020).

Apesar de pequenos habitats não representarem o tamanho ideal para a viabilidade de espécies, tal realidade pode ser diferente em caso de fragmentos próximos, podendo inclusive possuir maior riqueza de espécies (FAHRIG, 2020), auxiliar na conexão e migração de indivíduos (YU et al., 2012; GALÁN-ACEDO et al., 2018; TIANG et al., 2021) e até mesmo evitar a disseminação de parasitas, doenças e incêndios (FAHRIG et al., 2019). Tal afirmação corrobora a importância das métricas de proximidade, as quais, se analisadas para a fisionomia como um todo, apresenta um baixo isolamento e, portanto, devido aos hábitos

arbóreos dos *Callithrix aurita* e sua capacidade de ocupar pequenos fragmentos (GOUVEIA et al., 2016; GALÁN-ACEDO et al., 2019), auxilia fortemente na sua migração.

Os quatro fragmentos selecionados se apresentaram próximos, o que facilita na proposição de métodos para conexão entre os fragmentos. A conexão de fragmentos é de extrema importância para o sucesso reprodutivo, visto que a dispersão é essencial para a dinâmica e viabilidade populacional (HENRIQUES-SILVA et al., 2015; MORAES et al., 2018), e para isso, diversos estudos utilizaram de corredores ecológicos para conectar áreas florestais isoladas (MMA, 2016; PADILHA et al., 2016; PERKL, 2016; PIERIK et al., 2016; DILKINA et al., 2017; DOS SANTOS et al., 2020; MORANDI et al., 2020; WU et al., 2021).

Apesar de terem sido encontrados alguns indivíduos de saguis híbridos nos fragmentos selecionados, algumas técnicas podem ser realizadas a fim de se contornar este problema. Um método comumente sugerido na literatura é a captura e esterilização dos indivíduos indesejados no local (TUYTTENS; MACDONALD, 1998; MACGREGOR et al., 2013; DE QUEIROZ et al., 2017). Por exemplo, Boulanger et al. (2012) sugeriram em seu estudo a esterilização de cervos de cauda branca que estavam prejudicando a comunidade local. Além deste método, é importante realizar um programa de sensibilização com a comunidade local, reforçar as leis e a fiscalização a fim de se evitar a domesticação, venda e tráfico de saguis (ESTRADA et al., 2017; NORCONK et al., 2020; MALUKIEWICZ et al., 2021).

O trabalho considerou imagens Sentinel-2, públicas e gratuitas, para a classificação de uso e cobertura de solo, o que torna o trabalho replicável para auritas de outras áreas (MORAES; MELO, 2011; NORRIS et al., 2011; AXIMOFF et al., 2016; DETOGNE et al., 2017). Além disso, o método, se adaptado às condições da espécie e locais, pode ser aplicada também a outras espécies ameaçadas de extinção pela hibridação (ADAVOUDI; PILOT, 2022), como o sagui-da-serra (*Callithrix flaviceps*) (HILÁRIO et al., 2018), o javali indonésio (*Sus scrofa vittatus*), na Indonésia (DRYGALA et al., 2020) e a corça italiana (*Capreolus capreolus italicus*), na Itália (MUCCI; MATTUCCI; RANDI, 2012). Não somente, um aprimoramento das bases de dados e de recursos para uma melhor avaliação das situações dos saguis no município e vizinhança é recomendada. É esperado que este estudo auxilie na restauração e proteção dos indivíduos de *Callithrix aurita* no município, visando a perpetuação da espécie na natureza.

## 5. CONCLUSÃO

O estudo apresentou uma área fortemente fragmentada com poucos fragmentos ideais para a reintrodução dos *Callithrix aurita* devido à baixa presença de fragmentos na faixa de 11 a 40 hectares e à alta presença de híbridos no município. Apesar disso, os fragmentos nesta faixa se mostraram adequados para a reintrodução de auritas, se analisados a partir das métricas de paisagem, uma vez que apresentaram baixa densidade de borda e, conseqüentemente, menores efeitos de borda. Além disso, os fragmentos selecionados se apresentaram relativamente próximos, o que auxilia a dispersão dos indivíduos e a implementação de corredores ecológicos entre eles. Enfim, devido à presença de híbridos no município e nos fragmentos selecionados, se torna imperativo que haja alguma ação de remoção ou esterilização dos mesmos, a fim de se reintroduzir os indivíduos de *Callithrix aurita*.

## **CAPÍTULO 2 - DELIMITAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS PARA CONSERVAÇÃO DE *Callithrix aurita* (É. Geoffroy, 1812) (PRIMATES: CALLITRICHIDAE)**

### **1. INTRODUÇÃO**

Ao longo dos anos, a Mata Atlântica vem sofrendo fortes degradações (SOUZA et al., 2021), o que causa uma perda considerável da biodiversidade, além da fragmentação e alteração da dinâmica florestal do ecossistema (CLAUDINO; GOMES; CAMPOS, 2015; HADDAD et al., 2015; CARVALHO; BRAGA; NASCIMENTO, 2016; CIRNE-SILVA et al., 2020; DALMASO et al., 2020). Atualmente, o bioma está entre os mais fragmentados do mundo (METZGER, 2009; ARAUJO; KOMONEN; LOPES-ANDRADE, 2015; SOUZA et al., 2021), com cerca de 13% de sua área florestal remanescente (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2021). Não somente, a cobertura remanescente do bioma consiste principalmente de pequenos fragmentos florestais, inseridos em matrizes antropogênicas, como agricultura e pastagem (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; REZENDE et al., 2018). Por conta disso, o bioma torna-se bastante vulnerável às ações antrópicas, despertando preocupações da sociedade científica quanto a sua conservação (PIROVANI et al., 2014).

O aumento da fragmentação no bioma prejudica a dispersão da vida selvagem. A dispersão é um dos principais fatores que influenciam a dinâmica e viabilidade populacional (MORAES et al., 2018). Por esta razão, a conectividade da paisagem é essencial para a conservação das espécies, visto que a mesma promove uma vantagem no sucesso reprodutivo a longo prazo para os indivíduos em escala regional (HENRIQUES-SILVA et al., 2015), além de evitar a endogamia e extinções (BENZ et al., 2016; LIRA et al., 2016; ABRAHMS et al., 2017; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2020; SOUZA et al., 2020; WU et al., 2021).

A fim de se restaurar a conectividade, programas de conservação e estudos vem propondo corredores ecológicos (CE) como ferramenta para o planejamento da paisagem, conectando fragmentos isolados com caminhos de áreas florestadas (MMA, 2016; PADILHA et al., 2016; PERKL, 2016; PIERIK et al., 2016; DILKINA et al., 2017; DOS SANTOS et al., 2020; MORANDI et al., 2020; WU et al., 2021). É importante salientar que corredores ecológicos não são apenas rotas espaciais que servem ao movimento de espécies, e sim sistemas complexos que fornecem a maioria das condições de habitat para comunidades bióticas complexas (DJURDJIC, 2010). Neste sentido, os corredores devem preencher alguns

requisitos específicos da espécie alvo, considerando suas capacidades de movimentação (FILIPOVIC; PETROVIC, 2015; KROSBY et al., 2015; MCCLURE; HANSEN; INMAN, 2016; RIBEIRO et al., 2017), devendo contar tanto componentes funcionais quanto estruturais (HILTY et al., 2020).

Entre os diversos grupos afetados pela fragmentação, é importante destacar os primatas, visto que estes são indivíduos de hábitos arbóreos e, conseqüentemente, muito suscetíveis à fragmentação (ARROYO-RODRÍGUEZ; MANDUJANO, 2009; POZO-MONTUY; SERIO-SILVA; BONILLA-SÁNCHEZ, 2011; ESTRADA et al., 2017; GALÁN-ACEDO et al., 2019). Dentre estes, uma espécie altamente ameaçada é o *Callithrix aurita*, pertencente ao gênero *Callithrix* (também chamados de saguis), conhecido popularmente como sagui-de-cara-escura, sagui-caveirinha (CARVALHO et al., 2018; MELO et al., 2020) ou localmente como aurita. A espécie, nativa de Viçosa, vem sofrendo com vários fatores antrópicos, principalmente a fragmentação e a hibridação (FUZESSY et al., 2014; TODESCO et al., 2016; CEZAR; PESSÔA; BONVICINO, 2017; ESTRADA et al., 2017; MALUKIEWICZ, 2019; JUNKER et al., 2020), estando considerada em perigo de acordo com o Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (MELO et al., 2018).

Apesar de existirem estudos e programas para a conservação da espécie (CARVALHO et al., 2018; MALUKIEWICZ et al., 2021), e até mesmo para outros primatas (WU et al., 2021), há uma lacuna no que tange à recuperação da conectividade de fragmentos habitados por *C. aurita*. Logo, o trabalho tem o objetivo de definir corredores ecológicos interligando fragmentos florestais previamente selecionados, de modo a facilitar a reintrodução e dispersão dos auritas no município de Viçosa – MG, contribuindo também com o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-de-Coleira (PAN PPM), uma vez que o mesmo possui como um objetivo específico 1: “restaurar, manter e aumentar o habitat e sua conectividade em áreas importantes para a conservação dos táxons alvos do PAN” (ICMBIO/MMA, 2018).

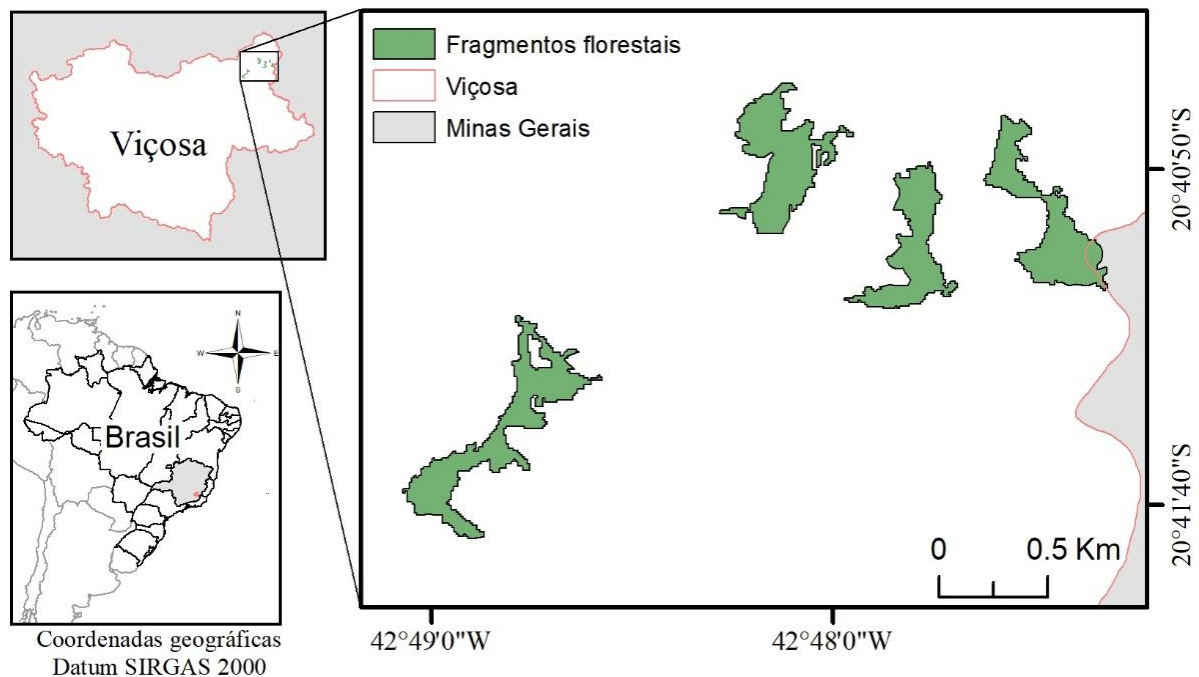
## **2. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1. Área de estudo**

O estudo foi realizado no município de Viçosa - MG, na região norte da Zona da Mata (Figura 1). O município possui um clima considerado Cwa, de acordo com a classificação Köppen, sendo definida como Subtropical Úmido, possuindo invernos secos e verões quentes

(ALVARES et al., 2013). O município conta com uma área de cerca de uma área de 299,418 km<sup>2</sup>, estando situada no domínio da Mata Atlântica, com uma população estimada de 79.910 pessoas e (IBGE, 2021). Além disso, a área é caracterizada por atividades agropecuárias de pequenos produtores, além de sofrer recentemente com uma forte expansão urbana (PINHEIRO et al., 2021).

Figura 1 - Área de estudo.



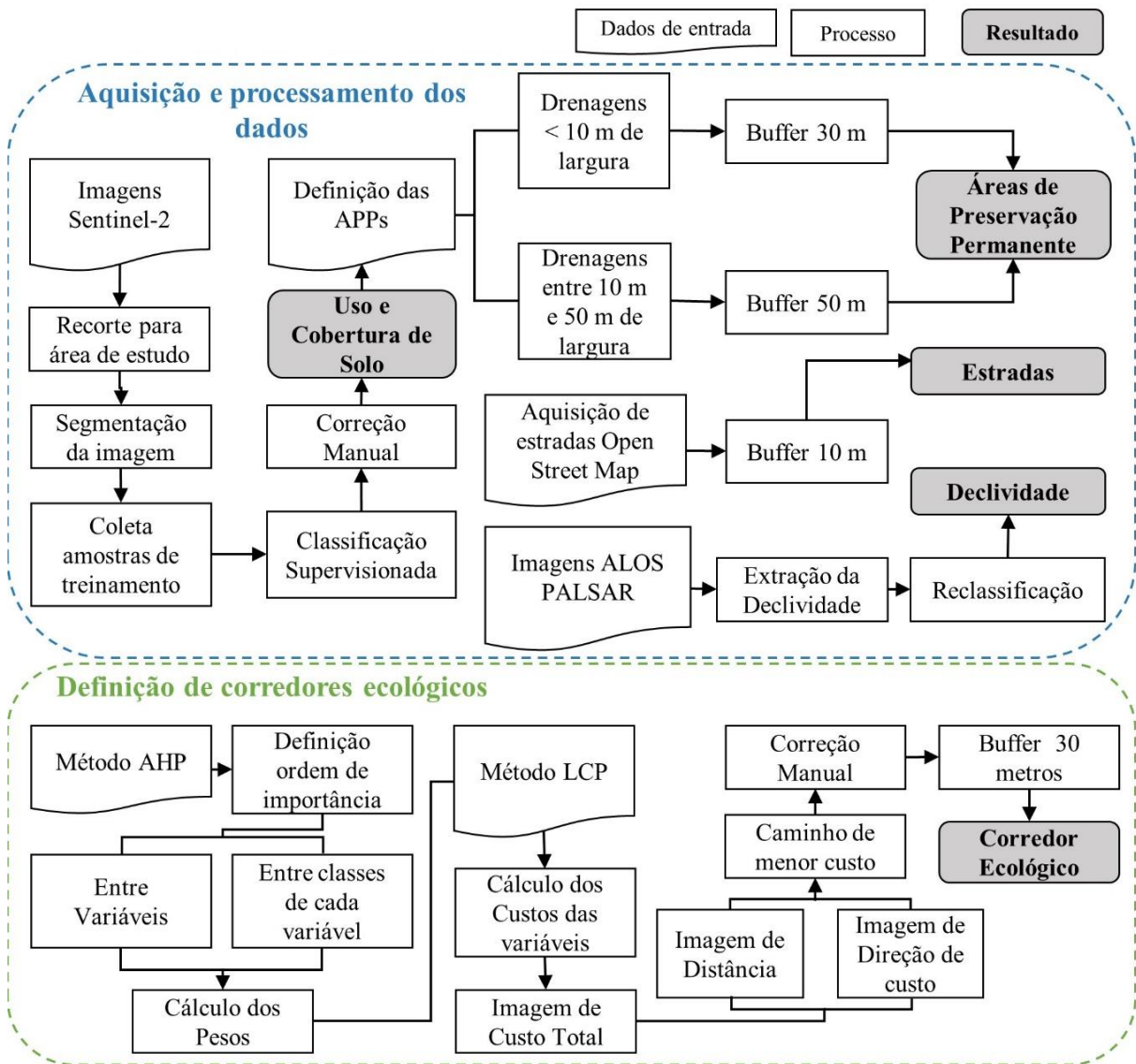
Fonte: do autor.

O município antes coberto por Floresta Atlântica (VALVERDE, 1958) possui uma predominância de áreas de agricultura e pastagem, com a presença de pequenos fragmentos florestais desconectados. Devido a este cenário, em conjunto com a hibridação dos *Callithrix aurita*, a espécie se apresenta altamente ameaçada no município, sendo encontrado poucos indivíduos da espécie em estudos na região (PEREIRA et al., 1995; VITAL et al., 2020).

## 2.2. Definição dos corredores ecológicos

O fluxograma metodológico com as etapas para a definição dos corredores ecológicos é apresentado na Figura 2.

Figura 2 - Fluxograma metodológico.



Fonte: do autor.

### 3.2.1. Aquisição e processamento dos dados

Para a classificação do Uso e Cobertura do Solo (UCS), foram utilizadas imagens de Sentinel-2, de resolução espacial de 10 m, datadas de abril de 2021, obtidas na plataforma *EarthExplorer* (USGS, 2021). A classificação foi realizada a partir das bandas do Infravermelho próximo (B8), do Vermelho (B4) e do Verde (B3), e recortadas para o município de Viçosa (IBGE, 2020). A classificação de uso e cobertura do solo (UCS) foi realizada em ambiente SIG no software *ArcMap 10.8* (ESRI, 2011), a partir do método de Classificação Orientada ao Objeto (OBI), sendo definida as seguintes classes: Agricultura, Corpos hídricos, Floresta nativa, Pastagem, Floresta plantada, Solo exposto e Áreas urbanas.

Primeiramente, foi realizada a segmentação da imagem, a partir das bandas selecionadas. Esta etapa visa dividir uma imagem em um conjunto de regiões com características semelhantes com base em propriedades específicas como textura, cor, forma, tamanho e escala de cinza (LUCCHESSEY; MITRAY, 2001; HOSSAIN; CHEN, 2019). Para o processamento da segmentação, os valores atribuídos para os detalhes espectrais e espaciais, numa escala de 0 a 20, foram 18 e 12 respectivamente. No que tange os detalhes espectrais entre as classes, um valor maior é adequado em situações no qual as características espectrais das classes são semelhantes, mas deseja-se classificar separadamente, por exemplo, floresta nativa e plantios florestais. Já para as características espaciais, um valor mais alto é apropriado para situações em que as classes de interesse são pequenas e agrupadas (ESRI, 2011). Foi definido para cada segmento um tamanho mínimo de 10 pixels, correspondente a 1000 m<sup>2</sup>, mesclando áreas menores ao segmento vizinho. Com o auxílio de imagens Sentinel-2, foram coletados segmentos como amostras de treinamento para a classificação supervisionada utilizando o método de Máxima Verossimilhança. A fim de melhorar a classificação, foi realizado um refinamento de forma manual.

Para a obtenção das Áreas de Preservação Permanente (APP) de cursos d'água, primeiramente foi necessário obter, por meio da fotointerpretação de imagens Sentinel-2, a hidrografia. Para isso, foi criado um arquivo vetorial, tipo linha, e demarcado manualmente na área de estudo as áreas de convergência dos relevos e de acúmulo de água. Posteriormente, foi realizado um buffer de 30 m para as drenagens com menos de 10 m de largura, e um buffer de 50 m para rios entre 10 e 50 m, medidos manualmente pela imagem, de acordo com o Código Florestal de 2012 (BRASIL, 2012a).

Além dos fatores citados acima, também foram utilizados, para a definição dos corredores ecológicos, as variáveis de Estradas (EST) e de Declividade (DEC). A primeira foi obtida a partir do Open Street Map (OSMF, 2022), sendo realizado um buffer de 10 metros para as mesmas. A Declividade foi gerada a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) oriunda do satélite ALOS PALSAR, obtido da plataforma Alaska Satellite Facility (ASF, 2022), com resolução espacial de 12.5 m. A imagem de declividade foi reclassificada em 3 classes: a) 0-20°, áreas aptas para agricultura mecanizada, b) 20- 45°, áreas de uso restrito e c) maior que 45°, áreas de APP (BRASIL, 2012b).

Os fragmentos florestais utilizados para a definição dos corredores ecológicos foram selecionados de acordo com o Capítulo 1, onde os fragmentos devem estar a mais de 3 km dos fragmentos com presença de híbridos e área entre 11 e 40 ha (TORRES DE ASSUMPCÃO,

1983; MUSKIN, 1984; CORRÊA, 1995; BRANDÃO; DEVELEY, 1998; MARTINS, 1998; MELO et al., 2022).

Todas as bases de dados vetoriais foram convertidas para o formato matricial com resolução espacial de 10 m (Anexo B), tendo como referência a imagem Sentinel-2. A imagem matricial de declividade foi reamostrada para a mesma resolução das variáveis anteriores.

### 3.2.2. Definição de corredores ecológicos

Para a definição dos corredores ecológicos foram utilizados os métodos Processo Hierárquico Analítico (AHP) e o método de caminho de menor custo (LCP) (DOS SANTOS et al., 2020). O método AHP foi utilizado para definir pesos para cada variável (UCS, APP, EST e DEC) (PIERIK et al., 2016; MORANDI et al., 2020). O método consiste em valorizar a importância de um fator relativo aos outros, obtendo um peso final para cada parâmetro (SAATY, 1977; SANTANA NETO et al., 2022), sendo construída uma matriz para comparar os fatores utilizados, julgando as classes em pares. O método LCP consiste na definição de um caminho com menor resistência entre dois pontos, sendo esta definida por pesos, baseado em fatores que afetem a passagem do corredor na área (DOS SANTOS et al., 2020). O mesmo requer que cada variável seja classificada de acordo com o seu custo, onde o menor custo indica o melhor local para se criar o corredor ecológico (MORANDI et al., 2020).

Primeiramente, foi definido ordem de importância de cada classe dentro de variável (ex. entre classes de uso e cobertura de solo), a fim de se calcular o peso das classes. Posteriormente, o mesmo processo foi realizado entre as variáveis do estudo (UCS, APP, EST e DEC), conforme mostra a Tabela 1. A escala de importância foi baseada na literatura (SANTOS et al., 2018; SCHWAIDA et al., 2018; DOS SANTOS et al., 2020; MORANDI et al., 2020). A consistência da execução foi analisada por meio da Razão de Consistência (CR), sendo considerada consistente com um  $CR < 0,1$  (MORANDI et al., 2020).

Tabela 1 - Matriz de importância das classes de uso e cobertura do solo (a), Áreas de preservação permanente (b), declividade do terreno (c), estradas (d) e entre as variáveis (e)

a) Matriz de comparação pareada de classes de uso da terra								
	AGR	URB	SOE	PAS	CPH	PLA	NAT	Peso
AGR	1	1	1/3	1/4	1/5	1/7	1/9	0,0293
URB	1	1	1/3	1/4	1/5	1/7	1/9	0,0293
SOE	3	3	1	1/2	1/3	1/5	1/7	0,0609
PAS	4	4	2	1	1/2	1/3	1/5	0,0951
CPH	5	5	3	2	1	1/2	1/4	0,1433
PLA	7	7	5	3	2	1	1/2	0,2405
NAT	9	9	7	5	4	2	1	0,4016

b) Matriz da comparação pareada das APPs			
	APP	Não-APP	Peso
Não-APP	1	1/9	0,1
APP	9	1	0,9

c) Matriz da comparação pareada das estradas			
	Estrada	Não-estrada	Peso
Estrada	1	1/9	0,1
Não-estrada	9	1	0,9

d) Matriz da comparação pareada da declividade				
	0° – 20°	20° - 45°	> 45°	Peso
0° – 20°	1	1/7	1/9	0,0549
20° - 45°	7	1	3	0,2897
> 45°	9	3	1	1,945

e) Matriz da comparação pareada das variáveis					
	UCS	APP	EST	DEC	Peso
UCS	1	1/3	1/5	1/7	0,0553
APP	3	1	1/3	1/5	0,1175
EST	5	3	1	1/3	0,2622
DEC	7	5	3	1	0,565

Onde UCS = Uso e Cobertura de Solo, APP = Áreas de Preservação Permanente, EST = Estradas, DEC = Declividade. Os respectivos CR foram a) 0,03; b) 0,00; c) 0,00; d) 0,07; e) 0,04.

Os custos de cada classe foram obtidos pela inversão dos pesos obtidos pelo método AHP multiplicados por 100, conforme a metodologia de Morandi et al. (2020). As classes foram reclassificadas de acordo com o custo calculado para cada variável, e posteriormente foi gerada a imagem de custo total, de acordo com a Equação 1:

$$\begin{aligned}
 \text{Custo}_{Total} = & UCS_{custo} \times UCS_{peso} + APP_{custo} \times APP_{peso} + DEC_{custo} \times DEC_{peso} \\
 & + EST_{custo} \times EST_{peso}
 \end{aligned}
 \tag{1}$$

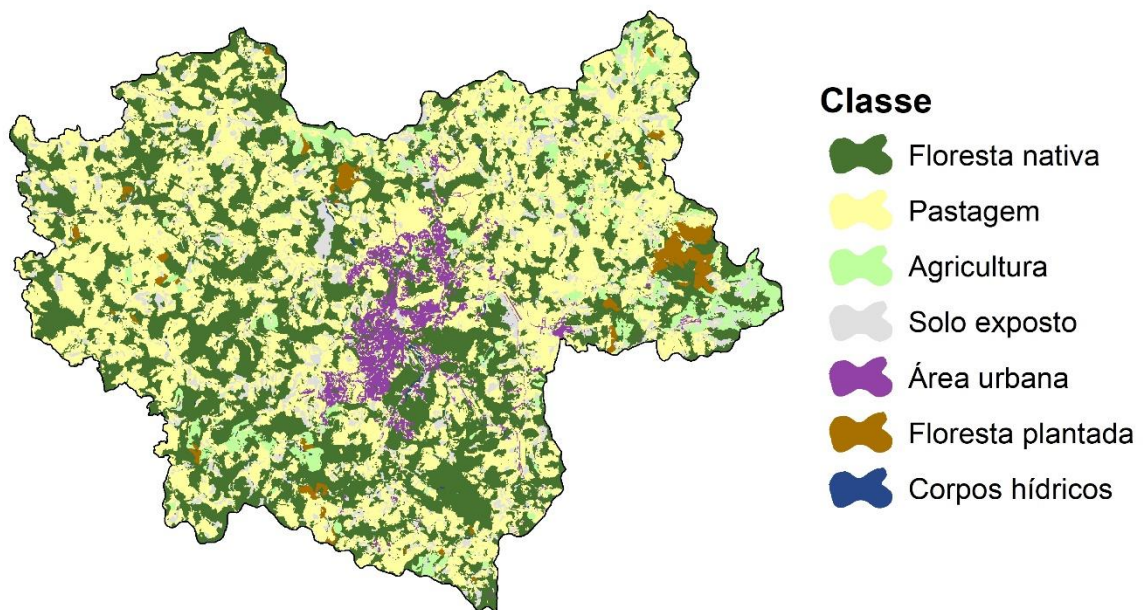
Após a obtenção da imagem de custo total, foram gerados os mapas de distância e direção de custo. O primeiro representa o acúmulo de custos à medida que você se afasta do ponto de origem, enquanto o segundo indica o caminho de custo acumulado mais baixo de cada célula em relação ao fragmento inicial (ESRI, 2011; SANTOS et al., 2018). Posteriormente, foram traçados e individualizado os caminhos com menores custos acumulados entre a origem e o destino, considerando as imagens anteriores.

A largura dos corredores adotada nesse trabalho foi baseada na largura para as APPs, ou seja, de acordo com o Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012a) de 30 m para cada lado do caminho de menor custo, totalizando 60 m.

### 3. RESULTADOS

A área de estudo é dominada por pastagens e florestas nativas, representando cerca de 45% e 37% da área total, respectivamente, de acordo com a classificação realizada sobre a imagem segmentada (Anexo A). Além disso, a paisagem da região nordeste da cidade apresenta fragmentos menores e mais isolados de mata nativa (Figura 3).

Figura 3 - Mapa de uso e cobertura de solo do município de Viçosa, Minas Gerais.



Fonte: do autor.

Na elaboração do mapa de custo total (Anexo C), a variável de classes de uso e cobertura de solo apresentou o maior valor, em especial as classes de agricultura e de área urbana, seguidos pelas classes de APPs e Estradas (Tabela 2).

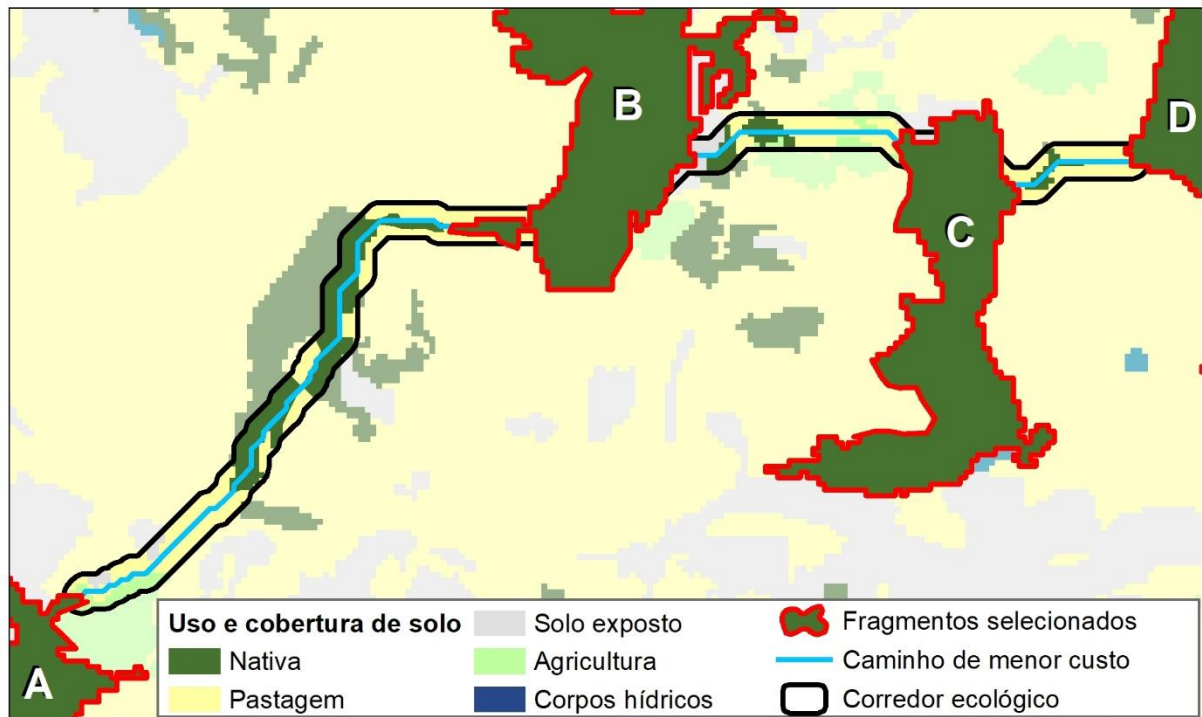
Tabela 2 - Custos para as classes das variáveis e entre as variáveis para o método de caminho de menor custo

UCS		APP		Estradas		Declividade	
Classe	Custo	Classe	Custo	Classe	Custo	Classe	Custo
AGR	3412,9693	Não-APP	1000	Estrada	1000	0° - 20°	1821.49
URB	3412,9693	APP	111,1111	Não-Estrada	111.111	20° - 45°	345.185
SOE	1642,0361					> 45°	51.4139
PAS	1051,5247						
CPH	697,8367						
PLA	415,8004						
NAT	249,0040						
1808,3183		851,0638		381,3883		176,9912	

Onde: UCS = Uso e cobertura de solo, APP = Área de preservação permanente.

Após a sobreposição das imagens de custo, foi gerado a imagem de Custo total (Anexo B), e enfim, foi gerado um corredor de 2292,15 metros de comprimento, com largura de 60 metros e área de 13,95 hectares (Figura 4). O caminho de menor custo interligou os quatro fragmentos de interesse, selecionados previamente, além de interceptar outros quatro fragmentos florestais. Além disso, o corredor ecológico gerado apresentou uma predominância de áreas de floresta nativa, com 48,31% da área. Também apresentou uma alta taxa de pastagem, com 41,89% da área do corredor, além de menores proporções de Agricultura e Solo exposto, com 5,43% e 4,37% respectivamente. As áreas de APP representaram 9,06% do corredor ecológico. Vale ressaltar a presença de um fragmento florestal entre os fragmentos A e B que pode ser utilizado como facilitador para o estabelecimento do corredor.

Figura 4 - Representação do corredor ecológico gerado entre os fragmentos selecionados e suas classes de uso e cobertura de solo.



Fonte: do autor.

#### 4. DISCUSSÃO

Os corredores ecológicos propostos para a ligação dos fragmentos selecionados no município de Viçosa, Minas Gerais, apresentaram caminhos de menor custo de resistência na superfície, priorizando fragmentos florestais. Apesar disso, é possível notar que, com a realização do buffer do caminho de menor custo, algumas áreas de alto custo foram incluídas no corredor (Figura 4; Anexo C), como áreas de agricultura, as quais devem ser evitadas a fim de prevenir futuros conflitos fundiários, visto que são mais propícias a práticas monoculturais (MORANDI et al., 2020). Por tal razão, é importante a adaptação do corredor à paisagem local, visando a redução do custo de implantação, como por exemplo a mancha florestal localizada entre os fragmentos A e B que pode ser utilizada como um caminho para o corredor ecológico.

Os fragmentos selecionados, assim como os corredores ecológicos definidos, estão inseridos em uma matriz dominada por pastagens intercaladas com culturas agrícolas (Figura 4), o que também é uma realidade encontrada por outros autores (Santos et al., 2018). Tal fato pode ter efeitos negativos nos primatas, como favorecer a caça, predação e até mesmo a entrada e propagação de doenças (LENZ; JACK; SPIRONELLO, 2014; PÜTTKER et al.,

2020). Assim, o planejamento do corredor deve considerar mais do que apenas a quantidade e qualidade dos fragmentos nativos remanescentes, mas também a intensidade e o impacto dos diferentes tipos de uso/cobertura do solo na migração de espécies ao longo de todo o corredor (SALVIANO; GARDON; DOS SANTOS, 2021).

Apesar da largura de 60 metros definida pelo estudo, é importante ressaltar que, devido à facilidade de movimentação, com um comprimento de caminho diário, ou Daily Path Length (DPL), variando de 772,65 – 1.162,21 metros (CORRÊA; COUTINHO; FERRARI, 2000; RABOY; CANALE; DIETZ, 2008), além do pequeno tamanho dos auritas (GARBER, 1992), seria possível o estreitamento em áreas com maior resistência. A variável DPL é comumente utilizado para medir o espaço que um primata viaja e o custo de tempo e energia para defender o território e adquirir recursos. (PINHEIRO; MENDES PONTES, 2015; RAÑO et al., 2016). Além disso, os indivíduos possuem uma locomoção arborícola e capacidade de ocupar pequenos fragmentos, com uma área de vida relativamente baixa, variando de 11 ha a 39,9 ha (TORRES DE ASSUMPCÃO, 1983; MUSKIN, 1984; CORRÊA, 1995; BRANDÃO; DEVELEY, 1998; MARTINS, 1998; GALÁN-ACEDO et al., 2019; MELO et al., 2022), podendo viver até mesmo em ambientes urbanos (SOULSBURY; WHITE, 2015; TEIXEIRA et al., 2015). Ademais, também é possível realizar uma conexão funcional em locais onde forem inviáveis a implantação do corredor, como por exemplo áreas agricultáveis, podendo, por exemplo, realizar a instalação de cabos suspensos, uma vez que esses indivíduos possuem uma capacidade de se locomover em ambientes urbanos por meio de linhas de energia isoladas, cabos de transmissão (GOULART; TEIXEIRA; YOUNG, 2010; TEIXEIRA et al., 2015; ANDRADE, 2022).

Apesar da importância da conexão entre fragmentos, é essencial que, na implantação dos corredores, seja considerado a presença de indivíduos híbridos na paisagem ao longo do corredor. A espécie *Callithrix aurita* tem como principal causa de extinção a hibridação com outras espécies de saguis, além da perda de habitat e fragmentação da floresta (MELO et al., 2018, 2020). Assim, considerando que a soltura de saguis invasores ocorre normalmente em áreas de borda, visto que essas áreas estão próximas a estradas de acesso e assentamentos locais (DETOGNE et al., 2017), é importante que haja um estudo na paisagem circundante e remoção e/ou esterilização de híbridos do local (TUYTTENS; MACDONALD, 1998; BOULANGER et al., 2012; MACGREGOR et al., 2013; DE QUEIROZ et al., 2017), além de sensibilizar a vizinhança, reforçando leis e fiscalização para evitar a domesticação, venda e tráfico de saguis (ESTRADA et al., 2017; NORCONK et al., 2020; MALUKIEWICZ et al.,

2021). Além disso, outra estratégia a ser considerada é a desconexão de fragmentos florestais com presença de híbridos, o que dificultaria o deslocamento de indivíduos indesejados para os fragmentos selecionados, aumentando assim, a zona de amortecimento. Tal declaração é justificada, pois mesmo que não haja uma conexão direta entre outros fragmentos e o corredor, saguis híbridos tem facilidade de movimentação entre fragmentos, os quais podem servir como trampolins para dispersão, e conseqüente invasão nos corredores ou fragmentos selecionados (CROOKS; SUAREZ, 2006; SAURA; RUBIO, 2010).

Embora o corredor ecológico, proposto nesse estudo, tenha o objetivo principal de auxiliar na conservação dos *Callithrix aurita*, ao permitir o intercâmbio gênico entre os fragmentos, o que reduz impactos da fragmentação, como a endogamia e falta de alimentos, aumentando a sua viabilidade populacional (HARRIS, 1984, 1985; HENRIQUES-SILVA et al., 2015; TODESCO et al., 2016; BENZ et al., 2016; LIRA et al., 2016; ABRAHMS et al., 2017; MORAES et al., 2018; GALÁN-ACEDO et al., 2019; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2020; SOUZA et al., 2020; WU et al., 2021), o corredor também pode auxiliar na conservação de outras espécies no município, sendo que corredores ecológicos são amplamente propostos para a conservação de diversas espécies. Por exemplo, Wu et al. (2021) propuseram corredores para gibões de crista negra nas montanhas Hengduan da China, enquanto Ersoy et al. (2019) propôs para quatro espécies de aves, três de mamíferos e três de répteis, e Miquelle et al. (2015) propôs para duas espécies de felinos na Rússia.

Não somente a fauna, mas também a vegetação pode ser beneficiada pela implantação de corredores ecológicos, por exemplo, Tewksbury et al. (2002) demonstraram que os corredores também favoreceram a movimentação de pólen pelas borboletas e a dispersão de sementes por aves. Assim, de acordo com Wu et al. (2021), a movimentação de plantas e animais entre remanescentes podem aumentar em até 50% quando comparado a fragmentos não conectados. Logo, é esperado com a sucessão nos fragmentos e com o auxílio dos corredores ecológicos, que as florestas retornem ao seu estado florístico e estrutural o mais próximo possível das florestas naturais adjacentes (CARVALHO; BRAGA; NASCIMENTO, 2016).

Entretanto, apesar dos diversos benefícios, os corredores ecológicos podem ter efeitos negativos, como rota de acesso entre fragmentos para o fogo, predadores e doenças, envenenamento por chumbo, mortes de animais por colisões e até atrair a entrada de plantas daninhas e oportunistas (O'NEILL; ROBEL; DAYTON, 1983; SOULÉ; SIMBERLOFF, 1986; SIMBERLOFF; COX, 1987). Nesse sentido, é importante que haja um planejamento

considerando possíveis impactos negativos com o estabelecimento do corredor. Entre estes, uma realização de conscientização da comunidade, adoção de técnicas de avaliação de risco de incêndios e proteção das pastagens e florestas no ambiente ao redor da estrada (GUGLIETTA; MIGLIOZZI; RICOTTA, 2015; SHI et al., 2018; BUSICO et al., 2019; SANTANA NETO et al., 2022)

Apesar dos modelos LCP consistirem no principal método para a identificação de corredores, sendo amplamente utilizado em projetos de otimização da paisagem (WU et al., 2021), ele possui como desvantagem a premissa de assumir que o animal tem um perfeito conhecimento da paisagem e procura se mover para um propósito específico, entretanto, os indivíduos podem ter seus habitats preferidos e escolher rotas de deslocamento com base em preferências diferentes das definidas no método (SANTOS et al., 2018; MORANDI et al., 2020). Além disso, o método não considera a qualidade da matriz na qual o movimento ocorre (BALBI et al., 2019) ou conflitos com proprietários de terra. Assim, os dados obtidos por meio do SIG podem não reproduzir fielmente os fatores que os indivíduos usam para determinar seu movimento em habitats fragmentados ou os melhores caminhos. Além disso, classificações mais precisas com imagens de maior resolução, incluindo análise de campo, assim como a identificação de espécies e conhecimento das comunidades locais, com auxílio de dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR), podem ser incluídas em pesquisas futuras. Ademais, outros métodos de definição de corredores ecológicos podem ser aplicados, a fim de se obter resultados que considerem outros fatores, por exemplo, o comportamento dos animais em questão.

## 5. CONCLUSÃO

O estudo apresentou uma proposta eficiente para implantação de corredores ecológico para o deslocamento de *Callithrix aurita* entre os fragmentos selecionados, considerando o uso e cobertura do solo, APPs, estradas e declividade, por meio do método LCP. Devido à proximidade entre os fragmentos e à predominância de cobertura vegetal nativa, a implantação dos corredores se torna uma alternativa viável economicamente para a conexão dos fragmentos. Entretanto, a alta porcentagem de áreas de pastagem condiciona a implantação de corredores ecológicos a ações de recuperação de vegetação nativa e adaptação à paisagem local., que podem ser onerosas e, assim, inviabilizar o processo. É importante que haja um controle de indivíduos híbridos tanto nos fragmentos selecionados como nos seus

arredores, devido à alta capacidade de movimentação e reprodução, a fim de se evitar a hibridação e competição.

## REFERÊNCIAS

ABRAHMS, B. et al. Does wildlife resource selection accurately inform corridor conservation? **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 2, p. 412–422, 2017. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12714>.

ADAVOUDI, R.; PILOT, M. Consequences of hybridization in mammals: A systematic review. **Genes**, v. 13, n. 1, 2022. <http://dx.doi.org/10.3390/genes13010050>.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.

ANDRADE, A. C. DE. Density of marmosets in highly urbanised areas and the positive effect of arboreous vegetation. **Urban Ecosystems**, v. 25, n. 1, p. 101–109, 2022. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-021-01131-5>.

ANZURES-DADDA, A.; MANSON, R. H. Patch- and landscape-scale effects on howler monkey distribution and abundance in rainforest fragments. **Animal Conservation**, v. 10, n. 1, p. 69–76, 2007. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-1795.2006.00074.x>.

ARAUJO, L. S.; KOMONEN, A.; LOPES-ANDRADE, C. Influences of landscape structure on diversity of beetles associated with bracket fungi in Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 191, p. 659–666, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.026>.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Assessing Habitat Fragmentation Effects on Primates: The Importance of Evaluating Questions at the Correct Scale. In: MARSH, L. K.; CHAPMAN, C. A. (Eds.). **Primates in Fragments: Complexity and Resilience**. New York, NY: Springer New York, 2013. p. 13–28.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 23, n. 9, p. 1404–1420, 2020. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.13535>.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MANDUJANO, S. Conceptualization and measurement of habitat fragmentation from the primates' perspective. **International Journal of Primatology**, v. 30, n. 3, p. 497–514, 2009. <http://dx.doi.org/10.1007/s10764-009-9355-0>.

ASF, A. S. F. **ASF Data Search**. Disponível em: <<https://search.asf.alaska.edu/#/>>. Acesso em: 12 jan. 2022.

AXIMOFF, I. et al. Registros de *Callithrix aurita* (Primates, callitrichidae) e seus híbridos no parque nacional do Itatiaia. **Oecologia Australis**, v. 20, n. 4, p. 520–525, 2016. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2016.2004.11>.

BALBI, M. et al. Ecological relevance of least cost path analysis: An easy implementation method for landscape urban planning. **Journal of Environmental Management**, v. 244, n. May, p. 61–68, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.124>.

BANKS-LEITE, C. et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and

benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041–1045, 2014. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1255768>.

BENCHIMOL, M.; VENTICINQUE, E. M. Responses of primates to landscape change in amazonian land-bridge islands-a multi-scale analysis. **Biotropica**, v. 46, n. 4, p. 470–478, 2014. <http://dx.doi.org/10.1111/btp.12122>.

BENZ, R. A. et al. Dispersal ecology informs design of large-scale wildlife corridors. **PLoS ONE**, v. 11, n. 9, p. 1–20, 2016. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0162989>.

BORZÉE, A. et al. Large-scale hybridisation as an extinction threat to the suweon treefrog (Hylidae: Dryophytes suweonensis). **Animals**, v. 10, n. 5, 2020. <http://dx.doi.org/10.3390/ani10050764>.

BOULANGER, J. R. et al. Sterilization as an alternative deer control technique: A review. **Human-Wildlife Interactions**, v. 6, n. 2, p. 273–282, 2012.

BRADBEER, S. J. et al. Limited hybridization between introduced and Critically Endangered indigenous tilapia fishes in northern Tanzania. **Hydrobiologia**, v. 832, n. 1, p. 257–268, 2019. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-018-3572-5>.

BRANDÃO, L. F.; DEVELEY, P. . Distribution and conservation of the buffy-tufted-ear marmoset, *Callithrix aurita*, in lowland coastal Atlantic forest, south-east Brazil. **Neotropical Primates**, v. 6, n. 3, p. 86–88, 1998.

BRASIL. **Lei 12651/2012. Código Florestal Brasileiro**, 2012a. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm)>

BRASIL. **Lei nº 12.727, de 17 de Outubro de 2012**, 2012b. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112727.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112727.htm)>. Acesso em: 8 abr. 2022

BRASILEIRO, S. L. S. **Influência do uso e ocupação do habitat sobre a presença de *Callithrix aurita* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1812) (primates: callitrichidae) em fragmentos de mata atlântica na região de Guidoal – MG**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 2022.

BUSICO, G. et al. A hybrid GIS and AHP approach for modelling actual and future forest fire risk under climate change accounting water resources attenuation role. **Sustainability (Switzerland)**, v. 11, n. 24, 2019. <http://dx.doi.org/10.3390/su11247166>.

CALEGARI, L. et al. Analysis of the dynamics of forest fragments in the city of carandaí, MG, for forest restoration. **Revista Arvore**, v. 34, n. 5, p. 871–880, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-67622010000500012>.

CARVALHO, F. A.; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. Tree structure and diversity of lowland Atlantic forest fragments: comparison of disturbed and undisturbed remnants. **Journal of Forestry Research**, v. 27, n. 3, p. 605–609, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s11676-015-0165-2>.

CARVALHO, R. S. et al. Molecular identification of a Buffy-tufted-ear marmoset (*Callithrix aurita*) incorporated in a group of invasive marmosets in the Serra dos Orgãos

National Park, Rio de Janeiro - Brazil. **Forensic Science International: Genetics Supplement Series**, v. 4, n. 1, p. e230–e231, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fsigs.2013.10.118>.

CARVALHO, R. S. et al. *Callithrix aurita*: a marmoset species on its way to extinction in the Brazilian Atlantic Forest. **Neotropical Primates**, v. 24, n. 1, p. 1–8, 2018.

CEZAR, A. M.; PESSÔA, L. M.; BONVICINO, C. R. Morphological and genetic diversity in *Callithrix* hybrids in an anthropogenic area in southeastern Brazil (Primates: Cebidae: Callitrichinae). **Zoologia**, v. 34, p. 1–9, 2017. <http://dx.doi.org/10.3897/zoologia.34.e14881>.

CIRNE-SILVA, T. M. et al. Environmental heterogeneity caused by anthropogenic disturbance drives forest structure and dynamics in Brazilian Atlantic forest. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 32, n. 2, p. 125–135, 2020. <http://dx.doi.org/10.26525/JTFS32.2.125>.

CLAUDINO, E. S.; GOMES, M. A. F.; CAMPOS, P. R. A. Extinction debt and the role of static and dynamical fragmentation on biodiversity. **Ecological Complexity**, v. 21, p. 150–155, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.11.011>.

CONRAD, J. M. et al. Wildlife corridors as a connected subgraph problem. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 63, n. 1, p. 1–18, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jeem.2011.08.001>.

CORRÊA, H. K. M. **Ecologia e comportamento alimentar de um grupo de saguis-da-serra-escuros (*Callithrix aurita*, E. Geoffroy, 1812) no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Cunha, São Paulo, Brasil**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 1995.

CORRÊA, H. K. M.; COUTINHO, P. E. G.; FERRARI, S. F. Between-year differences in the feeding ecology of highland marmosets (*Callithrix aurita* and *Callithrix flaviceps*) in south-eastern Brazil. **Journal of Zoology**, v. 252, n. 4, p. 421–427, 2000. <http://dx.doi.org/10.1017/S0952836900000170>.

CROOKS, J. A.; SUAREZ, A. V. Hyperconnectivity, invasive species, and the breakdown of barriers to dispersal. In: CROOKS, K.; SANJAYA, M. (Eds.). **Connectivity Conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. p. 451–478.

DA SILVA, L. G. 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. 1–20, 2015. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0114025>.

DALLOZ, M. F. et al. Incorporating landscape ecology metrics into environmental impact assessment in the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 216–220, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2017.07.002>.

DALMASO, C. A. et al. Spatial and temporal structure of diversity and demographic dynamics along a successional gradient of tropical forests in southern Brazil. **Ecology and Evolution**, v. 10, n. 7, p. 3164–3177, 2020. <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.5816>.

DE QUEIROZ, F. F. et al. Sterilization of hybrid marmoset (*Callithrix* sp.) Females:

An evaluation of two surgical methods. **Journal of Zoo and Wildlife Medicine**, v. 48, n. 4, p. 1095–1101, 2017. <http://dx.doi.org/10.1638/2016-0093.1>.

DETOGNE, N. et al. Spatial distribution of buffy-tufted-ear (*Callithrix aurita*) and invasive marmosets (*Callithrix* spp.) in a tropical rainforest reserve in southeastern Brazil. **American Journal of Primatology**, v. 79, n. 12, p. 1–11, 2017. <http://dx.doi.org/10.1002/ajp.22718>.

DILKINA, B. et al. Trade-offs and efficiencies in optimal budget-constrained multispecies corridor networks. **Conservation Biology**, v. 31, n. 1, p. 192–202, 2017. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12814>.

DJURDJIC, S. Biogeographic foundations of creating protected areas networks. **Glasnik Srpskog geografskog drustva**, v. 90, n. 4, p. 147–158, 2010. <http://dx.doi.org/10.2298/gsgd1004147d>.

DOS SANTOS, A. R. et al. Geotechnology and landscape ecology applied to the selection of potential forest fragments for seed harvesting. **Journal of Environmental Management**, v. 183, p. 1050–1063, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.073>.

DOS SANTOS, A. R. et al. Fuzzy concept applied in determining potential forest fragments for deployment of a network of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 115, n. December 2019, p. 106423, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106423>.

DRYGALA, F. et al. Evidence of hybridisation between the common Indonesian banded pig (*Sus scrofa vittatus*) and the endangered Java warty pig (*Sus verrucosus*). **Conservation Genetics**, v. 21, n. 6, p. 1073–1078, 2020. <http://dx.doi.org/10.1007/s10592-020-01304-3>.

ERSOY, E.; JORGENSEN, A.; WARREN, P. H. Identifying multispecies connectivity corridors and the spatial pattern of the landscape. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 40, n. June 2018, p. 308–322, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2018.08.001>.

ESRI. **ArcGIS Desktop: Release 10.8** Redlands, CA Instituto de Pesquisa de Sistemas Ambientais., , 2011.

ESRI. **Esri World Imagery**. Disponível em: <<https://www.arcgis.com/home/item.html?id=10df2279f9684e4a9f6a7f08febac2a9>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

ESTRADA, A. et al. Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. **Science Advances**, v. 3, n. 1, 2017. <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.1600946>.

ESTRADA, A. et al. Primates in peril: The significance of Brazil, Madagascar, Indonesia and the Democratic Republic of the Congo for global primate conservation. **PeerJ**, v. 2018, n. 6, p. 1–57, 2018. <http://dx.doi.org/10.7717/peerj.4869>.

EVJU, M.; SVERDRUP-THYGESON, A. Spatial configuration matters: a test of the habitat amount hypothesis for plants in calcareous grasslands. **Landscape Ecology**, v. 31, n.

9, p. 1891–1902, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-016-0405-7>.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>.

FAHRIG, L. et al. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 230, n. December 2018, p. 179–186, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.026>.

FAHRIG, L. Why do several small patches hold more species than few large patches? **Global Ecology and Biogeography**, v. 29, n. 4, p. 615–628, 2020. <http://dx.doi.org/10.1111/geb.13059>.

FILIPOVIC, D.; PETROVIC, L. The significance of the Danube ecological corridor in the proceedings of implementing ecological networks in Serbia. **Glasnik Srpskog geografskog društva Bulletin of the Serbian Geographical Society**, v. 95, n. 2, p. 109–124, 2015. <http://dx.doi.org/10.2298/gsgd1502109f>.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2019/2020, relatório técnico**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <[https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2021/05/SOSMA\\_Atlas-da-Mata-Atlantica\\_2019-2020.pdf](https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2021/05/SOSMA_Atlas-da-Mata-Atlantica_2019-2020.pdf)>.

FUZESSY, L. F. et al. Morphological Variation in Wild Marmosets (*Callithrix penicillata* and *C. geoffroyi*) and Their Hybrids. **Evolutionary Biology**, v. 41, n. 3, p. 480–493, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s11692-014-9284-5>.

GALÁN-ACEDO, C. et al. Drivers of the spatial scale that best predict primate responses to landscape structure. **Ecography**, v. 41, n. 12, p. 2027–2037, 2018. <http://dx.doi.org/10.1111/ecog.03632>.

GALÁN-ACEDO, C. et al. A global assessment of primate responses to landscape structure. **Biological Reviews**, v. 94, n. 5, p. 1605–1618, 2019. <http://dx.doi.org/10.1111/brv.12517>.

GALÁN-ACEDO, C. et al. Regional deforestation drives the impact of forest cover and matrix quality on primate species richness. **Biological Conservation**, v. 263, n. September, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109338>.

GARBER, P. A. Vertical clinging, small body size, and the evolution of feeding adaptations in the Callitrichinae. **American Journal of Physical Anthropology**, v. 88, n. 4, p. 469–482, 1992. <http://dx.doi.org/10.1002/ajpa.1330880404>.

GESTICH, C. C. et al. Estimating primate population densities: the systematic use of playbacks along transects in population surveys. **American Journal of Primatology**, v. 79, n. 2, p. 1–9, 2017. <http://dx.doi.org/10.1002/ajp.22586>.

GESTICH, C. C. et al. Forest loss and fragmentation can promote the crowding effect in a forest-specialist primate. **Landscape Ecology**, 2021. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-021-01336-1>.

GOULART, V. D. L. R.; TEIXEIRA, C. P.; YOUNG, R. J. Analysis of callouts made in relation to wild urban marmosets (*Callithrix penicillata*) and their implications for urban species management. **European Journal of Wildlife Research**, v. 56, n. 4, p. 641–649, 2010. <http://dx.doi.org/10.1007/s10344-009-0362-4>.

GOUVEIA, S. F. et al. Climate and land use changes will degrade the configuration of the landscape for titi monkeys in eastern Brazil. **Global Change Biology**, v. 22, n. 6, p. 2003–2012, 2016. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13162>.

GRANDE, T. O. et al. Fragment shape and size, landscape permeability and fragmentation level as predictors of primate occupancy in a region of Brazilian Cerrado. **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, v. 42, n. April, p. 1–15, 2020. <http://dx.doi.org/10.4025/actascibiolsci.v42i1.48339>.

GROSS, M. Brazil's fragmented forests. **Current Biology**, v. 27, n. 14, p. R681–R684, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2017.07.001>.

GUGLIETTA, D.; MIGLIOZZI, A.; RICOTTA, C. A Multivariate Approach for Mapping Fire Ignition Risk: The Example of the National Park of Cilento (Southern Italy). **Environmental Management**, v. 56, n. 1, p. 157–164, 2015. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-015-0494-0>.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. 1–10, 2015. <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.1500052>.

HANNIBAL, W. et al. Trends and biases in scientific literature about marmosets, genus *Callithrix* (Primates, Callitrichidae): Biodiversity and conservation perspectives. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 14, n. 4, p. 529–538, 2019. <http://dx.doi.org/10.3897/neotropical.14.e49077>.

HARRIS, L. D. **The Fragmented Forest: Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity**. Chicago: University of Chicago Press, 1984.

HARRIS, L. D. **Conservation Corridors: A Highway System for Wildlife**. Winter Park: [s.n.].

HATA, H. et al. Hybridization between an endangered freshwater fish and an introduced congeneric species and consequent genetic introgression. **PLoS ONE**, v. 14, n. 2, p. 1–16, 2019. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0212452>.

HENRIQUES-SILVA, R. et al. On the evolution of dispersal via heterogeneity in spatial connectivity. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 282, n. 1803, p. 21–23, 2015. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.2879>.

HILÁRIO, R. R. et al. *Callithrix flaviceps* (Thomas, 1903). In: **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (Org.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II - Mamíferos**. Brasília: ICMBio, 2018. p. 215–219.

HILTY, J. et al. **Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors**. Gland, Switzerland: IUCN, 2020.

HOSSAIN, M. D.; CHEN, D. Segmentation for Object-Based Image Analysis (OBIA): A review of algorithms and challenges from remote sensing perspective. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 150, n. February, p. 115–134, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2019.02.009>.

IBGE. **Malha Municipal**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html>>. Acesso em: 10 fev. 2022.

IBGE. **Estimativas da população residente com data de referência 1o de julho de 2021**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/vicosa/panorama>>. Acesso em: 1 fev. 2022.

ICMBIO/MMA. **Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-de-coleira (PAN PPMA)** Brasília, 2018. Disponível em: <<https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/pan/pan-primatas-ma-e-preguica-de-coleira>>

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: Ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459–473, 2014. <http://dx.doi.org/10.1111/nph.12989>.

JUNKER, J. et al. A Severe Lack of Evidence Limits Effective Conservation of the World's Primates. **BioScience**, v. 70, n. 9, p. 794–803, 2020. <http://dx.doi.org/10.1093/biosci/biaa082>.

JUVANHOL, R. S. et al. Análise Espacial de Fragmentos Florestais: Caso dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, Estado do Espírito Santo. **Floresta e Ambiente**, v. 18, n. 4, p. 353–364, 2011. <http://dx.doi.org/10.4322/floram.2011.055>.

KROSBY, M. et al. Focal species and landscape “naturalness” corridor models offer complementary approaches for connectivity conservation planning. **Landscape Ecology**, v. 30, n. 10, p. 2121–2132, 2015. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-015-0235-z>.

LENZ, B. B.; JACK, K. M.; SPIRONELLO, W. R. Edge Effects in the Primate Community of the Biological Dynamics of Forest Fragments Project, Amazonas, Brazil. **American Journal of Physical Anthropology**, v. 155, n. 3, p. 436–446, 2014. <http://dx.doi.org/10.1002/ajpa.22590>.

LIRA, A. F. A. et al. The effect of habitat fragmentation on the scorpion assemblage of a Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Insect Conservation**, v. 20, n. 3, p. 457–466, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-016-9878-6>.

LIRA, J.; MORALES, S. Multivariate classification of landscape metrics in multispectral digital images. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 10, n. 2, p. 026039, 2016. <http://dx.doi.org/10.1117/1.jrs.10.026039>.

LUCCHESSEY, L.; MITRAY, S. Color image segmentation: A state-of-the-art survey. **Proceedings of the Indian National Science Academy (INSA-A)**, v. 67, n. 2, p. 207–221, 2001.

MACGREGOR, M. J. et al. Contraception has gone to the coyotes (*Canis Latrans*).

**Journal of Zoo and Wildlife Medicine**, v. 44, n. 4 SUPPL, 2013. <http://dx.doi.org/10.1638/1042-7260-44.4S.4>.

MALUKIEWICZ, J. et al. Hybridization effects and genetic diversity of the common and black-tufted marmoset (*Callithrix jacchus* and *Callithrix penicillata*) mitochondrial control region. **American Journal of Physical Anthropology**, v. 155, n. 4, p. 522–536, 2014. <http://dx.doi.org/10.1002/ajpa.22605>.

MALUKIEWICZ, J. A Review of Experimental, Natural, and Anthropogenic Hybridization in *Callithrix* Marmosets. **International Journal of Primatology**, v. 40, n. 1, p. 72–98, 2019. <http://dx.doi.org/10.1007/s10764-018-0068-0>.

MALUKIEWICZ, J. et al. An Introduction to the *Callithrix* Genus and Overview of Recent Advances in Marmoset Research. **ILAR Journal**, n. November, p. 74, 2021. <http://dx.doi.org/10.1093/ILAR/ILAB027>.

MARTINEZ DEL CASTILLO, E. et al. Evaluation of forest cover change using remote sensing techniques and landscape metrics in Moncayo Natural Park (Spain). **Applied Geography**, v. 62, p. 247–255, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.05.002>.

MARTINS, M. M. Feeding ecology of *Callithrix aurita* in a fragment of Minas Gerais. **Neotropical Primates**, v. 6, n. 4, p. 126–127, 1998.

MCCLURE, M. L.; HANSEN, A. J.; INMAN, R. M. Connecting models to movements: testing connectivity model predictions against empirical migration and dispersal data. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 7, p. 1419–1432, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-016-0347-0>.

MCGARIGAL, K. Fragstats. **Fragstats**, n. April, p. 1–182, 2015. [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-3913\(12\)00047-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-3913(12)00047-9).

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. **General Technical Report - US Department of Agriculture, Forest Service**, n. PNW-GTR-351, 1995. <http://dx.doi.org/10.2737/PNW-GTR-351>.

MELO, F. R. DE et al. *Callithrix aurita* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1812). In: **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (Org.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II - Mamíferos**. Brasília: ICMBio, 2018. p. 208–215.

MELO, F. R. DE et al. *Callithrix aurita*, Buffy-tufted-ear Marmoset. **Endangered Species Research**, n. June, 2020. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-1.RLTS.T3570A166617776>.

MELO, F. R. DE et al. **Avaliação do Risco de Extinção de *Callithrix aurita* (É. Geoffroy, 1812) no Brasil** Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio, , 2022. Disponível em: <<https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/7198-mamiferos-callithrix-aurita-sagui-da-serra-escuro>>. Acesso em: 12 abr. 2022

METZGER, J. P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological**

**Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1138–1140, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.012>.

MIQUELLE, D. G. et al. Identifying ecological corridors for Amur tigers (*Panthera tigris altaica*) and Amur leopards (*Panthera pardus orientalis*). **Integrative Zoology**, v. 10, n. 4, p. 389–402, 2015. <http://dx.doi.org/10.1111/1749-4877.12146>.

MITCHELL, M. G. E. et al. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 4, p. 190–198, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/J.TREE.2015.01.011>.

MMA, M. DO M. A. **Ecological Corridors: Brazilian Initiative and the Continental Perspective**. Brasília: [s.n.].

MOHANDASS, D. et al. The effect of altitude, patch size and disturbance on species richness and density of lianas in montane forest patches. **Acta Oecologica**, v. 83, p. 1–14, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2017.06.004>.

MORAES, A. M. et al. Landscape resistance influences effective dispersal of endangered golden lion tamarins within the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 224, n. June 2017, p. 178–187, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.023>.

MORAES, A. M.; MELO, F. R. DE. Distribuição geográfica de *Callithrix aurita* e *Callithrix flaviceps* e avaliação espacial de sua zona de intergradação nos municípios de Espera Feliz, Caiana e Caparaó, MG. In: MELO, F. R. DE; MOURTHÉ, Í. (Eds.). **A Primatologia no Brasil**. 11. ed. Belo Horizonte, MG: Sociedade Brasileira de Primatologia, 2011. p. 231–255.

MORANDI, D. T. et al. Delimitation of ecological corridors between conservation units in the Brazilian Cerrado using a GIS and AHP approach. **Ecological Indicators**, v. 115, n. March 2019, p. 106440, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106440>.

MOTA, P. H. S. **Aprendizado de máquina e análise multicritério na identificação de fragmentos florestais potenciais para a coleta de sementes na zona da mata mineira**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2018.

MUCCI, N.; MATTUCCI, F.; RANDI, E. Conservation of threatened local gene pools: Landscape genetics of the Italian roe deer (*Capreolus c. italicus*) populations. **Evolutionary Ecology Research**, v. 14, n. 7, p. 897–920, 2012.

MUSKIN, A. Field notes and geographic distribution of *Callithrix aurita* in Eastern Brazil. **American journal of primatology**, v. 7, n. 4, p. 377–380, 1984. <http://dx.doi.org/10.1002/ajp.1350070406>.

NORCONK, M. A. et al. Reducing the primate pet trade: Actions for primatologists. **American Journal of Primatology**, v. 82, n. 1, p. 1–9, 2020. <http://dx.doi.org/10.1002/ajp.23079>.

NORRIS, D. et al. Density and Spatial Distribution of Buffy-tufted-ear Marmosets (*Callithrix aurita*) in a Continuous Atlantic Forest. **International Journal of Primatology**, v. 32, n. 4, p. 811–829, 2011. <http://dx.doi.org/10.1007/s10764-011-9503-1>.

O'NEILL, D. H.; ROBEL, R. J.; DAYTON, A. D. Lead contamination near Kansas highways: Implications for wildlife enhancement programs. **Wildlife Society Bulletin**, v. 11, n. 2, p. 152–160, 1983. <http://dx.doi.org/10.2307/3781037>.

OSMF. **OpenStreetMap**. Disponível em: <https://www.openstreetmap.org/copyright>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

PADILHA, R. et al. Proposição de modelo de corredores ecológicos com base no Sistema de Informações Geográficas na região de Suape, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 09, n. 01, p. 079–090, 2016.

PALMEIRIM, A. F. et al. When does habitat fragmentation matter? A biome-wide analysis of small mammals in the Atlantic Forest. **Journal of Biogeography**, v. 46, n. 12, p. 2811–2825, 2019. <http://dx.doi.org/10.1111/jbi.13730>.

PEREIRA, R. F. et al. Primates from the vicinity of Viçosa, Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Primates**, v. 3, n. 4, p. 171–173, 1995.

PERKL, R. M. Geodesigning landscape linkages: Coupling GIS with wildlife corridor design in conservation planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 156, p. 44–58, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.05.016>.

PIERIK, M. E. et al. Designing ecological corridors in a fragmented landscape: A fuzzy approach to circuit connectivity analysis. **Ecological Indicators**, v. 67, p. 807–820, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.032>.

PINHEIRO, H. L. N.; MENDES PONTES, A. R. Home Range, Diet, and Activity Patterns of Common Marmosets (*Callithrix jacchus*) in Very Small and Isolated Fragments of the Atlantic Forest of Northeastern Brazil. **International Journal of Ecology**, v. 2015, p. 685816, 2015. <http://dx.doi.org/10.1155/2015/685816>.

PINHEIRO, J. A. C. et al. Forest analysis in the landscape context at São Bartolomeu river basin, Viçosa-MG. **Revista Arvore**, v. 45, p. 1–11, 2021. <http://dx.doi.org/10.1590/1806-908820210000033>.

PINTO, D. L. **Estudo da paisagem e aplicação da lógica Fuzzy na criação de corredores ecológicos entre fragmentos florestais e áreas protegidas na Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 2020.

PIROVANI, D. B. et al. Análise espacial de fragmentos florestais na bacia do rio Itapemirim, ES. **Revista Arvore**, v. 38, n. 2, p. 271–281, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622014000200007>.

POZO-MONTUY, G.; SERIO-SILVA, J. C.; BONILLA-SÁNCHEZ, Y. M. Influence of the landscape matrix on the abundance of arboreal primates in fragmented landscapes. **Primates**, v. 52, n. 2, p. 139–147, 2011. <http://dx.doi.org/10.1007/s10329-010-0231-5>.

PÜTTKER, T. et al. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. **Biological Conservation**, v. 241, p. 108368, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108368>.

RABOY, B. E.; CANALE, G. R.; DIETZ, J. M. Ecology of *Callithrix kuhlii* and a

review of eastern Brazilian marmosets. **International Journal of Primatology**, v. 29, n. 2, p. 449–467, 2008. <http://dx.doi.org/10.1007/s10764-008-9249-6>.

RAÑO, M. et al. Determinants of daily path length in black and gold howler monkeys (*Alouatta caraya*) in northeastern Argentina. **American journal of primatology**, v. 78, n. 8, p. 825–837, 2016. <http://dx.doi.org/10.1002/ajp.22548>.

REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>.

RHYMER, J. M.; SIMBERLOFF, D. Extinction by hybridization and introgression. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 27, p. 83–109, 1996. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.27.1.83>.

RIBEIRO, J. W. et al. LandScape Corridors (Lscorridors): a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 11, p. 1425–1432, 2017. <http://dx.doi.org/10.1111/2041-210X.12750>.

RODRIGUES, D. P. et al. Small mammals in fragments of Atlantic Forest: Species richness answering to field methods and environment. **Journal of Tropical Ecology**, v. 36, n. 3, p. 101–108, 2020. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467420000048>.

RYLANDS, A. B. Habitats, feeding ecology, and home range size in the genus *Callithrix*. In: **Marmosets and tamarins: Systematics, behaviour, and ecology**. Oxford, UK: Oxford University Press, 1993. p. 262–272.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of Mathematical Psychology**, v. 15, n. 3, p. 234–281, 1977. [http://dx.doi.org/10.1016/0022-2496\(77\)90033-5](http://dx.doi.org/10.1016/0022-2496(77)90033-5).

SALVIANO, I. R.; GARDON, F. R.; DOS SANTOS, R. F. Ecological corridors and landscape planning: a model to select priority areas for connectivity maintenance. **Landscape Ecology**, v. 36, n. 11, p. 3311–3328, 2021. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-021-01305-8>.

SANTANA NETO, V. P. et al. Burning Susceptibility Modeling to Reduce Wildfire Impacts : A GIS and Multivariate Statistics Approach. **Floresta e Ambiente**, v. 29, n. 1, p. 1–12, 2022. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087-FLORAM-2021-0078>.

SANTOS, J. S. et al. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 88, n. July 2017, p. 414–424, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.011>.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 18–32, 1991. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>.

SAURA, S.; RUBIO, L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography**, v. 33, n. 3, p. 523–537, 2010. <http://dx.doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x>.

SCHWAIDA, S. F. et al. Challenges and Strategies on Implementing an Ecological Corridor Between Protected Areas in Cerrado Biome. **Revista Árvore**, v. 41, n. 6, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/1806-90882017000600011>.

SERTEL, E. et al. Comparison of landscape metrics for three different level land cover/land use maps. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 7, n. 10, 2018. <http://dx.doi.org/10.3390/ijgi7100408>.

SHI, H. et al. Effect of roads on ecological corridors used for wildlife movement in a natural heritage site. **Sustainability (Switzerland)**, v. 10, n. 8, p. 1–24, 2018. <http://dx.doi.org/10.3390/su10082725>.

SIMBERLOFF, D.; COX, J. Consequences and Costs of Conservation Corridors. **Conservation Biology**, v. 1, n. 1, p. 63–71, 1987. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.1987.tb00010.x>.

SNOWDON, C. T. A vocal taxonomy of the callitrichids. In: RYLANDS, A. B. (Ed.). **Marmosets and Tamarins: Systematics, Behaviour, and Ecology**. Oxford, UK: Oxford University Press, 1993. p. 78–94.

SOULÉ, M. E.; SIMBERLOFF, D. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? **Biological Conservation**, v. 35, n. 1, p. 19–40, 1986. [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(86\)90025-X](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(86)90025-X).

SOULSBURY, C. D.; WHITE, P. C. L. Human-wildlife interactions in urban areas: A review of conflicts, benefits and opportunities. **Wildlife Research**, v. 42, n. 7, p. 541–553, 2015. <http://dx.doi.org/10.1071/WR14229>.

SOUZA, C. R. et al. Long-term ecological trends of small secondary forests of the atlantic forest hotspot: A 30-year study case. **Forest Ecology and Management**, v. 489, n. February, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119043>.

SOUZA, C. A. M. DE et al. Effect of dynamic fragmentation on biodiversity in a heterogeneous environment. **Physics Letters, Section A: General, Atomic and Solid State Physics**, v. 384, n. 22, p. 126542, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.physleta.2020.126542>.

TABACOW, F. P. et al. Demographic Effects of the Translocation of a Female Northern Muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*) in an Atlantic Forest Fragment in Minas Gerais, Brazil. **Primate Conservation**, v. 35, n. February, p. 1–15, 2021.

TEIXEIRA, B. et al. Good neighbours: Distribution of black-tufted marmoset (*Callithrix penicillata*) in an urban environment. **Wildlife Research**, v. 42, n. 7, p. 579–589, 2015. <http://dx.doi.org/10.1071/WR14148>.

TEWKSBUURY, J. J. et al. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 99, n. 20, p. 12923–12926, 2002. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.202242699>.

TIANG, D. C. F. et al. Ecological connectivity in fragmented agricultural landscapes and the importance of scattered trees and small patches. **Ecological Processes**, v. 10, n. 1, 2021. <http://dx.doi.org/10.1186/s13717-021-00284-7>.

TODESCO, M. et al. Hybridization and extinction. **Evolutionary Applications**, v. 9, n. 7, p. 892–908, 2016. <http://dx.doi.org/10.1111/eva.12367>.

TORRES DE ASSUMPÇÃO, C. **An ecological study of the primates of Southeastern Brazil, with a reappraisal of Cebus apella races**. [s.l.] University of Edinburgh, 1983.

TUYTTENS, F. A. M.; MACDONALD, D. W. Sterilization as an alternative strategy to control wildlife diseases: Bovine tuberculosis in European badgers as a case study. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, n. 6, p. 705–723, 1998. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1008830418123>.

USGS, U. S. G. S. **EarthExplorer**. Disponível em: <<https://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: 12 jan. 2022.

VALVERDE, O. Estudo Regional da Zona da Mata, de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 20, p. 3–82, 1958.

VIÇOSA. **Lei Nº 2.821/2020**, 2020. Disponível em: <<https://leismunicipais.com.br/a1/mg/v/vicosa/lei-ordinaria/2020/283/2821/lei-ordinaria-n-2821-2020-institui-o-dia-municipal-do-sagui-da-serra-escuro-callithrix-aurita-no-municipio-de-vicosa-estabelece-a-especie-como-o-mascote-oficial-da-cidade-e-da-outras>>

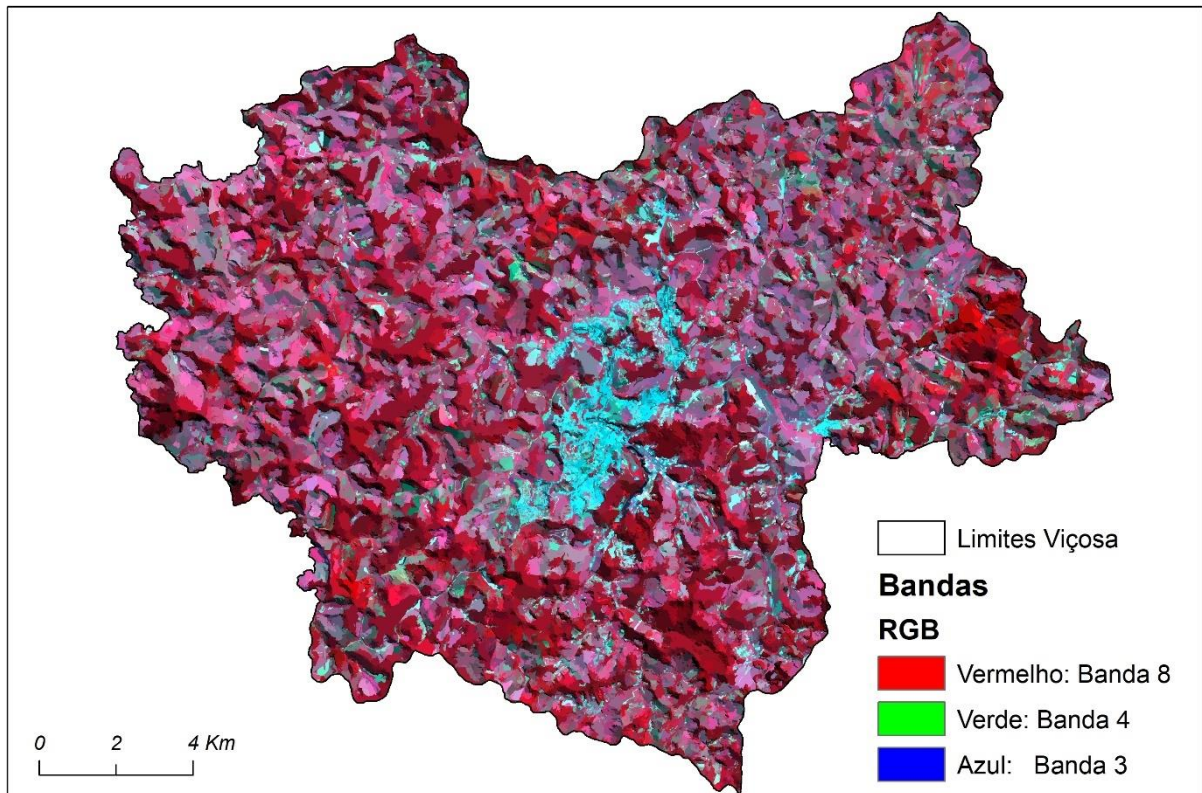
VITAL, O. V. et al. New records for *Callithrix aurita* and *Callithrix* hybrids in the region of Viçosa, Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Primates**, v. 26, n. 2, p. 104–109, 2020.

WU, J. et al. Application of a combined model simulation to determine ecological corridors for western black-crested gibbons in the Hengduan Mountains, China. **Ecological Indicators**, v. 128, p. 107826, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107826>.

YU, D. et al. Ecological restoration planning based on connectivity in an urban area. **Ecological Engineering**, v. 46, p. 24–33, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.04.033>.

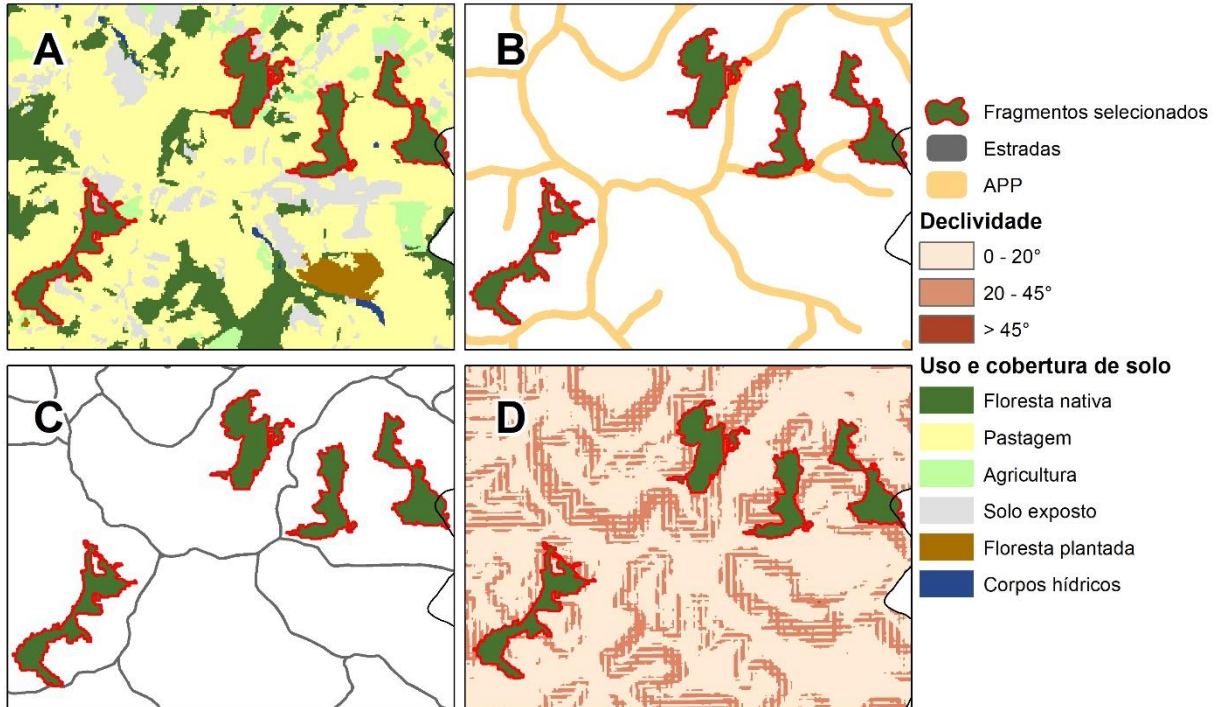
## ANEXOS

**Anexo A.** Imagem segmentada do município de Viçosa, Minas Gerais.



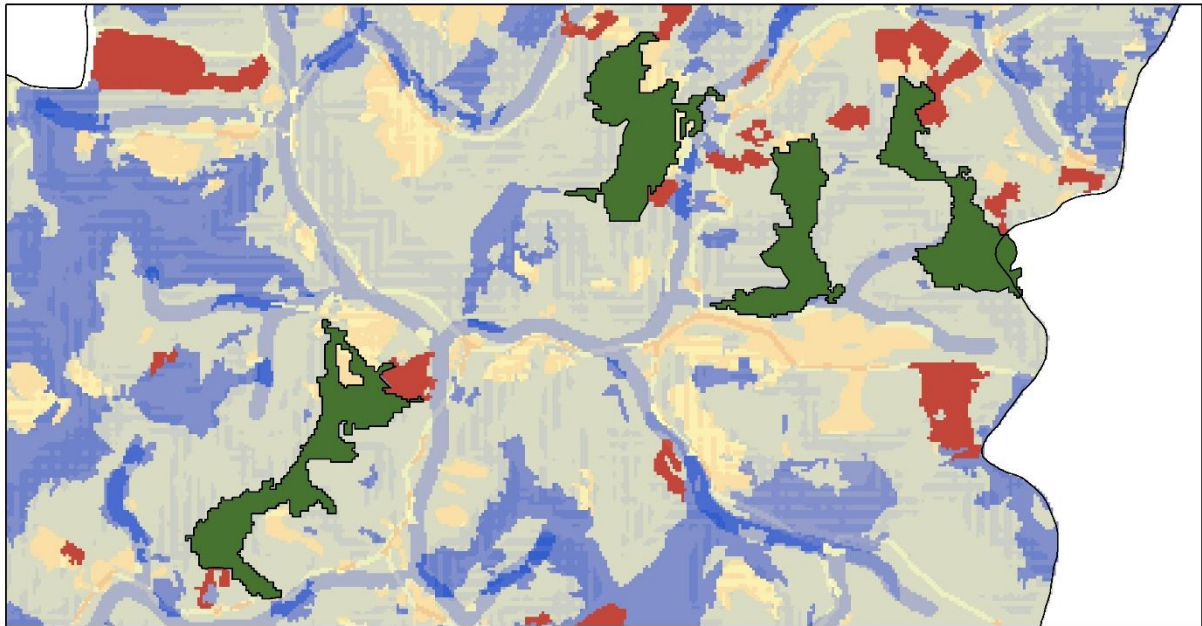
Fonte: do autor.

**Anexo B.** Variáveis utilizadas para a definição dos corredores ecológicos entre os fragmentos selecionados no município de Viçosa, Minas Gerais: A) Mapa de uso e cobertura de solo; B) Mapa de APPs; C) Buffer de 10 metros das estradas; D) Mapa de declividade.




Fonte: do autor.

**Anexo C.** Mapa de custo total para a definição de corredores ecológicos entre os fragmentos selecionados no município de Viçosa – Minas Gerais.



**Custo**



Alto  
Baixo

**Fragmentos  
Selecionados**



Fonte: do autor.