



ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

CARACTERIZAÇÃO DE HABITAT E VALORAÇÃO DOS SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS PRESTADOS POR TRÊS ESPÉCIES DE PRIMATAS
AMEAÇADOS DA MATA ATLÂNTICA

Por:

RAFAEL MILANEZ

NAZARÉ PAULISTA, 2026.



ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

CARACTERIZAÇÃO DE HABITAT E VALORAÇÃO DOS SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS PRESTADOS POR TRÊS ESPÉCIES DE PRIMATAS
AMEAÇADOS DA MATA ATLÂNTICA

Por:

RAFAEL MILANEZ

COMITÊ DE ORIENTAÇÃO:

PROF. Dr. ALEXANDRE UEZU

PROF. Dr. CLINTON NEIL JENKINS

PROF^a. Dr^a. MARIA JOSÉ BRITO ZAKIA

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO APRESENTADO AO PROGRAMA DE
MESTRADO PROFISSIONAL EM CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL PARA OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE.

NAZARÉ PAULISTA, 2026.

Ficha Catalográfica

Milanez, Rafael

Caracterização de habitat e valoração dos serviços ecossistêmicos prestados por três espécies de primatas ameaçados da Mata Atlântica, 2026. 76 pp.

Trabalho Final (mestrado): IPÊ – Instituto de Pesquisas ecológicas

Serviços ecossistêmicos

Primatas ameaçados

Avaliação de habitat

Dispersão de sementes

Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade, IPÊ.

BANCA EXAMINADORA

NAZARÉ PAULISTA, 2026.

Prof. Dr Alexandre Uezu

Prof. Dr. Clinton Neil Jenkins

Prof^a. Dr^a. Maria José Brito Zakia

Dedico a todos que atuam na vanguarda da conservação e se dedicam a compreender e lutar por todas as formas de vida.

AGRADECIMENTO

Este trabalho é fruto de uma combinação única de pessoas que cruzaram meu caminho e possibilitaram que eu chegasse até aqui.

Nessa trajetória, agradeço primeiramente ao meu avô, que me dizia quando pequeno que "a profissão do futuro é aquela que irá mexer com a natureza, pois logo não sobraria quase nada dela".

Agradeço aos meus pais pelo apoio em todos os passos que dei até aqui.

Agradeço ao Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) e à Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade (ESCAS), pelo papel essencial na formação e capacitação de profissionais dedicados à conservação da biodiversidade.

Ao professor Alexandre Uezu, pela confiança e aprendizados, o qual foi responsável pelo meu ingresso no IPÊ e no Laboratório de Pesquisas Socioambientais (LIS), onde me encontrei como profissional.

Aos meus coorientadores Maria José Brito Zakia e Clinton Neil Jenkins pelos ensinamentos, incentivo e compreensão durante todo o processo.

Aos colegas do LIS pelo apoio e descontração em diversos momentos, tornando tudo mais leve.

A cada um dos meus colegas de mestrado, pelos ensinamentos tanto humanos quanto técnicos durante essa jornada de aprendizado.

E, por fim, à Fundação Renova (Reparação Bacia do Rio Doce) pela bolsa de estudos concedida pelo projeto Terceira Margem do Doce: caminhos para a sociobiodiversidade.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTO.....	6
LISTA DE FIGURAS	9
LISTA DE TABELAS	10
LISTA DE ABREVIACÕES.....	11
ABSTRACT	14
1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVOS	18
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	18
3.1 Área de estudo.....	19
3.2 Espécies Modelo.....	22
3.3 Quantificação do habitat	23
3.4 Caracterização do habitat	26
3.5 Identificação e mensuração dos serviços ecossistêmicos prestados .	32
4. RESULTADOS	33
4.1 Quantificação das manchas de habitat	33
4.2 Qualificação do habitat	38
4.2.1 Composição (borda x núcleo).....	38

4.2.2 Altura do dossel.....	39
4.2.3 Índice de vegetação	40
4.2.4 Conectividade e proteção da área de habitat.....	40
4.3 Ecologia alimentar e valoração	43
5. DISCUSSÃO	49
6. CONCLUSÃO	56
7. RECOMENDAÇÕES.....	57
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Área de ocorrência das espécies (IBGE, 2024; IUCN, 2024).	20
Figura 2 - Classificação climática de Köppen para a área de estudo (ALVARES et al., 2013).	21
Figura 3 - Workflow para definição da Área de Habitat (Adaptado de BROOKS et al., 2019).	26
Figura 4 - Área de Habitat sagui-da-serra-claro (<i>C. flaviceps</i>).	34
Figura 5 - Área de Habitat macaco-prego-de-crista (<i>S. robustus</i>).	35
Figura 6 - Área de Habitat Norte muriqui-do-norte (<i>B. hypoxanthus</i>).	35
Figura 7 - Área de Habitat Sul muriqui-do-norte (<i>B. hypoxanthus</i>).	36
Figura 8 - Representatividade da AOH sob a totalidade de cada paisagem.	37
Figura 9 - Áreas de maior conectividade regional para <i>C. flaviceps</i>	41
Figura 10 - Áreas de maior conectividade regional para <i>S. robustus</i>	42
Figura 11 - Conectividade regional para a paisagem norte de <i>B. hypoxanthus</i>	42
Figura 12 - Maior conectividade regional para a paisagem sul de <i>B. hypoxanthus</i>	43

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização geral da composição Borda x Núcleo.....	38
Tabela 2 - Quantidade de hectares por classe de altura de dossel.....	39
Tabela 3 - Classificação do vigor vegetativo das paisagens (kNDVI).	40
Tabela 4 - Valoração ecológica dos serviços ecossistêmicos.	49

LISTA DE ABREVIações

AOH Área de Habitat Adequado (*Area of Habitat - AOH*)

CDB Convenção Sobre a Diversidade Biológica

IUCN International Union for Conservation of Nature (União Internacional para a Conservação da Natureza)

PSA Pagamento por Serviços Ambientais

SE Serviços ecossistêmicos

USD United States Dollar (Dólar Americano)

RESUMO

As crises ecológicas, como a perda de biodiversidade, têm sido o cerne da discussão ambiental nos tempos modernos, nesse sentido, as metodologias de avaliação de habitat e valoração ecológica representam importantes ferramentas para a determinação da integridade do habitat das espécies e dos benefícios adquiridos a partir de seus papéis ecológicos. Dado este cenário, o presente trabalho selecionou espécies de primatas ameaçados que ocorrem na bacia do rio Doce, uma região de alta importância conservacionista, para realizar a quantificação, e caracterização do habitat e a valoração dos serviços ecossistêmicos para estas espécies. Foram selecionadas somente as espécies classificadas com algum grau de ameaça, e com população geral em decréscimo conforme dados da IUCN, são elas: o sagui-da-serra-claro (*Callithrix flaviceps*); o macaco-prego-de-crista (*Sapajus robustus*) e o muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*). A avaliação do habitat foi realizada por meio de análises de paisagem, incluindo a quantificação por meio da área de habitat estimado, enquanto para a caracterização utilizou-se a proporção de áreas de borda e núcleo, altura do dossel florestal, saúde da vegetação, e conectividade. Para a identificação dos principais serviços prestados pelas espécies foi realizada uma busca na literatura acerca de suas interações ecológicas e composição dietética, visto que os benefícios ecossistêmicos advêm principalmente desses fatores. Para a valoração do serviço de dispersão de espécies foi utilizado o método de valoração por substituição, enquanto para o controle de artrópodes foram levantados os benefícios potenciais não monetários. Os resultados apontam para a fragmentação e degradação do habitat para todas as espécies, com predominância de áreas de borda e florestas jovens. Os valores estimados para o serviço de dispersão de sementes por indivíduo foram estimados em 1.696 USD/indivíduo/ano (*C. flaviceps*), 106.794 USD USD/indivíduo/ano (*S. robustus*) e 73.517 USD USD/indivíduo/ano (*B. hypoxanthus*). Também foi identificado por meio da literatura uma possível relação entre a integridade dos serviços ecossistêmicos e a qualidade

do habitat onde se encontram as espécies. Conclui-se que, apesar da evidente importância do papel ecológico desempenhado pelas espécies, é preciso assegurar que estas possuam condições de habitat para viabilizar populações e comportamentos que promovam a automanutenção ecológica.

Palavras-chave: valoração espécie-específica; serviços ecossistêmicos; área de habitat; qualidade de habitat; interações ecológicas.

ABSTRACT

Ecological crises, such as biodiversity loss, have been at the core of environmental discussions in modern times. In this context, habitat assessment and ecological valuation methodologies represent important tools for determining species' habitat integrity and the benefits derived from their ecological roles. Given this scenario, the present study selected threatened primate species occurring in the Doce River Basin, a region of high conservation importance, to quantify and characterize habitat and to assess the value of ecosystem services provided by these species. Only species classified under some degree of threat and with declining overall populations according to IUCN data were selected, namely: the buffy-headed marmoset (*Callithrix flaviceps*), the crested capuchin (*Sapajus robustus*), and the northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*). Habitat assessment was conducted through landscape analyses, including quantification based on estimated habitat area, while habitat characterization employed metrics such as the proportion of edge and core areas, forest canopy height, vegetation health, and connectivity. To identify the main services provided by these species, a literature review was conducted focusing on their ecological interactions and dietary composition, as ecosystem benefits primarily arise from these factors. For the valuation of seed dispersal services, the replacement cost method was applied, whereas for arthropod control, potential non-monetary benefits were identified. The results indicate habitat fragmentation and degradation for all species, with a predominance of edge areas and young forests. The estimated values for seed dispersal services per individual were 1,696 USD/individual/year (*C. flaviceps*), 106,794 USD/individual/year (*S. robustus*), and 73,517 USD/individual/year (*B. hypoxanthus*). The literature also suggests a possible relationship between the integrity of ecosystem services and the quality of the habitat in which these species occur. It is concluded that, despite the evident importance of the ecological roles performed by these species, it is necessary to ensure that adequate habitat conditions are maintained to support populations and behaviors that promote ecological self-maintenance.

Keywords: species-specific valuation; ecosystem services; habitat area; habitat quality; ecological interactions.

1. INTRODUÇÃO

Junto à crise climática, a perda de biodiversidade tem sido um dos problemas ecológicos centrais nas últimas décadas, visto que mesmo após eventos internacionais de grande importância, como a Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB), além do declínio da biodiversidade se manter constante, os fatores de pressão se mantiveram inalterados ou aumentaram em alguns casos (BUTCHART et al., 2010), causando homogeneização e mudanças na composição das comunidades biológicas em diferentes escalas (KECK et al., 2025). Depois da superexploração de espécies, a perda e a fragmentação de habitat causada por mudanças de uso no solo e ocupações humanas, provocadas principalmente pela expansão da agricultura e da pecuária, são alguns dos fatores que mais impactam a biodiversidade (BETTS et al., 2017; MAXWELL et al., 2016; FAHRIG, 2003).

A crise de biodiversidade tem efeitos diretos e indiretos sobre diversos processos ecológicos, alterando os ciclos biogeoquímicos, como na produtividade primária e consequente fixação do carbono (WEISKOPF et al., 2024) e biológicos, como é o caso do efeito de diluição e inoculação de patógenos causadores de doenças zoonóticas (KEESING; OSTFELD, 2021; PONGSIRI et al., 2009) e outras dinâmicas ecológicas que dependem da integridade da diversidade biológica para sua regulação, que quando afetadas podem resultar em impactos à saúde ambiental e consequentemente, à humana (CARDINALE et al., 2012).

Neste sentido, no âmbito da economia ecológica surgiram estudos de valoração ambiental para a conservação (COSTANZA et al., 1997, 2014) tendo como objetivo o suporte à estruturação de ferramentas e políticas de conservação. Grande parte desses esforços se voltaram principalmente à valoração dos serviços ecossistêmicos (*SE*) oferecidos pelos ecossistemas de forma integral, considerando a presença ou ausência de processos ecológicos no sistema, no entanto, verifica-se uma carência de produções científicas que tenham em vista a valoração de

espécies isoladas e seus papéis ecológicos desempenhados nos nichos que ocupam, que no caso das espécies-chave são papéis essenciais para o funcionamento dos ecossistemas onde estão inseridas e no fornecimento destes serviços diretos e indiretos ao ser humano (GASCON et al., 2015; MARTINO; KENTER, 2023).

Além disso, olhando mais a fundo para a crise de biodiversidade, observa-se também outras crises mais específicas e de grande importância, como é o caso da crise global de extinção dos primatas, que são um componente essencial na composição da biodiversidade tropical e desempenham papéis indispensáveis para a manutenção da saúde ecossistêmica onde ocorre, como na dispersão de sementes e controle biológico de insetos (BUFALO; GALETTI; CULOT, 2016; ESTRADA et al., 2017). Portanto, a conservação dos primatas implica diretamente na conservação dos processos ecológicos e indiretamente na conservação de outras espécies.

Além da importância ecológica deste grupo, ressalta-se ainda que, por abranger espécies guarda-chuva e carismáticas, os primatas têm alto potencial para guiar o planejamento da restauração ecológica em nível regional, o que torna este grupo um ponto de partida para grandes ações de conservação (CHAPMAN et al., 2020; CHAZDON et al., 2020; COLLÉONY et al., 2017; DIETZ; DIETZ; NAGAGATA, 1994). No entanto, apesar da importância ecológica dos primatas e da possibilidade de uso destas espécies como modelo para conservação em escala, no Brasil, mais especificamente no domínio de Mata Atlântica, há uma grande pressão antrópica sobre este grupo, associada principalmente à perda e fragmentação do habitat (CHIARELLO, 2003; FERRARI; DIEGO, 1995; GALÁN-ACEDO et al., 2021, 2023). Com isso, há o isolamento reprodutivo das populações, aumentando a endogamia e conseqüentemente reduzindo a variabilidade genética, tornando o grupo mais suscetível a doenças e vulnerável às alterações de qualquer natureza (MBORA; MCPEEK, 2015; SOLÓRZANO-GARCÍA et al., 2021; TEMPLETON et al., 1990), o

que, por sua vez, aumenta as taxas de extinção local e diminui as taxas de recolonização em fragmentos menores e mais isolados na paisagem (HADDAD et al., 2015).

A fragmentação também gera impactos na qualidade dos remanescentes florestais ocupados, modificando aspectos biofísico-químicos como a temperatura, incidência solar, ciclagem de nutrientes e fluxo de água, além de promover desequilíbrios ecológicos ao impactar a disponibilidade de recursos e na presença e abundância de outras espécies que possuem interações diretas e indiretas com os primatas, modificando as taxas de predação e competição e demais processos e interações ecológicas (HADDAD et al., 2015; SAUNDERS et al., 1991).

Além da perda e fragmentação, a redução da qualidade do habitat também demonstra ser um fator determinante na conservação deste grupo e seus serviços, uma vez que a redução da qualidade do habitat pode causar estresse fisiológico nos indivíduos, prejudicando sua movimentação e alterando seu comportamento e, conseqüentemente, sua interação com o meio (KAISIN et al., 2025). Também já foi reportado que populações de primatas que ocupam fragmentos impactados sofreram efeitos da baixa qualidade como redução da massa corporal, redução da área de vida, menor consumo de frutos, redução do deslocamento, aumento da agressividade e redução das interações sociais, até a extinção local em alguns casos (SCHWITZER et al., 2011).

Diante desse contexto, a redução da disponibilidade de habitat adequado também pode afetar os serviços ecossistêmicos prestados pelas espécies, dado que o ganho ambiental ocorre a partir das interações ecológicas entre estas e o ambiente que ocupam (MOURTHÉ, 2014), e, portanto, a quantificação e a caracterização da qualidade do habitat das espécies devem subsidiar o exercício de valoração.

Visto que a valoração ecológica é uma importante ferramenta para a conservação de espécies e habitat (SALLES, 2011) e há uma carência de estudos no sentido de

valorar serviços ecossistêmicos de espécies isoladas (GASCON et al., 2015), e que, para além disso, a formulação atual da legislação ambiental brasileira não abrange a valoração ecológica de espécies *in situ*, ou seja, desempenhando seu papel ecológico em seu ambiente natural (FLORES et al., 2022), a presente pesquisa representa um exercício teórico para a valoração espécie-específica de espécies-chave ameaçadas, o que pode ser um fator fundamental na elaboração de planos e programas para a conservação de espécies e habitats.

2. OBJETIVOS

Dado o cenário atual, a presente proposta de pesquisa tem como objetivo quantificar e caracterizar o habitat de três espécies-chave de primatas ameaçados, utilizando metodologias de análise de paisagem, bem como exercitar a fundamentação teórica e lógica para estabelecer as relações ecológicas que geram valor biológico e consequentemente econômico das espécies, e estimar os serviços ecossistêmicos prestados de forma a evidenciar a importância do papel ecológico individual nos ecossistemas. Para isso, os objetivos específicos foram estabelecidos para responder às seguintes perguntas norteadoras: qual a área remanescente e as características do habitat das espécies? Quais os *SE* prestados pelas espécies e quais os valores associados a eles? Como o estado do habitat pode interferir na prestação dos *SE*?

Dessa forma, pretende-se realizar o exercício de contabilidade dos aspectos físicos e funcionais dos serviços ecossistêmicos prestados pelas espécies, bem como dos aspectos ecológicos inerentes à estes serviços.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

Dada a relevância do grupo de primatas, foram selecionadas três espécies modelo e, para isso, considerou-se apenas espécies com ocorrência na bacia do rio Doce,

uma região de grande importância para a conservação biológica, situada na zona de transição de dois *hotspots* de biodiversidade, Cerrado e Mata Atlântica (MYERS et al., 2000) e no Corredor Central da Mata Atlântica (FONSECA et al., 2004), que sofreu impactos de um desastre ambiental de grande escala (ESPINDOLA; NODARI; SANTOS, 2019) e atualmente se encontra em estágio de regeneração (NEVES et al., 2024) e restauração (PIRES et al., 2017).

Foram selecionadas somente as espécies classificadas como ameaçadas ou criticamente ameaçadas, com declínio populacional, conforme última avaliação disponível pela International Union for Conservation of Nature (IUCN), dado a importância de integrar dados econômicos em planos de conservação de espécies ameaçadas para guiar decisões e definir prioridades (AGLIARDI; AGLIARDI; SPANJERS, 2024). Após a filtragem, apenas três espécies atenderam aos critérios: Sagui-da-serra-claro (*Callithrix flaviceps*); Macaco-prego-de-crista (*Sapajus robustus*); Muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*).

3.1 Área de estudo

As áreas de ocorrência das espécies intersectam majoritariamente a porção de Mata Atlântica e parte de Cerrado nas unidades de gestão das sub-bacias do rio Doce, de São Mateus e Itanhém, Jequitinhonha, Litorâneas do Espírito Santo e Paraíba do Sul (Figura 1).

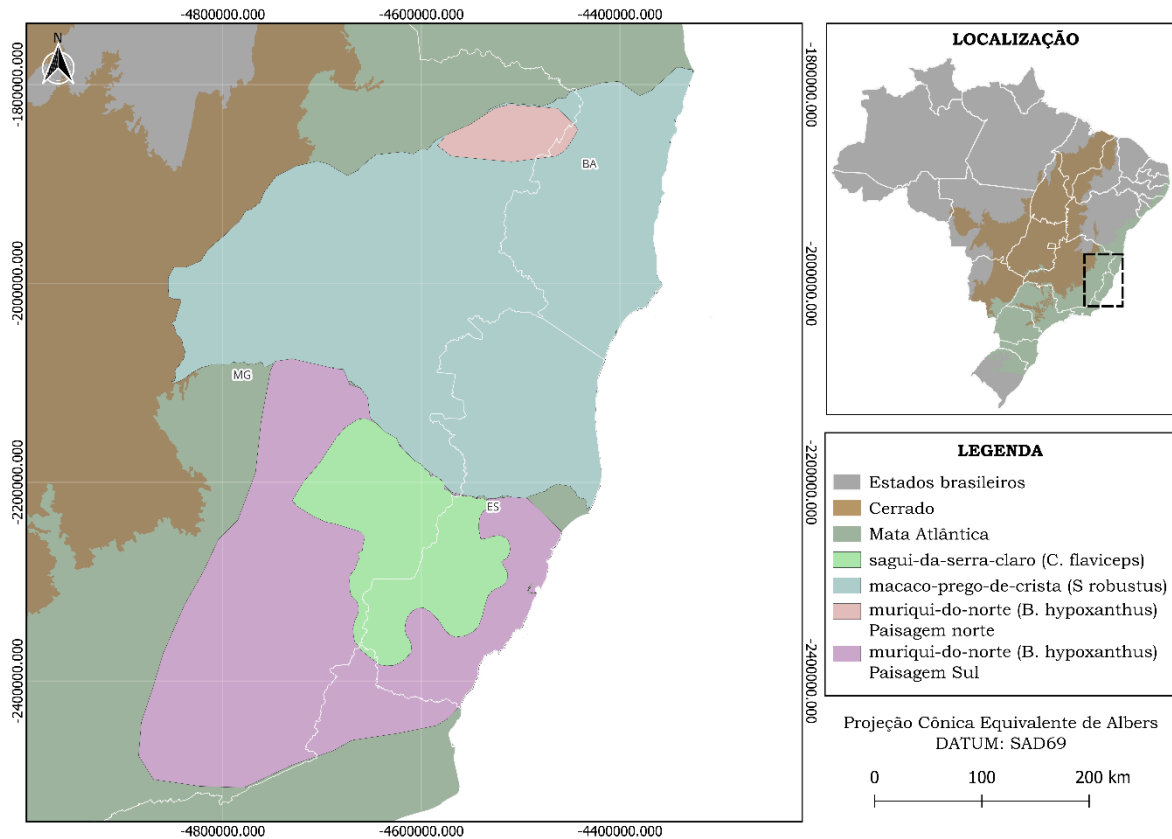


Figura 1 - Área de ocorrência das espécies (IBGE, 2024; IUCN, 2024).

A região abrange diversas tipologias climáticas sendo predominância do tipo tropical savânico com invernos secos, seguido de subtropical com invernos secos e verões quentes, e, por fim, tropical monçônico e tropical úmido restritos à faixa litorânea, com chuvas abundantes e bem distribuídas ao longo do ano, conforme a classificação climática de Köppen na Figura 2 (ALVARES et al., 2013).

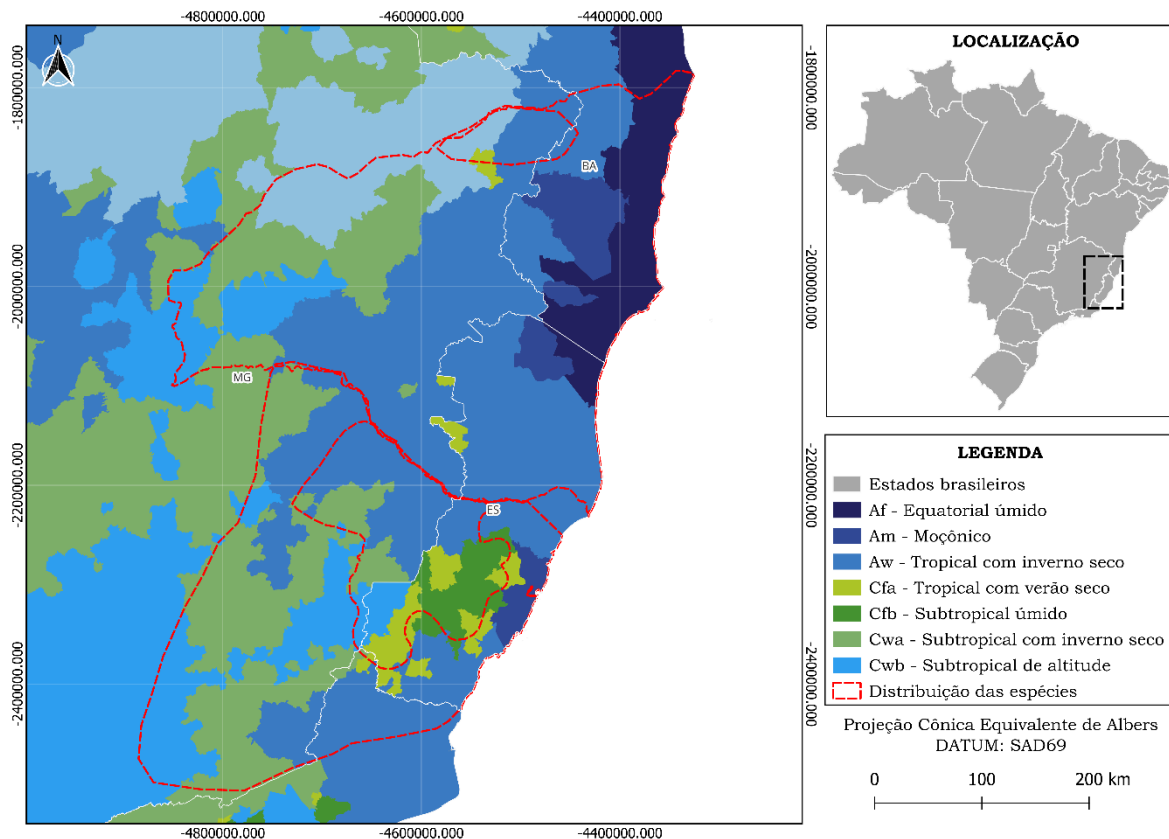


Figura 2 - Classificação climática de Köppen para a área de estudo (ALVARES et al., 2013).

Além da alta variação climática, a região apresenta um conjunto de fatores que contribuem para o aumento da diversidade regional, como eventos geoclimáticos históricos que moldaram a diversidade genética do corredor central da Mata Atlântica (CARNAVAL; MORITZ, 2008); RESENDE et al., 2010), a transição entre dois *hotspots* de biodiversidade, Mata Atlântica e Cerrado (MYERS et al., 2000), marcada por uma zona de ecótono bastante biodiversa (LIAUTAUD; BARBIER; LOREAU, 2020; SOUZA et al., 2020) com alta variação florística e fitogeográfica, com predominância da floresta estacional semidecidual, presente no interior do Espírito Santo e na porção leste de Minas Gerais, seguida da floresta ombrófila densa à margem litorânea, e outras manchas de floresta estacional decidual e savana o que contribui para a formação de diversos nichos ecológicos (WERNECK

et al., 2011; ZAMBORLINI SAITER et al., 2016) que expressam altas taxas de endemismo e valor biológico elevado (FONSECA et al., 2004).

3.2 Espécies Modelo

Sagui-da-serra-claro (*Callithrix flaviceps*)

Pertence à família Callitrichidae, também endêmica da Mata Atlântica, com ocorrência restrita aos estados do Espírito Santo e Minas Gerais, ocorrendo nas florestas estacionais semidecíduais e ombrófilas densas. Não é restrito a habitats primários e pode ocupar áreas de floresta secundária. Devido ao pequeno porte, em torno de 400 gramas e comprimento em torno de 210 mm, pode ocorrer em fragmentos florestais menores em baixas densidades, no entanto, na maioria das áreas onde ocorre a espécie, as populações podem não ser viáveis em longo prazo. Com variação entre 3 e 20 indivíduos por grupo, na Floresta Estacional Semidecidual foram observadas áreas de vida de 15 ha, 34 ha e 35,5 ha, enquanto na Floresta Ombrófila Densa ocupa áreas de vida significativamente maiores, chegando a 138,5 ha. É ameaçado principalmente pelo avanço da pecuária e agricultura, expansão urbana, competição e hibridação com espécie exótica (*C. penicillata* e *C. geoffroyi*), desconexão de habitat, redução de habitat, mineração, monocultura de eucalipto (Hilário et al., 2015; MELO, 2021).

Macaco-prego-de-crista (*Sapajus robustus*)

Incluso na família Cebidae, assim como as espécies anteriores, é endêmica da Mata Atlântica, com ocorrência nos estados de Minas Gerais, Espírito Santo e Bahia e ocorre em florestas ombrófilas de baixada e submontana. Não é restrito a habitats primários, e possui flexibilidade adaptativa a ambientes antropizados. Pesando entre 2,3 e 3,3 kg e medindo cerca de 850 mm, apresenta tamanho médio dos grupos entre 12 e 15 indivíduos, podendo chegar a 27 em áreas conservadas, onde sua área de vida é estimada em 147,07 ha. As principais ameaças estão associadas

à expansão da matriz rodoviária, energética e urbana, bem como de monoculturas de eucalipto e pinus na região em que ocupa, a desconexão, e redução do habitat e a caça (MARTINS, 2015; MARTINS et al., 2021).

Muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*)

Pertencente à família Atelidae, é uma espécie endêmica da Mata Atlântica, que ocorre em Florestas Estacionais e Ombrófilas Densas nos estados de Minas Gerais, Espírito Santo e Bahia. Não é restrita a habitats primários e apresenta certa tolerância a modificações/perturbações no ambiente, estando presente em florestas secundárias e em regeneração. Classificado como o maior primata das Américas, pesando em torno de 9 kg e medindo cerca de 1300 mm de comprimento. Possui área de vida estimada em torno de 168 ha para um grupo de 23 - 27 indivíduos, 257 ha para um grupo de 39 - 42 indivíduos e de 309 ha para um grupo de 40 - 44 indivíduos. A maioria das escassas populações remanescentes habitam áreas montanhosas bastante escarpadas e geralmente de difícil acesso, o que dificulta os registros e, portanto, a definição exata de alguns limites de distribuição. As principais ameaças à espécie são incêndios, assentamentos rurais, agricultura, pecuária, desmatamento, desconexão e redução de habitat, e caça (MELO et al., 2012; MELO et al., 2021).

3.3 Quantificação do habitat

Como meio de quantificar o habitat disponível, foram calculadas as áreas do habitat total, correspondente à área florestal, e a Área de Habitat Adequado (*Area of Habitat - AOH*) ou Extensão do Habitat Adequado (Extent of Suitable Habitat, ESH).

A *AOH* consiste em um modelo dedutivo de mapeamento da distribuição de uma espécie, considerando a disponibilidade de habitats adequados e visa minimizar erros a respeito da distribuição de uma espécie, sendo particularmente útil para espécies de ampla distribuição, porém pouco conhecidas (BROOKS et al., 2019). A

metodologia utiliza dados oficiais do alcance geográfico, tipo de habitat e intervalo de ocupação altitudinal das espécies para quantificar a área de habitat viável remanescente, sendo o mapeamento final definido pela intersecção das camadas de habitat e elevação dentro do alcance geográfico conhecido para a espécie (BROOKS et al., 2019).

A validação da *AOH* pode enfrentar desafios, pois os registros de ocorrência frequentemente não estão disponíveis, estão deslocados ou estão enviesados para muitas espécies (DAHALL et al., 2022). Além disso, a incerteza, definida como a falta de conhecimento sobre a presença ou ausência potencial, é inerente aos mapas de *AOH*, que são suscetíveis a vieses e erros nos dados subjacentes, como na estimativa anterior de sua distribuição ou limites de elevação (SUÁREZ-CASTRO et al., 2024; BROOKS et al., 2019; LUMBIERRES et al., 2022).

No entanto, em validações anteriores, uma grande proporção de mapas de *AOH* para aves e mamíferos foi considerada melhor do que uma distribuição aleatória em suas áreas de ocorrência estimadas (DAHALL et al., 2022; LUMBIERRES et al., 2022). Mapas de *AOH* adaptados a contextos locais, combinados com informações de especialistas e outras especificidades das espécies, podem melhorar a acurácia e refletir melhor os padrões biogeográficos naturais, evitando limites artificiais (SUÁREZ-CASTRO et al., 2024). Apesar das limitações de validação, em geral, os mapas de *AOH* apresentam melhores estimativas da distribuição provável de espécies (BROOKS et al., 2019; LUMBIERRES et al., 2022).

Para estimar a *AOH*, foram coletados os dados oficiais de alcance geográfico, tipo de habitat e intervalo altitudinal disponibilizados pela IUCN. Além disso, visto que, no presente trabalho, a *AOH* também pode ser entendida como a área em que as espécies podem desempenhar seus papéis ecológicos de forma eficiente, além dos dados essenciais, com base na literatura também disponibilizada pela IUCN, foram selecionadas apenas as manchas florestais que apresentassem área equivalente

ou superior ao limiar de 10% das áreas de vida mínimas das espécies avaliadas, objetivando manter apenas manchas de maior importância para a conectividade da paisagem, bem como áreas contínuas que possam atender, mesmo que somente durante eventos de dispersão, às demandas por recursos das espécies, aumentando, portanto, as chances de sucesso dos eventos.

Para o mapeamento de habitat florestal foi utilizado a coleção 2 de classificação de cobertura e uso da terra para o último ano disponível, sendo este o ano de 2023, gerado pelo MapBiomas (<https://mapbiomas.org>) (SOUZA et al., 2020). A classificação em questão é realizada em conjuntos de imagens do satélite Sentinel 2, que possui resolução espacial de 10x10m (PHIRI et al., 2020). Para isso foram utilizadas como máscaras as respectivas coberturas geográficas de cada espécie. Após a aquisição das camadas de classificação de uso do solo em formato raster, os dados foram reprojatados para SAD 1969 Albers South America para lidar com a distorção de área devido à incidência em múltiplos fusos UTM. Posteriormente foi extraído e vetorizado somente a classe respectiva à cobertura florestal, aplicando-se um filtro para manchas menores que 0,1 ha.

Os Modelos Digitais de Elevação (MDEs) foram adquiridos da base de dados Copernicus Global DSM com resolução espacial de 30x30m (GUTH; GEOFFROY, 2021) e o download foi realizado diretamente do QGIS por meio do plugin “OpenTopography DEM Downloader” (KRISHNAN et al., 2011). Os MDEs foram baixados em formato raster, reprojatados e filtrados somente para o intervalo de elevação conhecido para cada espécie e então vetorizados para serem utilizados como camada máscara para a geração da área de habitat.

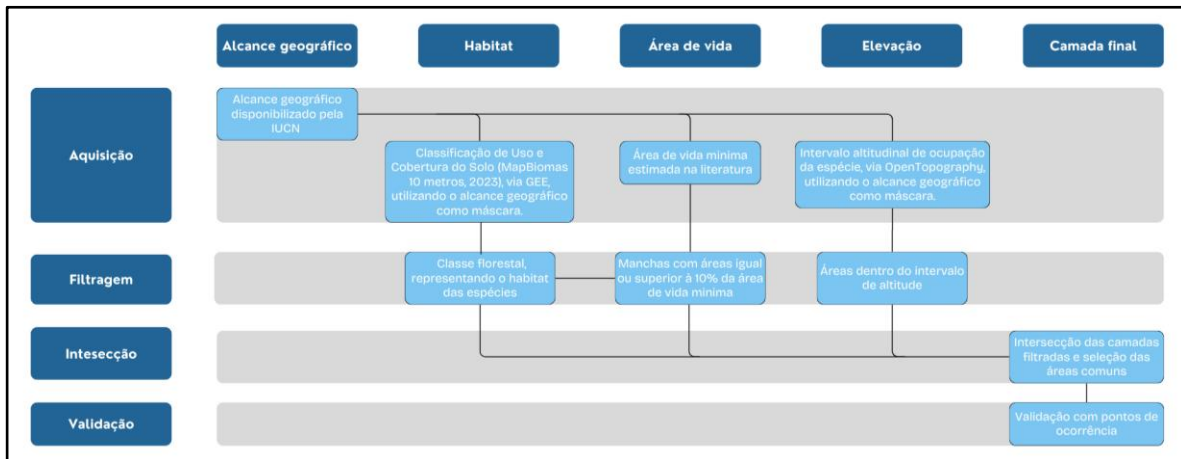


Figura 3 - Workflow para definição da Área de Habitat (Adaptado de BROOKS et al., 2019).

3.4 Caracterização do habitat

Para a caracterização dos remanescentes de habitat, foram calculadas métricas estruturais e funcionais de paisagem que refletissem as variações de qualidade do habitat para as espécies.

Relação entre núcleo e borda

Entende-se por esta relação, a proporção entre a área interna do fragmento e sua área de borda. A diferenciação destas no fragmento se dá pela variação nas características biofísico-químicas ao longo do gradiente florestal, como a incidência de luz, correntes de vento, temperatura e umidade, que por sua vez afetam a disponibilidade de recursos e a dinâmica trófica moldando a distribuição de espécies e alterando as proporções de riqueza, diversidade e endemismo a depender da faixa de distância da borda (HADDAD et al., 2015). Por este ser um efeito que afeta diversas funções ecossistêmicas, bióticas e abióticas, foram calculadas, para a paisagem de cada espécie, as proporções de borda dos fragmentos, considerando-se os efeitos até a margem de 100 metros a partir da borda, visto que, apesar das incertezas quanto à real extensão e magnitude dos efeitos de borda (WILLMER et

al., 2022), a esta distância os efeitos de borda manifestam-se de forma mais intensa em florestas tropicais devido à recomposição florística que causa efeitos crônicos nas dinâmicas ecológicas a longo prazo (LAURANCE et al., 1997, 2002, 2011).

Altura das florestas

A altura das florestas está positivamente associada à maior riqueza de espécies por ofertar uma diversidade maior de nichos formados pelos estratos florestais que oferecem abrigo à fauna (CAZZOLLA GATTI et al., 2017; FENG et al., 2020; ROLL et al., 2015; WOLF et al., 2012), assim como a relação da biomassa com a abundância, riqueza e diversidade de recursos no ecossistema (PESSOA et al., 2017). Diante disso, a altura média do dossel foi adquirida como uma das métricas descritivas de qualidade do habitat utilizando o GEE da base de dados “High Resolution Canopy Height Maps” desenvolvida por Tolan et al., 2024. Para a caracterização, foram extraídos os valores de altura somente para a área referente à *AOH* de cada espécie, sendo descartados os valores de 1 metro de altura, e agrupados os valores entre 2 m e 6 m para estratos baixos, 7 m e 12 m para estratos médios, > 12 m e 30 m para estratos altos, definidos a partir de valores médios médios entre os valores de referência da RESOLUÇÃO CONAMA Nº 392, DE 25 DE JUNHO DE 2007 e a RESOLUÇÃO Nº 29, DE 07 DE DEZEMBRO DE 1994 para as fitofisionomias de Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecidual, respectivamente.

Índice de vegetação

Os índices de vegetação (IVs) utilizados no sensoriamento remoto são derivados da variação da refletância espectral da superfície da vegetação e configuram importantes indicadores sobre a vegetação, podendo, a partir destes, serem geradas informações sobre a estrutura do dossel florestal, potencial fotossintético, produtividade primária bruta, retenção de água, dentre outros descritivos sobre a saúde da vegetação (HUETE, 2012). Portanto, entre a ampla gama de IVs que

podem ser gerados, foi selecionado o Kernel NDVI (kNDVI) como indicador da saúde da vegetação, visto que este responde melhor às variações da superfície do dossel florestal, apresentando melhor resposta aos efeitos de saturação em áreas de vegetação densa e aos ruídos do solo exposto em áreas de baixa densidade, bem como às variações sazonais, ciclos fenológicos, ou problemas operacionais como pixels mistos (CAMPS-VALLS et al., 2021). Além disso, o kNDVI apresenta correlação consistente com outras métricas derivadas dos IVs, como a estimativa da Produtividade Primária Bruta, Índice de Área Foliar e Nível de atividade fotossintética, para diversas fitofisionomias (WANG et al., 2023). Para se obter o kNDVI, primeiro é necessário calcular o NDVI que se dá pelo seguinte cálculo de bandas espectrais:

$$NDVI = (NIR - RED)/(NIR + RED)$$

Onde:

NDVI = Índice de Vegetação por Diferença Normalizada

NIR = Reflectância no infravermelho próximo

RED = Reflectância no vermelho

E então, é realizada uma generalização kernel do valor tradicional do NDVI, cuja fórmula é dada por:

$$kNDV = \tanh\left(\left(\frac{NIR - RED}{2\sigma}\right)^2\right)$$

Onde:

kNDVI = Kernel NDVI (NDVI Transformado)

$\tanh()$ = Função tangente hiperbólica, que transforma os valores de entrada em uma escala de 0 a 1

NDVI² = Quadrado do NDVI

O resultado foi extraído para as manchas de habitat e classificado em três classes de densidade para se obter um panorama geral acerca do vigor da vegetação: baixa (< 0.1), média (0,2 – 0,5) e alta (0,6 a 1) (KSHETRI, 2018).

Índice Integral de conectividade (IIC).

A conectividade do habitat é um atributo essencial em paisagens fragmentadas e está associada à manutenção do fluxo de energia, biomassa, nutrientes, e fluxo gênico através da dispersão das espécies e demais ciclos biogeoquímicos (FAHRIG; MERRIAM, 1985; SAUNDERS et al., 1991; TAYLOR et al., 1993; TEMPLETON et al., 1990). Desta forma, calcular o grau de conectividade de uma paisagem e a importância individual dos fragmentos de habitat é fundamental no entendimento da qualidade do habitat das espécies, uma vez que a conectividade representa uma métrica funcional, e um grau elevado de conectividade está associado à maior riqueza e diversidade de espécies, sendo esta métrica um bom preditor da qualidade do habitat (DAMSCHEN; BRUDVIG, 2012; MARTENSEN et al., 2012; MARTÍN-QUELLER; SAURA, 2013; THIELE et al., 2018).

Para avaliar a conectividade foi utilizado o Índice Integral de Conectividade (IIC), um índice baseado na teoria dos grafos, onde cada mancha de habitat é representada por um nó e as conexões entre as manchas representadas por links. O índice possui características desejadas para um índice de conectividade, pois apresenta sensibilidade às mudanças na estrutura do habitat, evidenciando as alterações críticas na paisagem e identificando a contribuição de cada elemento na paisagem

e o impacto da sua ausência na conectividade (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006; SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007; SAURA; RUBIO, 2010).

O IIC foi calculado como métrica de conectividade a partir do pacote Makurhini (GODÍNEZ-GÓMEZ; CORREA, 2020) no R Studio, utilizando o limiar de conectividade entre fragmentos de 500 metros, visto que apesar dos poucos estudos realizados sobre a dispersão de primatas arborícolas para além das florestas, esta já foi adotada como distância máxima que atravessariam em área aberta (DA SILVA et al., 2015; COSTA-ARAÚJO et al., 2021), além disso, a matriz, a depender da composição e qualidade, pode favorecer seu deslocamento (GALÁN-ACEDO et al., 2021) ou até ofertar recursos e refúgio em alguns casos possibilitando a travessia de distâncias maiores (GALÁN-ACEDO et al., 2019).

No entanto, ressalta-se que, visto o grau avançado de fragmentação encontrado em paisagens de Mata Atlântica (RIBEIRO et al., 2009; LÔBO et al., 2011), o que aumenta significativamente a quantidade de manchas na paisagem e, conseqüentemente, a exigência computacional, tornando o processamento inviável para um grande número de fragmentos (SAURA; TORNÉ, 2009). Portanto, como forma de adotar um filtro equitativo, para avaliar o grau de conectividade, nos limites da extensão geográfica, para cada espécie, foram selecionados apenas os fragmentos florestais com área superior a 10% das áreas de vida mínima relatadas para os táxons. Este critério foi utilizado para reduzir o número total de fragmentos no recorte de paisagem para cada espécie-alvo de forma equitativa, porém mantendo um número adequado de manchas de habitat para calcular o grau de conectividade. Além disso, este filtro evita incluir fragmentos muito pequenos na análise e, portanto, menos significativos para a conservação das espécies, e ainda mais suscetíveis às pressões antrópicas, que por consequência têm maiores chances de redução da cobertura florestal ou até desaparecimento nos próximos anos (HANSEN et al., 2020). Considerando, ainda, que as espécies, apesar de utilizarem fragmentos menores durante a dispersão, como trampolins ecológicos,

não permanecem nesses, devido às pressões constantes e à menor disponibilidade de recursos (DA SILVA et al., 2015).

O índice foi estimado conforme a metodologia proposta por Latorre-Cárdenas et al (2023), de forma que, para cada fragmento de habitat focal (f) foi iterada a seleção de manchas vizinhas usando um raio de busca de 5 km, representando 10 vezes a distância de dispersão. Fragmentos dentro do raio de busca foram selecionados e classificados como manchas transfronteiriças, que em geral, têm maior probabilidade de conectividade com a mancha focal. Então, para cada mancha focal e seus correspondentes transfronteiriços o IIC foi calculado da seguinte forma:

$$IIC_f = \frac{\sum_{i=1}^{f+thp} \sum_{j=1}^{f+thp} \frac{A_i \times A_j}{1 + n_{lij}}}{A_L^2}$$

Em que a_i e a_j são o valor do atributo do fragmento de habitat focal f e das manchas transfronteiriças (thp). n_{ij} é o número de links dentro do caminho mais curto do patch i para j e foi estimado considerando a distância euclidiana entre manchas de habitat e o limiar de 500 m. A_L é a área da paisagem e foi estimada considerando a área da paisagem para cada patch focal, gerada em cada iteração (ou seja, a extensão de f e thp).

A classificação dos fragmentos de habitat focal foi realizada de acordo com a contribuição independente para a conectividade ($dIIC_f$), que corresponde à porcentagem da variação no IIC f causada pela remoção de cada fragmento individual (f) e thp da paisagem de cada fragmento focal. O $dIIC_f$ pode variar dependendo do atributo do fragmento, da posição topológica do fragmento dentro da paisagem e da capacidade de dispersão das espécies.

3.5 Identificação e mensuração dos serviços ecossistêmicos prestados

Para verificar os principais serviços prestados pelas espécies, foi realizada uma revisão da literatura no que diz respeito à ecologia fundamental das espécies, incluindo descrição dos hábitos alimentares, relações ecológicas e demais informações dietéticas, apoiando-se no fato de que os serviços prestados são provenientes das interações ecológicas das espécies-alvo com outras e o meio (NOTTE et al., 2017). Dessa forma, foram identificadas as principais interações e processos ecológicos que possam gerar benefícios ecossistêmicos cuja presença da espécie é essencial, como na dispersão de sementes, controle de pragas, polinização, dentre outros serviços de alta relevância ecológica.

Para isso, além da literatura especializada das espécies disponível pela IUCN, foram realizadas buscas nas bases de dados do “Google Scholar” e “Web of Science” utilizando combinações dos nomes das espécies com as palavras chave: “alimentação”, “comportamento alimentar”, “hábito”, “dieta”, “dispersão”, “ecologia”, “interações ecológicas”, “polinização”, “predação” e “serviços ecossistêmicos” em português e inglês, a fim de encontrar trabalhos relevantes para o processo de quantificação dos serviços prestados pelas espécies-alvo. A partir disso, foram contabilizados os principais *SE* prestados pelas espécies e valorados pela metodologia de custo de substituição ou reposição (LIU et al., 2010; SHI; SHI, 2016). No caso de ausência de informações para as espécies, foram utilizados os dados disponíveis para espécies próximas, em geral, do mesmo gênero.

Assim como proposto por Mikich e colaboradores (2015), para o cálculo da eficiência de dispersão de sementes, conforme estabelecido por Howe (1990), adotou-se a proporção de 34% das sementes consumidas que germinam e persistem por, no mínimo, 15 meses após a dispersão por primatas arborícolas, o que possibilitou o exercício comparativo dos custos de manutenção entre 1 a 2 anos

após o plantio das mudas em projetos de restauração, visto que este limiar considera a sobrevivência das mudas após um ano da dispersão. Enquanto para a contabilização do potencial controle de pragas, foram utilizados dados secundários para estimar o volume de artrópodes ingerido na dieta (MIKICH, 2015).

O custo médio de plantio e manutenção por muda foi calculado com base em estimativas prévias de custos por hectare para cenários favoráveis e desfavoráveis de restauração da Mata Atlântica (BENINI et al., 2017) e uma densidade de 1.667 mudas/ha restaurado (TEIXEIRA et al., 2022; INSTITUTO ESCOLHAS, 2023). Posteriormente os valores foram corrigidos para dezembro de 2025 utilizando o Índice Geral de Preços – Disponibilidade Interna (IGP-DI), calculado e divulgado mensalmente pela Fundação Getúlio Vargas. Quanto à valoração dos serviços prestados pela regulação de espécie praga, foi realizada somente a contabilização ecológica do consumo de biomassa média de artrópodes, quando possível, visto a dificuldade de associação de custos diretos à este serviço (MIKICH, 2015).

Por fim, também foram levantadas informações encontradas na literatura acerca da relevância ecológica, comercial e cultural das espécies que possuem interações, evidenciando aquelas de maior valor para o ser humano.

4. RESULTADOS

4.1 Quantificação das manchas de habitat

A paisagem definida para o *C. flaviceps* apresenta uma AOH de 382.502 ha, correspondendo a 86,53% da área de floresta existente na paisagem, e 15,42% de sua área total de distribuição indicada pela IUCN (Figura 4).

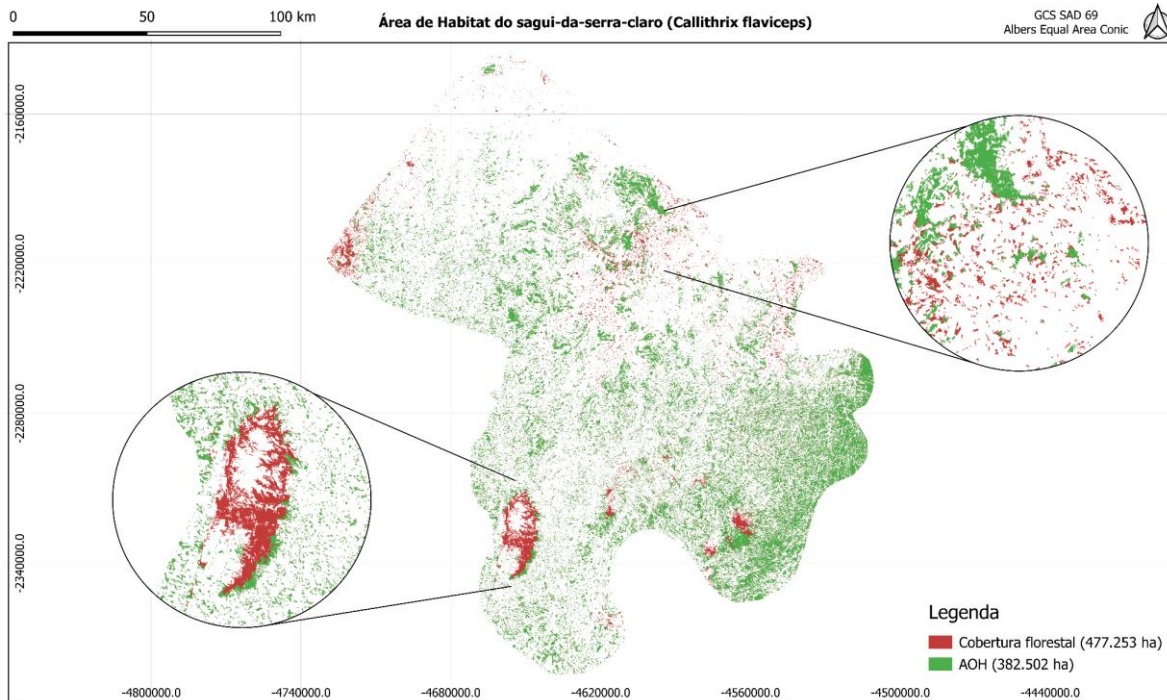


Figura 4 - Área de Habitat sagui-da-serra-claro (*C. flaviceps*).

Para o *S. robustus*, a AOH calculada é de 1.814.984 ha, a maior em termos absolutos entre as paisagens analisadas. A relação entre a AOH e a área de floresta é de 83,39%, enquanto representa somente 15,09% de sua distribuição oficial disponibilizada (Figura 5).

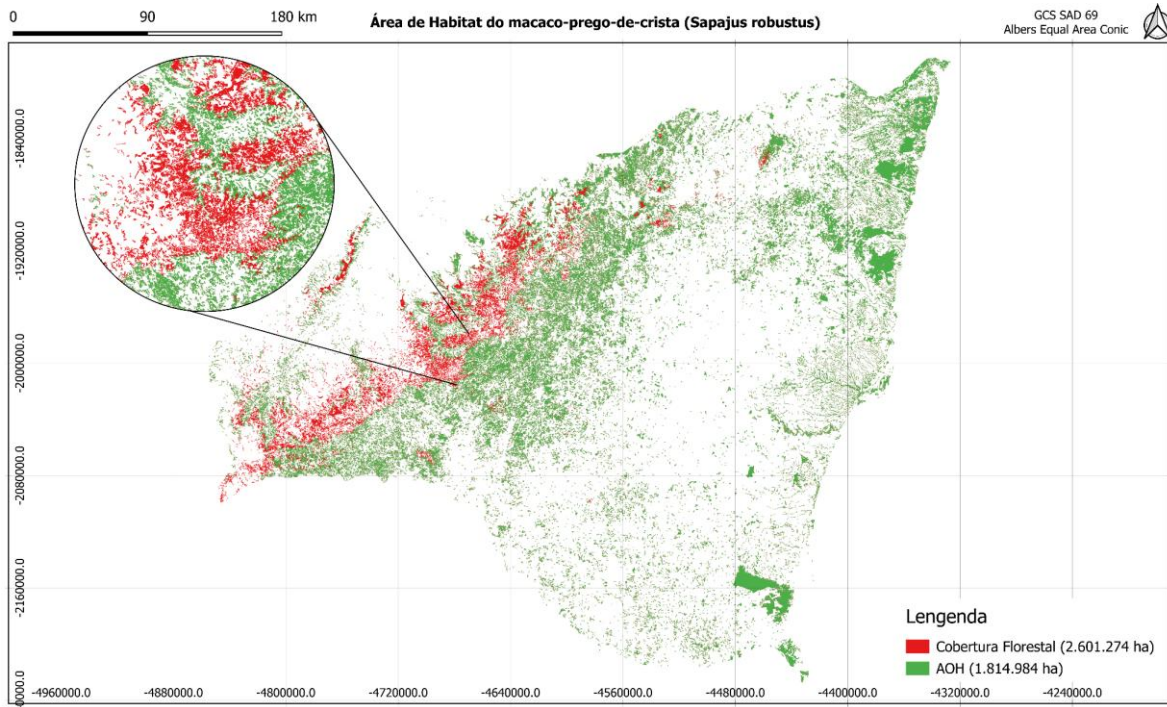


Figura 5 - Área de Habitat macaco-prego-de-crista (*S. robustus*).

A paisagem norte do *B. hypoxanthus* possui 124.510 hectares com proporção de 99,96% de toda a cobertura florestal, enquanto a AOH corresponde a 23,68% da distribuição geográfica da IUCN (Figura 6). Na paisagem sul, a AOH é de 1.502.759 hectares e representa 96,64% de toda a área de floresta, e 16,39% da totalidade de sua distribuição (Figura 7).

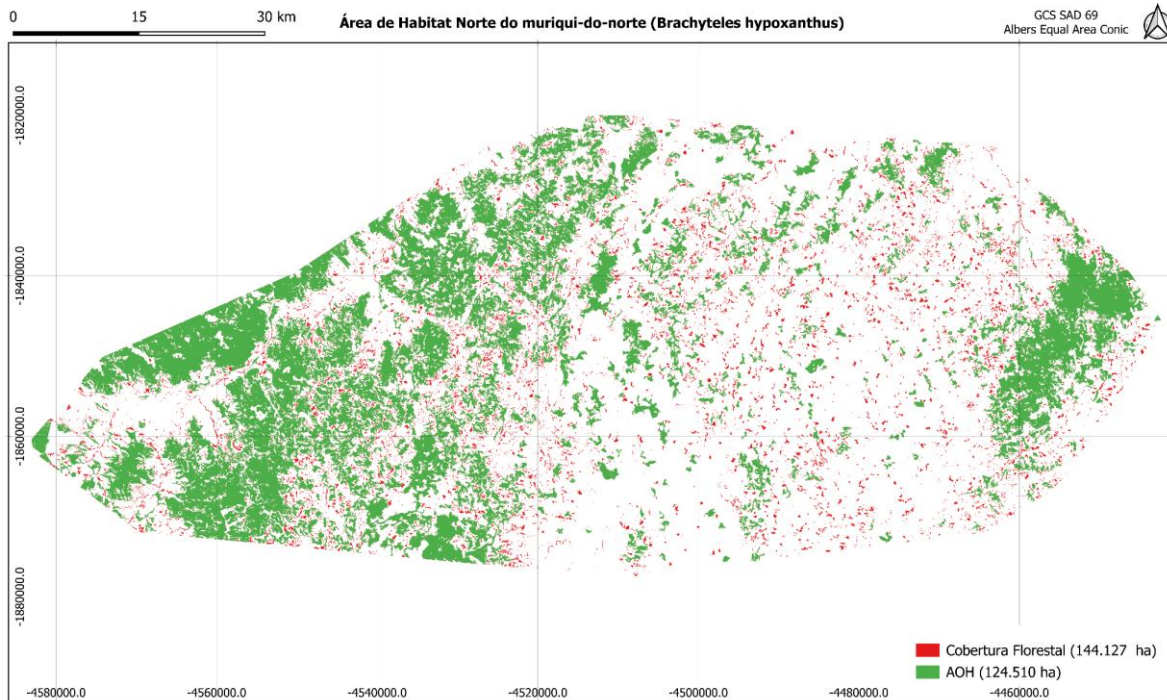


Figura 6 - Área de Habitat Norte muriqui-do-norte (*B. hypoxanthus*).

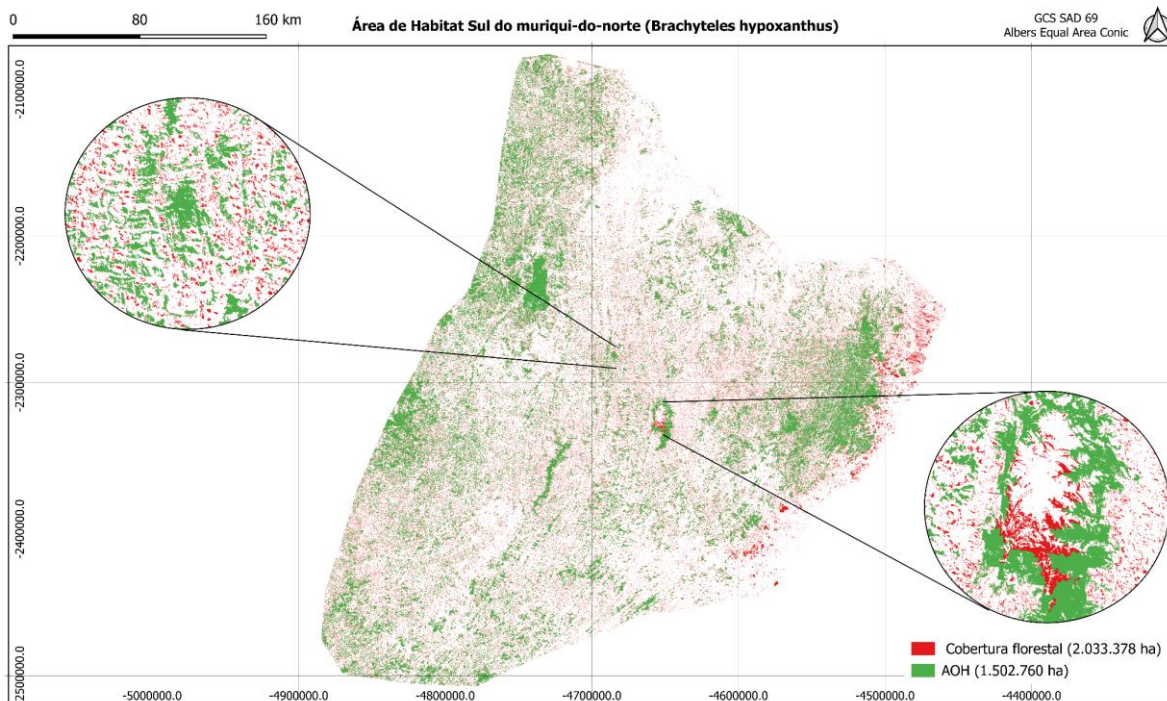


Figura 7 - Área de Habitat Sul muriqui-do-norte (*B. hypoxanthus*).

Nota-se pelo mapeamento, que as limitações de distribuição altitudinal podem restringir consideravelmente a ocupação das espécies em extensas áreas florestadas fora da amplitude de elevação suportada, reduzindo as áreas de habitat nos limites de suas distribuições geográficas estimadas. No entanto, essas limitações de ocupação são intrínsecas à biologia das espécies, e, portanto, imutáveis. Já a redução e a fragmentação do habitat provocadas na paisagem, são os principais fatores que explicam a diferença entre a distribuição geográfica estimada e a área de habitat com condições bioclimáticas mais apropriadas para a manutenção das populações, visto que a cobertura florestal representa apenas 19,30% (*C. flaviceps*), 21,69 (*S. robustus*), 22,25% (*B. hypoxanthus* paisagem sul), 27,5% (*B. hypoxanthus* paisagem norte) da área total, sendo ainda maior a diferença ao se considerar apenas as áreas caracterizadas como AOH, como evidenciado pela Figura 8.

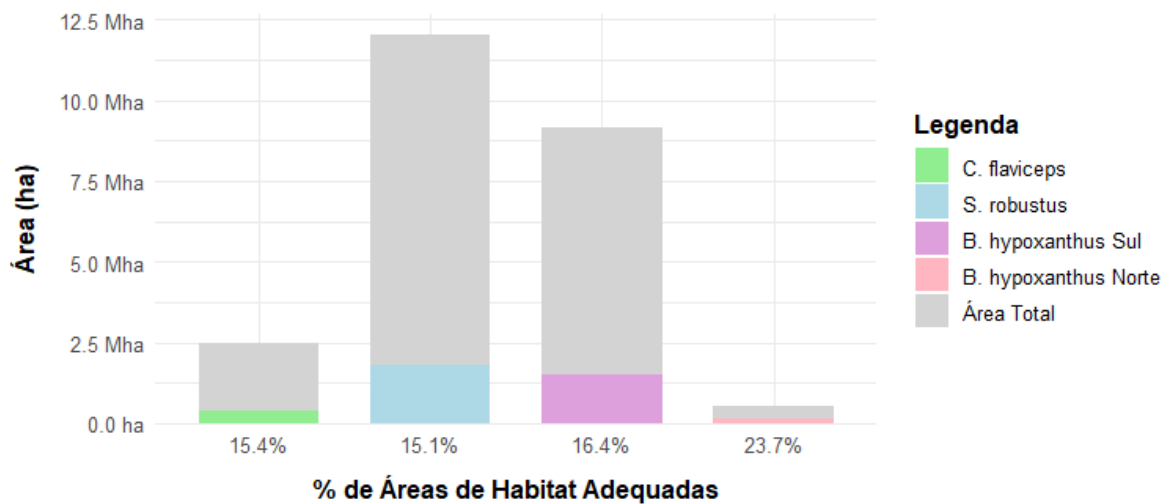


Figura 8 - Representatividade da AOH sob a totalidade de cada paisagem.

4.2 Qualificação do habitat

4.2.1 Composição (borda x núcleo)

A proporção geral entre a área de borda e a área núcleo dos fragmentos na paisagem de *C. flaviceps* foi de 422.989 ha (88,7%) e 54.264 ha (11,3%), respectivamente. Foram identificadas 1.675 manchas com área núcleo superior a 1 ha, apresentando uma média de 32 ha.

Enquanto para *S. robustus* 614.610 hectares (23,6%) da área total mapeada correspondem a áreas núcleo, enquanto os restantes 1.986.664 hectares (76,4%) sofrem efeito de borda, sendo 8.129 fragmentos com áreas núcleo superiores a 1 hectare, apresentando uma média de 1,73 ha.

Para as paisagens onde se encontra o *B. hypoxanthus*, as áreas núcleo e de borda correspondem, respectivamente, a 315.168 hectares (15,5%) e 1.718.209 hectares (84,5%) para a paisagem sul, e 42.247 hectares (29,3%) e 101.821 hectares (70,7%) para a paisagem norte. Na paisagem sul, foram identificados 9.395 fragmentos com áreas núcleo superiores a 1 hectare, apresentando uma média de 0,36 ha. Enquanto na paisagem norte, foram identificados 348 fragmentos com áreas núcleo superiores a 1 hectare, com uma média de 0,19 ha.

Tabela 1 - Caracterização geral da composição Borda x Núcleo.

Espécie / Paisagem	Área núcleo (ha)	Área de borda (ha)	Nº de fragmentos (núcleo > 1 ha)	Área média do núcleo (ha)
<i>C. flaviceps</i>	54.264 (11,3 %)	422.989 (88,7 %)	1.675	32
<i>S. robustus</i>	614.610 (23,6 %)	1.986.664 (76,4 %)	8.129	1,7

<i>B. hypoxanthus</i> – Paisagem Sul	315.168 (15,5 %)	1.718.209 (84,5 %)	9.395	0,3
<i>B. hypoxanthus</i> – Paisagem Norte	42.247 (29,3 %)	101.821 (70,7 %)	348	0,1

4.2.2 Altura do dossel

Como esperado para paisagens de Mata Atlântica, onde há uma dinâmica de alteração constante no uso e ocupação do solo, alternando entre áreas desmatadas e áreas regeneradas (SILVA et al., 2025), as quatro paisagens apresentam extensões de área de habitat mais baixas, e portanto predominantemente jovens (<10 m), enquanto estratos altos e emergentes representam juntos menos de 1% para todos os cenários, evidenciando a falta de áreas florestais maduras (Tabela 2).

Tabela 2 - Quantidade de hectares por classe de altura de dossel.

Espécie/Paisagem	Baixo (2 a 6 m)	Médio (7 a 12 m)	Alto (> 13 m)
<i>C. flaviceps</i>	85.557 (25,2 %)	158.752 (46,8 %)	94.967 (28 %)
<i>S. robustus</i>	504.801 (32,6 %)	668.027 (43,2 %)	374.341 (24,2 %)
<i>B. hypoxanthus</i> – Paisagem Norte	41.356 (47,3 %)	34.621 (39,6 %)	11.444 (13,1 %)
<i>B. hypoxanthus</i> – Paisagem Sul	343.736 (25,4 %)	629.250 (46,6 %)	378.701 (28 %)

4.2.3 Índice de vegetação

A Tabela 3 detalha, em hectares, a área de vegetação por classe de vigor da vegetação: Vegetação rala, Baixo vigor e Alto vigor. De maneira geral, a maior parte da área de habitat em todas as paisagens é classificada com alto vigor vegetativo. No entanto, visto que foram consideradas somente as áreas que incluem a AOH das espécies para contabilização, a proporção de vegetação rala e baixo vigor, variando entre 35,11% e 53,08% sugere a degradação das florestas habitáveis nas paisagens.

Tabela 3 - Classificação do vigor vegetativo das paisagens (kNDVI).

Espécie/ Paisagem	Vegetação rala	Baixo vigor	Alto vigor
<i>C. flaviceps</i>	35.972 ha (21,10%)	26.405 ha (15,49%)	108.077 ha (63,41%)
<i>S. robustus</i>	191.366 ha (15,62%)	328.787 ha (26,84%)	704.993 ha (57,54%)
<i>B. hypoxanthus</i> Paisagem Norte	13.161 ha (13,95%)	36.902 ha (39,13%)	44.243 ha (46,91%)
<i>B. hypoxanthus</i> Paisagem Sul	149.198 ha (20,66%)	104.311 ha (14,45%)	468.600 ha (64,89%)

4.2.4 Conectividade e proteção da área de habitat

Em todas as paisagens, verifica-se que há uma maior concentração de manchas florestais com alto grau de conectividade no entorno das áreas legalmente protegidas por Unidades de Conservação e Terras indígenas, principalmente pela

influência dos grandes maciços florestais conservados nestas regiões. Além disso, grande as paisagens são dominadas por fragmentos com pouca contribuição para a conectividade, indicando a fragmentação avançada do habitat florestal.

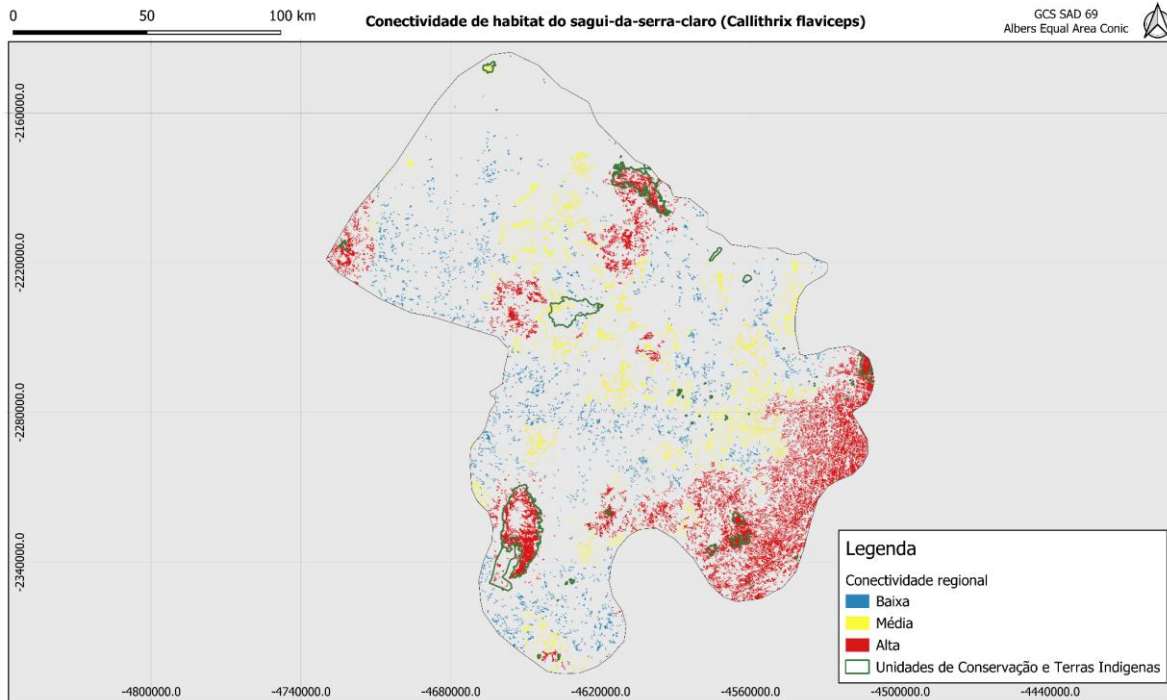


Figura 9 - Áreas de maior conectividade regional para *C. flaviceps*.

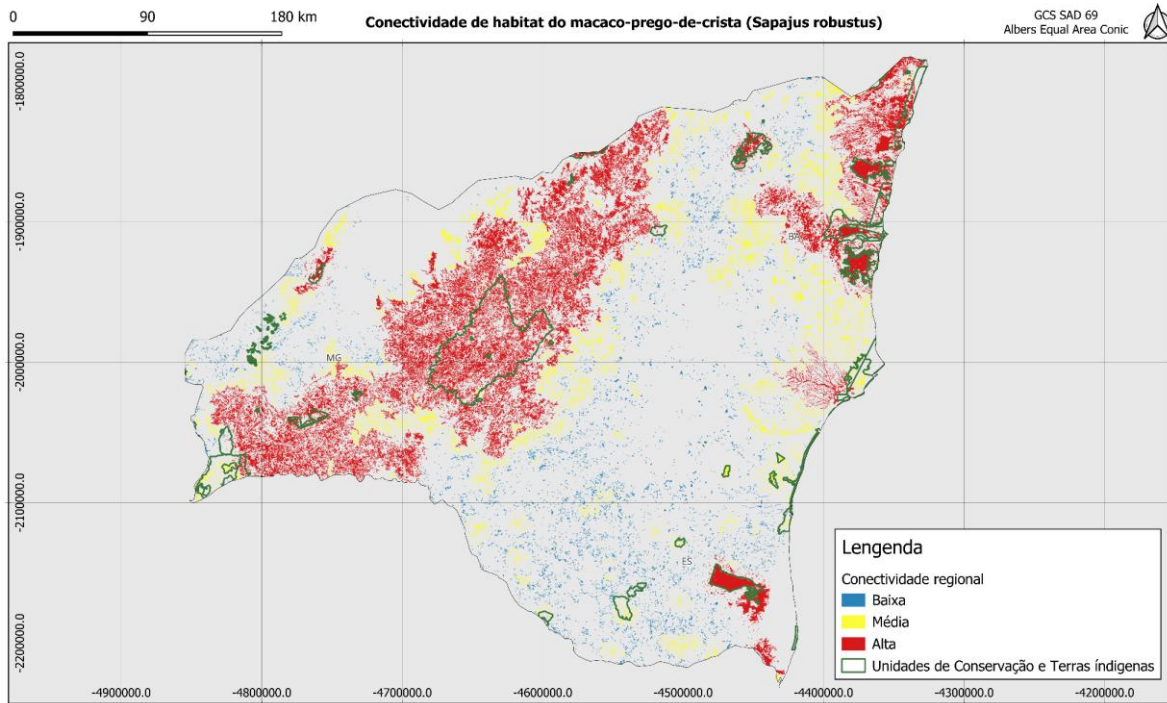


Figura 10 - Áreas de maior conectividade regional para *S. robustus*.

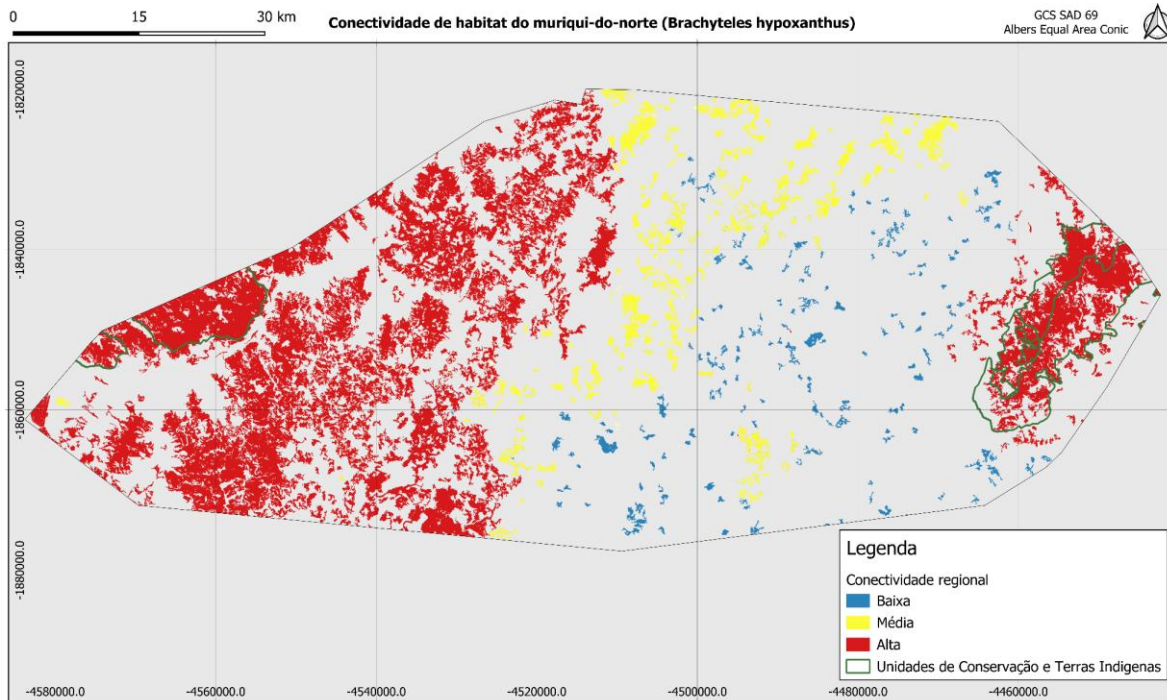


Figura 11 - Conectividade regional para a paisagem norte de *B. hypoxanthus*.

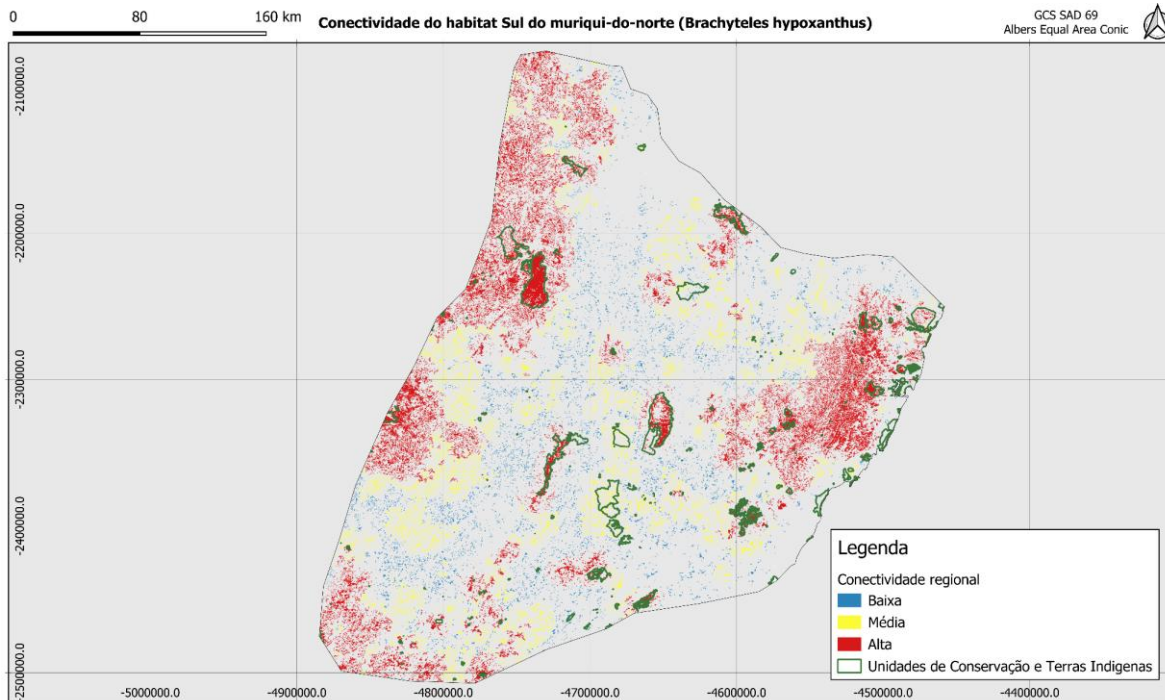


Figura 12 - Maior conectividade regional para a paisagem sul de *B. hypoxanthus*.

4.3 Ecologia alimentar e valoração

O sagui-da-serra-claro (*C. flaviceps*) apresenta uma dieta majoritariamente frugívora-insetívora, alimentando-se predominantemente de fungos e insetos, no entanto, outros componentes também fazem parte de sua gama alimentar em menor proporção, como outros animais (aracnídeos, caracóis, lesmas, pequenos anuros e ovos de aves), exsudatos de árvores, frutos, flores e néctar, ainda que a proporção do consumo entre diferentes fontes pode se alterar devido à sazonalidade e à disponibilidade dos recursos (FERRARI et al., 1996; HILÁRIO; FERRARI, 2010; VASQUEZ; BELTRÃO-MENDES; PINTO, 2024). Ao menos 53 espécies, de 45 gêneros e 28 famílias de plantas já foram identificadas como fontes alimentares para a espécie, das quais aproveita diferentes recursos, dentre gomas, estruturas reprodutivas e néctar (FERRARI et al., 1996; HILÁRIO; FERRARI, 2010; VASQUEZ; BELTRÃO-MENDES; PINTO, 2024).

Dada a escassez de dados para a espécie, a dispersão de sementes para *C. flaviceps* foi contabilizada a partir de parâmetros médios disponíveis para uma espécie próxima (*C. jacchus*), que apresenta uma média de 20,98% da composição dietética representada pelo consumo de frutos, frequência de defecação média de 3.17 (\pm 3.04) por dia (CASTRO; SOUSA, 2005; SILVESTRE et al., 2015) e mediana de 23 sementes por amostra fecal (SILVA et al., 2016) , totalizando 72 sementes dispersadas por indivíduo/dia. Supondo uma relação linear direta entre a proporção do consumo de frutos e a quantidade de sementes ingeridas, estima-se que *C. flaviceps*, com uma menor proporção média de frutos na dieta (14,39%), possa dispersar aproximadamente 50 sementes por indivíduo/dia ($14,39\% * 72,91 / 20,98\% = 50,008$), totalizando cerca de 18.252 sementes defecadas anualmente por indivíduo, sendo que 6.205,99 (34%) são dispersas de forma eficaz gerando mudas viáveis (HOWE, 1990).

Dentre as espécies conhecidas cujo *C. flaviceps* consome especificamente os frutos, apenas o guamirim (*Myrcia splendens*) possui descrições quanto à importância econômica e ecológica, sendo os frutos dessa espécie próprios para consumo humano e podem servir no preparo de geleias, sorvetes e licores (ANDRADE, 2019), o guamirim também possui alto potencial como fonte de substâncias bioativas com propriedades farmacológicas (SANTOS et al., 2018; PONTES et al., 2019). A espécie também é indicada na restauração ecológica de ambientes fluviais, ripários e de áreas degradadas por se tratar de uma espécie de rápido crescimento em formações secundárias, atrativa para a avifauna e de dispersão eficiente, a dispersão natural da espécie é ainda mais relevante visto que sua produção e cultivo pode ser dificultado pelo comportamento recalcitrante das sementes coletadas, que tendem a perder rapidamente a viabilidade, complicando seu armazenamento, conferindo maior valor biológico às espécies dispersoras (CARVALHO, 2008).

Quanto ao componente animal, representando a segunda fonte mais consumida, é composto por gafanhotos, esperanças, grilos, louva-deus, besouros, cigarras, percevejos, cupins, borboletas, mariposas, lagartas, aranhas, escorpiões, caracóis, lesmas, pequenos sapos, rãs, pererecas, e ovos de aves (FERRARI et al., 1996; HILÁRIO; FERRARI, 2010; VASQUEZ; BELTRÃO-MENDES; PINTO, 2024). Entretanto, não foi possível realizar a mensuração da ingestão média de artrópodes pela dificuldade da determinação volumétrica destes na dieta dos calitriquídeos (SILVESTRE et al., 2016).

Já os muriquis-do-norte (*B. hypoxanthus*) são estritamente herbívoros e possuem uma dieta folívora-frugívora, com ênfase no consumo de folhas e frutos maduros, complementada pela ingestão de néctar, flores, brotos e bambu. Em sua composição alimentar estão 39 espécies conhecidas e pelo menos 56 gêneros de 32 famílias botânicas, das quais o primata consome as partes vegetais supracitadas (MOURA, 2023; VASQUEZ; BELTRÃO-MENDES; PINTO, 2024). Ocupando a posição de maior primata das Américas, os muriquis (*Brachyteles sp.*) desempenham um papel essencial e indispensável na dispersão de espécies de frutos maiores, pois assim como as antas (*Tapirus sp.*), são os últimos representantes da megafauna frugívora neotropical, ocupando um nicho ligeiramente diferentes e complementares, visto que os muriquis, apesar de não consumirem frutos tão grandes quanto as antas, dispersam uma maior quantidade e diversidade de sementes com padrões espaciais diferentes (BUENO et al., 2013).

Considerando que os muriquis (*Brachyteles sp.*), defecam em média $12 (\pm 2)$ vezes ao dia (MILTON, 1984), com uma deposição média de $16,6 (\pm 10,2)$ sementes por amostra fecal, considerando uma média de valores conhecidos para fragmentos conservados e antropizados (MARTINS, 2006; BUENO et al., 2013), resultando em 199,2 e 72.708 sementes depositadas, diária e anualmente, respectivamente, por indivíduo, das quais aproximadamente 24.720,72 (34%) apresentam maior viabilidade de germinação e sobrevivência (HOWE; 1990).

Para as espécies conhecidas dispersadas por *B. hypoxanthus*, destacam-se como de uso não madeireiro o cajá-manga (*Spondias dulcis*) e o jenipapo (*Genipa americana*), consumidos *in natura* ou utilizados na produção de licores, sucos e doces, o jenipapo ainda apresenta propriedades medicinais conhecidas e é utilizado tradicionalmente como anti-inflamatório, imunomodulador, anticancer, antioxidante, hipoglicêmico, antiespasmódico e purgativo. (CARVALHO, 2003; DICKSON, 2021). A bicuíba (*Virola bicuhyba*) e a urucuba (*Virola gardneri*) são utilizadas na medicina popular para tratamento de hemorróidas, hemorragias, cólicas, diarréias, hemoptises e como analgésico, porém, suas sementes apresentam comportamento recalcitrante, dificultando a produção pela rápida perda de viabilidade durante o armazenamento (CARVALHO, 2003, 2014). Enquanto que para uso madeireiro, destacam-se o ipê-amarelo (*Handroanthus serratifolius*), o grápia (*Apuleia leiocarpa*) e o vinhático (*Plathymenia reticulata*), utilizados em construção e movelaria (CARVALHO, 2003, 2009, 2014).

O macaco-prego-de-crista (*S. robustus*) é uma espécie onívora, predominantemente frugívora-insetívora (GALETTI; PEDRONI, 1994). Especificamente para *S. robustus*, uma única fonte verificou que a base dietética pode ser composta de frutos de ao menos 56 espécies nativas, pertencentes a 46 gêneros de 28 famílias, porém, para sua espécie irmã (*S. nigritus*), foram verificadas 118 espécies dispersas de forma eficaz em análises fecais, indicando uma possível carência de informações para *S. robustus* (MIKICH et al. 2015).

A frequência de defecação dos macacos-pregos é alta (dados para *Cebus sp.*), com uma média diária de 25,4 vezes, das quais cerca de 18,79 (74%) contém sementes, com média de 15,4 sementes, por amostra fecal (VALENTA; FEDIGAN, 2008), resultando em 289,36 sementes depositadas por dia e 105.618,59 por ano por indivíduo, sendo cerca de 35.910,32 sementes viáveis dispersadas (HOWE; 1990).

Dentre as espécies nativas consumidas estão o palmito-juçara (*Euterpes edulis*), espécie de alto valor ecológico e comercial, por se tratar de uma espécie-chave amplamente consumida pela fauna silvestre e parte de seu broto ser explorado para consumo humano (CARVALHO, 2003). No entanto, apesar de sua ampla distribuição e dispersão pelo consumo de diversas espécies, a juçara se encontra ameaçada pela exploração predatória do corte seletivo para consumo, sem a devida reposição de indivíduos, tornando o papel dos dispersores ainda mais relevantes para sua conservação (SILVA et al., 2017).

Outra espécie também consumida é o jatobá (*Hymenaea courbaril var. stilbocarpa*). Sua madeira é explorada na construção civil, e sua resina é utilizada na fabricação de verniz e como ornamento em rituais indígenas. Os frutos são apreciados e consumidos, principalmente *in natura*, como suco, ou na forma de farinha para o preparo de pães, bolos e biscoitos. Diversas partes do jatobá (resina, casca, polpa e raízes) também são utilizadas tradicionalmente no tratamento de bronquite, asma, dores de estômago, gripes, resfriados, tosses e afecções pulmonares (CARVALHO, 2003; OLIVEIRA, 2021).

Ainda há outras espécies, como as embaúbas (*Cecropia glaziovii*, *Cecropia hololeuca* e *Cecropia pachystachya*) que possuem frutos comestíveis e são utilizadas como medicinais para contra bronquite e tosse, apresentando também efeitos hipotensores e diuréticos. As folhas e a casca possuem propriedades expectorantes e antiasmáticas (CARVALHO, 2003, 2006, 2010). A boleira (*Joannesia princeps*) é utilizada na marcenaria, produção de adubo, óleo lubrificante, tintas, vernizes, e sabão, além de ser usada como cicatrizante, antitérmico e purgativo (CARVALHO, 2003). A embiriba (*Eschweilera ovata*) produz castanhas comestíveis e se caracteriza como espécie-chave para restauração, contribuindo para a reabilitação do solo (CARVALHO, 2010). A sapucaia (*Lecythis pisonis*) produz madeira de boa qualidade para construção e oleaginosas

comestíveis comparadas à castanha-do-pará (*Bertholletia excelsa*), que também são empregadas no controle da diabetes (CARVALHO, 2006).

Visto que para o macaco-prego-de-crista (*S. robustus*), há pouca produção acerca da ecologia da espécie (VASQUEZ; BELTRÃO-MENDES; PINTO, 2024), sua caracterização se deu a partir dos dados disponíveis para *Sapajus sp.* e *Cebus sp.*, dado que as espécies destes gêneros apresentam semelhança no tamanho corporal, dieta e comportamento (FRAGASZY et al., 2004).

O componente animal de sua dieta, é, em geral, composto por seis ordens principais de insetos: Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera e Orthoptera (MIKICH et al., 2015; MEDEIROS), além disso, destaca-se a predação significativa sobre as famílias Pentatomidae (Hemiptera) e Curculionidae (Coleoptera), que incluem diversos grupos de interesse agrícola e florestal como cigarras, percevejos, e besouros (ÁVILA; DEGRANDE; GOMEZ, 1997).

Presumindo uma densidade populacional média de 0,07 dos grupos (MARTINS et al., 2021), a massa fecal média de 7,6 g por amostra (dados de *Cebus capucinus*) (WEHNCKE et al., 2003), o percentual médio de volume de artrópodes por massa fecal fresca de 0,22, considerando diferentes densidades de população e condições de habitat de uma espécie congênere (dados de *S. nigritus*) (MIKICH, 2015), a quantidade de defecações diária média de 25,4 (dados de *Cebus capucinus*) (WEHNCKE et al., 2003), calcula-se que a biomassa média eliminada por dia é de 2,97 (g/ha/dia).

A partir disso, considerando o Coeficiente de Digestibilidade Aparente (CDA) mínimo para a massa fecal seca de 75,4% (dados de *Cebus apella*), que define a proporção digerida e absorvida pelo organismo (PESSUTI; GOMES; PRADA, 1997), estima-se que seja consumida 11,97 (g/ha/dia) de biomassa, que representa um consumo médio de 171,0 g indivíduo/dia ou 62,44 kg indivíduo/ano de biomassa de artrópodes.

O custo médio para restauração ecológica na Mata Atlântica foi de R\$ 26.791,26/ha, enquanto o custo unitário por muda foi de R\$15,97. Para o valor gerado pelos serviços de controle de artrópodes, não foi possível estabelecer uma associação de custo precisa.

Tabela 4 - Valoração ecológica dos serviços ecossistêmicos.

Espécie	Alimento	Serviço associado	Quantificação (indivíduo/ano)	Valor potencial (indivíduo/ano)
sagui-da-serra-claro (<i>C. flaviceps</i>)	Frutos	Disp. sementes	6.205 sementes	1.696 USD
	Insetos	Cont. pragas	-	-
macaco-prego-de-crista (<i>S. robustus</i>)	Frutos	Disp. sementes	35.910 sementes	106.794 USD
	Insetos	Cont. pragas	62,44 kg	-
muriqui-do-norte (<i>B. hypoxanthus</i>)	Frutos	Disp. sementes	24.720 sementes	73.517 USD

5. DISCUSSÃO

Apesar de sua importância ecológica e, indiretamente, econômica, todas as espécies estão em declínio populacional, o que se deve, principalmente, à redução e fragmentação do habitat disponível (MARTINS et al., 2021; MELO, 2021; MELO et al., 2021). Conforme demonstrado, além da baixa disponibilidade de habitat em

todas as paisagens, as áreas remanescentes apresentam sinais de degradação, evidenciados pela baixa cobertura florestal e pela fragmentação severa, resultando em maior incidência de áreas afetadas pelo efeito de borda e predominância de florestas mais jovens.

As áreas de borda, dominantes em todas as distribuições geográficas, sofrem alterações na estrutura e composição da vegetação com o tempo (LAURANCE et al., 1997; 1998; 2002; 2011; NUNES et al., 2023), o que por sua vez pode afetar o comportamento alimentar, locomotor e social das espécies de primatas de formas diferentes a depender de suas características biológicas, como a flexibilidade dietética (BOYLE; SMITH, 2010; MARSH et al., 2016; VALE; PREZOTO, 2016; CALLE-RENDÓN; HILÁRIO; TOLEDO, 2019; BOLT et al., 2025). Portanto, mesmo que os primatas possam se adaptar ao ambiente modificado, essas mudanças tendem a aumentar o estresse fisiológico, impactando diretamente nas atividades de forrageamento e conseqüentemente nos *SE* decorrentes delas (WENDT, 2016; KAISIN et al., 2021; 2025).

O padrão de conectividade semelhante em todas as paisagens é característico da Mata Atlântica, por se tratar de um bioma majoritariamente composto de pequenos fragmentos pulverizados (VANCINE et al., 2024), sendo o tamanho uma das características principais no cálculo de conectividade, a presença de poucos fragmentos de maior extensão territorial reflete diretamente na importância relativa de cada mancha para a conectividade da paisagem, por esse motivo, uma grande parcela dos fragmentos contribui em menor grau, individualmente, para a conectividade geral da paisagem.

No entanto, ao regionalizar a análise de conectividade, limitada pelo buffer, mesmo em áreas afastadas e muito fragmentadas em um recorte extenso, foi possível identificar os fragmentos mais importantes para a manutenção dos processos ecológicos nessas regiões (Figuras 8, 9, 10 e 11), pois a configuração da paisagem

também é um fator decisivo no cálculo de contribuição para a conectividade geral (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006; SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007).

Apesar da importância para manutenção dos fluxos ecológico, os fragmentos de menor tamanho e conectividade apresentam efeitos de degradação que (GONÇALVES-SOUZA et al., 2025; HADDAD et al., 2015), ainda que seja possível a permanência das espécies em grupos reduzidos, é possível que haja uma recomposição dietética devido à baixa disponibilidade de algumas fontes nutricionais (LENZ et al., 2014; SMITH et al., 2022;), reduzindo também a diversidade de espécies consumidas e dispersas, principalmente aquelas que já se encontram em menor abundância em ambientes degradados (SILVA et al., 2018), afetando diretamente os *SE*. Portanto, conforme verificada a sobreposição dos fragmentos mais importantes para a conectividade com áreas legalmente protegidas, é possível constatar a relevância conservacionista destas áreas para preservação do habitat e das condições ambientais mínimas para desempenho pleno dos *SE* prestados pelas espécies (O'BRYAN et al., 2020; RESENDE et al., 2021), dado que as principais populações remanescentes conhecidas para todas as espécies, se encontram no interior destas áreas (MARTINS et al., 2021; MELO, 2021; MELO et al., 2021).

O muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*), por exemplo, é um dispersor crucial de espécies com frutos grandes, ocupando um nicho quase singular de baixa redundância funcional (BUENO et al., 2013), considerado um especialista de florestas maduras com preferência por estratos mais altos com dossel fechado (ALMEIDA-SILVA et al., 2005), em que a estrutura da copa e a conectividade entre as árvores facilitam a locomoção e aumentam a segurança contra predadores, o que os torna menos abundantes em florestas secundárias em regeneração (JÚNIOR et al., 2009), principalmente pela ausência de árvores de grande porte, que além de promoverem facilidade locomotiva possuem maior abundância de frutos, que são preferencialmente consumidos em relação às folhas, quando

presentes (STRIER; BOUBLI, 2006; JÚNIOR, 2010). No entanto, tendem a aumentar o consumo de folhas em detrimento do consumo de frutos em florestas mais degradadas (CALLE-RENDÓN; HILÁRIO; TOLEDO, 2019), o que por sua vez pode reduzir a quantidade de espécies dispersas, afetando outros processos ecológicos como o sequestro de carbono (BELLO et al., 2021).

Os macacos-prego (*Sapajus sp.*) também tendem a consumir menos frutos e aumentar a proporção de folhas ou outros itens na dieta para complementar o consumo energético (SMITH et al., 2022), em alguns casos também podem consumir recursos de espécies exóticas, cultivos próximos ou mesmo alimentos processados para complementar a dieta (GONÇALVES; LIMA; AGUIAR, 2021; MARTINS, 2022; SMITH et al., 2022), ainda que os frutos sejam preferenciais aos últimos (STAMMATI; SABBATINI; VISALBERGHI, 2008).

O elevado valor dos serviços de dispersão de sementes prestados pelos muriquis e macacos-prego se deve à sua maior massa corporal, que permite o acesso e consumo de uma maior quantidade e variedade de frutos, tornando-os responsáveis pela maior proporção de dispersão de sementes dentre os grupos de primatas da Mata Atlântica (BÚFALO; GALETTI; CULOT, 2016), além de também dispersarem uma grande variedade de outras formas de vida, como arbustos, lianas, ervas e epífitas (VIEIRA; IZAR, 1999; MIKICH et al., 2015), e de contribuir com o fluxo gênico das espécies dispersadas (Hamilton, 1999; Bialozyt et al., 2014), atribuindo valor imensurável ao SE de dispersão de sementes, visto que as melhores práticas e as atuais diretrizes para a restauração ecológica nacional, consideram diversidade de formas de vida e diversidade genética (BELLOTTO et al., 2007; BRASIL, 2024). Além disso, a dispersão de sementes de espécies arbóreas maiores e longevas demonstra ser ainda mais relevante para o sequestro de carbono, o que torna a presença destes primatas um fator importante a ser considerado na manutenção do ciclo do carbono e portanto (BELLO et al., 2021).

Quanto ao *C. flaviceps* há uma grande lacuna de informações sobre o seu papel na dispersão de sementes (SILVA, 2015; BÚFALO; GALETTI; CULOT, 2016). No entanto, todas as espécies do gênero possuem semelhança na composição dietética, variando apenas a frequência de consumo das diferentes fontes (RYLANDS; FARIA, 1993; SUSSMAN; KINZEY, 1984), e em geral apresentam potencial para dispersão de sementes pequenas e médias, visto que boa parte das sementes consumidas são engolidas inteiras e possuem aumento na taxa e velocidade de germinação após passagem pelo trato digestivo (SILVA, 2015) assim como também ocorre por algumas espécies consumidas pelos macacos- prego (dados de *Cebus capucinus*) (VALENTA; FEDIGAN, 2009) .

Por se tratar de uma espécie omnívora, de menor porte e constituir grupos menores, pode manter grupos em áreas de vida reduzida, sendo, portanto, mais resilientes à fragmentação que outros grupos de primatas (BOYLE; SMITH, 2010; VALE; PREZOTO, 2016; CALLE-RENDÓN; HILÁRIO; TOLEDO, 2019), além disso, também podem ocupar fragmentos mais jovens, visto que preferencialmente ocupam estratos florestais mais baixos (ALMEIDA-SILVA et al., 2005). No entanto, apesar da maior flexibilidade e resiliência da espécie aos ambientes degradados, os saguis ainda sim são afetados pela disponibilidade de recursos no habitat e podem ter redução do nicho alimentar uso dos estratos florestais (SOUZA-ALVES et al., 2021).

Apesar da ausência da quantificação da biomassa animal de artrópode consumida na literatura para o sagui-da-serra-claro (*C. flaviceps*), que dificulta a definição precisa de valor associado ao serviço ecossistêmico envolvido no processo, nota-se que parte dos animais consumidos são de interesse para a agricultura e silvicultura, visto que a presença destes, quando abundante, pode se tornar um problema para diversas culturas agrícolas como na horticultura em geral (GUERRA; OLIVEIRA; PUJOL-LUZ, 2012), na silvicultura, como no cultivo de citrus e eucalipto (CARVALHO; MACEDO, 2015; BARBOSA; IEDE; SANTOS, 2010; MAGISTRALI,

2019), culturas de importantes commodities como o café, a soja e o milho (CORRÊA-FERREIRA, 2005; LOURENÇÃO, 2002; FORNAZIER; MARTINELLI, 2000; SARMENTO, 2002) bem como de espécies utilizadas para restauração e reflorestamento (LUNZ et al., 2010; REIS, 2007; BESSA, 2022).

Quanto ao valor gerado pelo serviço de controle de pragas, atualmente não há disponibilidade de dados bioeconômicos necessários na literatura para estabelecer uma associação de custo (LUNDIN et al., 2012; DAINESE et al., 2017, NARANJO et al., 2015), além disso, a complexidade das relações ecológicas de predação dificulta as estimativas do potencial econômico real dos serviços de controle de insetos (KING, 2025). Por fim, parte dos benefícios gerados por este serviço ecossistêmico também possuem valor não mercadológico em cascata, visto que ao reduzir o uso de inseticidas, além da economia direta, há o ganho de outros benefícios como a redução de impacto em polinizadores, trabalhadores, consumidores finais, e recursos naturais como a água (NARANJO; ELLSWORTH; FRISVOLD, 2015). Contudo, apesar da dificuldade de valoração econômica para o serviço de controle de espécies de interesse agrícola, pode-se constatar que há um valor biológico altamente relevante e indispensável na contenção de populações de insetos praga (WATERFIELD; ZILBERMAN; 2012; KING, 2025).

Ademais, o exercício de valoração econômica realizado subestima os valores reais agregados aos serviços de dispersão de sementes, pois há neste papel o valor imensurável de efeitos secundários não contabilizados, como a formação do banco de sementes de longo prazo, o aumento das taxas de germinação e consequentemente recrutamento de curto prazo devido ao processo de escarificação que as sementes sofrem ao passarem pelo trato digestivo (LEVI; PERES, 2013;), dispersão de uma maior gama genética em padrões espaciais que contribuem para o fluxo ecológico das espécies vegetais (BIALOZYT et al., 2014; GESTICH; NAGY-REIS; CASELLI, 2019; LOPES, 2008).

A valoração realizada ainda para além dos serviços ecossistêmicos intrínsecos aos comportamentos dietéticos das espécies, os primatas, em geral, também possuem alto potencial na provisão de serviços culturais, pela observação de primatas e ecoturismo, visto que são espécies carismáticas e atrativas ao público em geral (COLLÉONY et al., 2017; VALE et al., 2023).

Apesar da concentração da maioria das áreas legalmente protegidas sobre grandes fragmentos, que tendem a ser mais conectados, é crucial destacar que a paisagem é predominantemente composta por fragmentos menores (SIQUEIRA et al., 2021), e que a conservação das espécies de primatas se beneficia significativamente da presença desses pequenos fragmentos e elementos ripários, que, ao aumentarem a conectividade do habitat, possuem efeito cumulativo no valor de conservação (BEARD et al., 2025; SIQUEIRA et al., 2021). Desta forma, dado que a perda e fragmentação do habitat pode levar a limiares de extinção críticos, a proteção rigorosa de cada remanescente, mesmo que com valor de conservação relativo menor, torna-se uma prioridade (GALÁN-ACEDO et al., 2023).

Neste contexto, o planejamento de programas de conservação que integrem instrumentos políticos econômicos, como os programas de PSA e outros incentivos à restauração ecológica ou proteção do habitat, constitui uma estratégia essencial para maximizar a disponibilidade e a conectividade do habitat (BEARD ET AL., 2025; TEDESCO ET AL., 2023) e garantir a persistência de espécies-chave e a manutenção de seus serviços ecossistêmicos (BEARD et al., 2025; GALÁN-ACEDO et al., 2023), considerando que o serviço de dispersão de sementes representa é particularmente vital nesta região para a restauração de ecossistemas degradados (ESPINDOLA; NODARI; SANTOS, 2019; PIRES et al., 2017).

6. CONCLUSÃO

A presente pesquisa teve como objetivo realizar a quantificação e caracterização do habitat de três espécies-chave de primatas da Mata Atlântica, bem como avaliar os serviços ecossistêmicos promovidos por estas espécies e as relações destes com as condições do habitat. Os resultados demonstram a importância ecológica dessas espécies e, simultaneamente, a situação crítica de seus respectivos habitats, ressaltando a necessidade de integrar a valoração ecológica espécie-específica em planos de conservação.

As três espécies modelo são componentes cruciais da biodiversidade neotropical, sendo responsáveis pela prestação de serviços ecossistêmicos vitais para a manutenção da dinâmica ecológica na Mata Atlântica, como a dispersão de sementes e o controle biológico de pragas. As espécies, mesmo que desempenhem papéis semelhantes, ocupam nichos diferentes, sendo o miquiqui-do-norte (*B. hypoxanthus*) um dispersor de baixa redundância funcional para espécies de frutos grandes, o macaco-prego-de-crista (*S. robustus*) um agente de dispersão em escala, com uma chuva de sementes intensa e o sagui-da-serra-claro (*C. flaviceps*) um mantenedor dos serviços de dispersão em paisagens severamente fragmentadas, persistindo em fragmentos onde primatas maiores já desapareceram. Para os dois últimos há ainda os serviços de controle de pragas prestados, que, mesmo que não mensurados economicamente, geram benefícios claros ao meio ecológico e à sociedade.

A interrupção ou declínio dessas funções, devido à perda populacional ou degradação do habitat, tem um valor biológico e, conseqüentemente, econômico, que pôde ser parcialmente capturado pela metodologia de custo de substituição adotada. Além da contabilização dos serviços em si, foram elencadas espécies de plantas dispersadas de interesse econômico, farmacológico, ecológico e cultural.

A partir da literatura, também sugere-se que há uma relação entre a disponibilidade e qualidade do habitat e o desempenho do papel ecológico das espécies. Um habitat degradado e fragmentado não apenas restringe o tamanho e o fluxo gênico das populações, como também afeta o comportamento dos indivíduos, afetando, por consequência, os serviços ecossistêmicos associados a estes.

O exercício de valoração espécie-específica, em conjunto com a quantificação e caracterização da qualidade do habitat, oferecem uma base teórica para a estimativa dos possíveis valores dos serviços ecossistêmicos de espécies ameaçadas servindo como uma ferramenta para guiar ações de conservação mais eficazes e direcionadas à melhoria de habitat. É imperativo que os esforços de conservação se concentrem não apenas na proteção de áreas remanescentes, mas também na melhoria da conectividade e na recuperação da estrutura e complexidade das florestas, garantindo assim que as espécies possam continuar a desempenhar seus serviços ecossistêmicos de forma plena.

7. RECOMENDAÇÕES

Por hora, ainda são necessários trabalhos futuros acerca da ecologia fundamental das espécies, em especial para *S. robustus* e *C. flaviceps*, para se estimar com maior precisão os valores associados aos padrões dietéticos. Também são necessários trabalhos de valoração para as espécies sob outras perspectivas, como a disposição a pagar pela conservação ou observação de primatas, para uma melhor compreensão do valor integrado que as espécies possuem para a sociedade e para a manutenção do ambiente natural.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA-SILVA, Bárbara *et al.* Population density and vertical stratification of four primate species at the Estação Biológica de Caratinga/RPPN-FMA, Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Primates**, v. 13, n. Supplement, p. 25–29, 1 dez. 2005.

AGLIARDI, E., AGLIARDI, R., & SPANJERS, W. (2024). The Economic Value of Biodiversity Preservation. *Environmental and Resource Economics*, 87(6), 1593–1610. <https://doi.org/10.1007/s10640-024-00855-0>

ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 1 dez. 2013.

ANDRADE, J. C. **Composição nutricional de frutos não convencionais da família Myrtaceae**. 2019. 101 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2019.

BARBOSA, L. R.; IEDE, E. T.; SANTOS, Franciele. Caracterização de Danos de *Gryllus* sp. em Plantas de Eucalipto, em Laboratório. **Pesquisa Florestal Brasileira**, n. 59, p. 63-67, 2010.

BEARD, T. *et al.* Small patches have high conservation value for primates. **Biological Conservation**, v. 311, p. 111463, nov. 2025.

BELLO, Carolina *et al.* Valuing the economic impacts of seed dispersal loss on voluntary carbon markets. **Ecosystem Services**, v. 52, p. 101362, dez. 2021.

BENINI, R. M. *et al.* Custos de restauração da vegetação nativa no Brasil. In: BENINI, R. M.; ADEODATO, S. **Economia da restauração florestal**. São Paulo: The Nature Conservancy, 2017. p. 20–36.

BESSA, R. T. *et al.* Inimigos naturais de insetos fitófagos associados às espécies florestais angico e aroeira. In: SEABRA, G. (Org.). **Educação ambiental: uso, manejo e gestão dos recursos naturais**. Itaiutaba: Barlavento, 2022. p. 163-174.

BETTS, M. G. *et al.* Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. **Nature**, v. 547, n. 7664, p. 441–444, 19 jul. 2017.

BIALOZYT, R., LUETTMANN, K., MICHALCZYK, I. M., SABOYA, P. P. P., ZIEGENHAGEN, B., & HEYMANN, E. W. (2014). Primate seed dispersal leaves spatial genetic imprint throughout subsequent life stages of the Neotropical tree *Parkia panurensis*. *Trees*, 28(6), 1569–1575. <https://doi.org/10.1007/s00468-014-1061-7>

BOLT, L. M. *et al.* Edge effects and social behavior in three platyrrhines. **American Journal of Primatology**, v. 87, n. 1, 24 jan. 2025.

BOYLE, S. A.; SMITH, A. T. Can landscape and species characteristics predict primate presence in forest fragments in the Brazilian Amazon? **Biological Conservation**, v. 143, n. 5, p. 1134–1143, maio 2010.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 392, de 25 de junho de 2007. Definição de vegetação primária e secundária de regeneração de Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 26 jun. 2007.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 423, de 12 de abril de 2010. Dispõe sobre parâmetros básicos para identificação e análise da vegetação primária e dos estágios sucessionais da vegetação secundária nos Campos de Altitude associados ou abrangidos pela Mata Atlântica. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 13 abr. 2010.

BROOKS, T. M. *et al.* Measuring Terrestrial Area of Habitat (AOH) and Its Utility for the IUCN Red List. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 34, n. 11, p. 977–986, nov. 2019.

BUFALO, F. S.; GALETTI, M.; CULOT, L. Seed Dispersal by Primates and Implications for the Conservation of a Biodiversity Hotspot, the Atlantic Forest of South America. **International Journal of Primatology**, v. 37, n. 3, p. 333–349, 2 jun. 2016.

BUENO, R. S. *et al.* Functional Redundancy and Complementarities of Seed Dispersal by the Last Neotropical Megafrugivores. **PLoS ONE**, v. 8, n. 2, p. e56252, 7 fev. 2013.

BUTCHART, S. H. M. *et al.* Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. **Science**, v. 328, n. 5982, p. 1164–1168, 28 maio 2010.

CALLE-RENDÓN, B. R.; HILÁRIO, R. R.; DE TOLEDO, J. J. Effect of Site Attributes and Matrix Composition on Neotropical Primate Species Richness and Functional Traits: A Comparison Among Regions. **Diversity**, v. 11, n. 5, p. 83, 25 maio 2019.

CAMPOS, V. E. W. **O efeito da fragmentação na diversidade específica e funcional de primatas no Brasil**. 2016. Trabalho Acadêmico – Universidade Estadual Paulista (UNESP), [S. l.], 2016.

CAMPS-VALLS, G. *et al.* A unified vegetation index for quantifying the terrestrial biosphere. **Science Advances**, v. 7, n. 9, 26 fev. 2021.

CARDINALE, B. J. *et al.* Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 59–67, 7 jun. 2012.

CARNAVAL, A. C.; MORITZ, C. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, v. 35, n. 7, p. 1187–1201, 14 jul. 2008.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2003.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2006.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2009.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2010.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2014.

CARVALHO, R. da S.; MACEDO, L. R. de. **Guia para: reconhecimento dos principais insetos e ácaros praga e inimigos naturais em citros**. Cruz das Almas, BA: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2015.

CAZZOLLA GATTI, R. *et al.* Exploring the relationship between canopy height and terrestrial plant diversity. **Plant Ecology**, v. 218, n. 7, p. 899–908, 24 jul. 2017.

CHAPMAN, C. A. *et al.* Primates Can Be a Rallying Symbol to Promote Tropical Forest Restoration. **Folia Primatologica**, v. 91, n. 6, p. 669–687, 14 fev. 2020.

CHAZDON, R. L. *et al.* People, primates and predators in the Pontal: from endangered species conservation to forest and landscape restoration in Brazil's Atlantic Forest. **Royal Society Open Science**, v. 7, n. 12, p. 200939, 9 dez. 2020.

CHIARELLO, A. G. Primates of the Brazilian Atlantic Forest: The Influence of Forest Fragmentation on Survival. In: *Primates in Fragments*. Boston, MA: Springer US, 2003. p. 99–121.

COLLÉONY, A. *et al.* Human preferences for species conservation: Animal charisma trumps endangered status. **Biological Conservation**, v. 206, p. 263–269, fev. 2017.

CORRÊA-FERREIRA, B. S. Suscetibilidade da soja a percevejos na fase anterior ao desenvolvimento das vagens. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 11, p. 1067-1072, nov. 2005.

COSTANZA, R. *et al.* Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152–158, maio 2014.

COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253–260, maio 1997.

DAHAL, P. R. *et al.* A validation standard for area of habitat maps for terrestrial birds and mammals. **Geoscientific Model Development**, v. 15, n. 13, p. 5093–5105, 4 jul. 2022.

DAMSCHEIN, E. I.; BRUDVIG, L. A. Landscape connectivity strengthens local–regional richness relationships in successional plant communities. **Ecology**, v. 93, n. 4, p. 704–710, abr. 2012.

DA SILVA JÚNIOR, W. M. *et al.* Habitat Quality of the Woolly Spider Monkey (*Brachyteles hypoxanthus*). **Folia Primatologica**, v. 80, n. 4, p. 295–308, 8 fev. 2009.

DA SILVA JÚNIOR, W. M. *et al.* Structure of Brazilian Atlantic forests with occurrence of the woolly spider monkey (*Brachyteles hypoxanthus*). **Ecological Research**, v. 25, n. 1, p. 25–32, 18 jan. 2010.

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. e0114025, 6 fev. 2015.

DA SILVA, R. F. B. *et al.* Secondary natural vegetation gains in the Atlantic Forest do not offset losses of carbon stocks and conservation of priority areas. **Biological Conservation**, v. 312, p. 111512, dez. 2025.

DICKSON, L. V. R. Jenipapo (*Genipa americana* L.): uma revisão narrativa. **CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE ALIMENTOS: PESQUISA E PRÁTICAS CONTEMPORÂNEAS-VOLUME 2**, v. 2, p. 537-553, 2021.

DIDAY, E.; SIMON, J. C. Clustering Analysis. In: [S.l: s.n.]. p. 47–94.

DIETZ, J. M.; DIETZ, L. A.; NAGAGATA, E. Y. The effective use of flagship species for conservation of biodiversity: the example of lion tamarins in Brazil. In: *Creative Conservation*. Dordrecht: Springer Netherlands, 1994. p. 32–49.

DOS SANTOS, C. *et al.* Antioxidative, Antiproliferative and Antimicrobial Activities of Phenolic Compounds from Three *Myrcia* Species. **Molecules**, v. 23, n. 5, p. 986, 24 abr. 2018.

EKPE, E. K. Uma revisão dos instrumentos econômicos empregados para a conservação da biodiversidade. **Consilience: The Journal of Sustainable Development**, [S. l.], v. 9, n. 1, p. 16–32, 2013.

ESPINDOLA, H. S.; NODARI, E. S.; SANTOS, M. A. dos. Rio Doce: riscos e incertezas a partir do desastre de Mariana (MG). **Revista Brasileira de História**, v. 39, n. 81, p. 141–162, ago. 2019.

ESTRADA, A. *et al.* Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. **Science Advances**, v. 3, n. 1, 6 jan. 2017.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, nov. 2003.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Habitat Patch Connectivity and Population Survival. **Ecology**, v. 66, n. 6, p. 1762–1768, dez. 1985.

FENG, G. *et al.* Forest canopy height co-determines taxonomic and functional richness, but not functional dispersion of mammals and birds globally. **Global Ecology and Biogeography**, v. 29, n. 8, p. 1350–1359, 7 ago. 2020.

FERRARI, S. F.; DIEGO, V. H. Habitat fragmentation and primate conservation in the Atlantic Forest of eastern Minas Gerais, Brazil. **Oryx**, v. 29, n. 3, p. 192–196, 24 jul. 1995.

FERRARI, S. F. *et al.* Ecology of the “Southern” Marmosets (*Callithrix aurita* and *Callithrix flaviceps*). In: *Adaptive Radiations of Neotropical Primates*. Boston, MA: Springer US, 1996. p. 157–171.

FLORES, T. A. *et al.* Desafios da valoração econômica da fauna silvestre in situ: Um exame a partir da legislação ambiental brasileira. **Universidade e Meio Ambiente**, v. 7, n. 2, p. 116, 30 dez. 2022.

FONSECA, G. A. B. *et al.* Corredores de biodiversidade: o Corredor Central da Mata Atlântica. In: ARRUDA, M. B.; SÁ, L. F. S. N. (Orgs.). **Corredores ecológicos: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil**. Brasília: IBAMA, 2004. p. 47-65.

FORNAZIER, M. J.; MARTINELLI, N. M. Ocorrência de cigarras em café arábica na região de montanha do estado do Espírito Santo. In: SIMPÓSIO DE PESQUISA DOS CAFÉS DO BRASIL, 1., 2000, Poços de Caldas. **Resumos expandidos** [...]. Brasília, DF: Embrapa Café; Belo Horizonte: Minasplan, 2000. p. 439-442.

FRAGASZY, D. M.; VISALBERGHI, E.; FEDIGAN, L. M. **The complete capuchin: the biology of the genus *Cebus***. Cambridge: Cambridge University Press, 2004. 345 p.

GALÁN-ACEDO, C. *et al.* Effects of habitat loss on Brazilian primates: assessing extinction thresholds in the Amazon and Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 21, n. 2, p. 189–195, abr. 2023.

GALÁN-ACEDO, C. *et al.* Regional deforestation drives the impact of forest cover and matrix quality on primate species richness. **Biological Conservation**, v. 263, p. 109338, nov. 2021.

GALÁN-ACEDO, C. *et al.* The conservation value of human-modified landscapes for the world's primates. **Nature Communications**, v. 10, n. 1, p. 152, 11 jan. 2019.

GALETTI, M.; PEDRONI, F. Seasonal diet of capuchin monkeys (*Cebus apella*) in a semideciduous forest in south-east Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 10, n. 1, p. 27–39, 10 fev. 1994.

GASCON, C. *et al.* The Importance and Benefits of Species. **Current Biology**, v. 25, n. 10, p. R431–R438, maio 2015.

GESTICH, C. C., NAGY-REIS, M. B., & CASELLI, C. B. (2019). From dropping to dropping: The contribution of a small primate to seed dispersal in Atlantic Forest. *Acta Oecologica*, 100, 103464. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.103464>

GONÇALVES, B. de A.; LIMA, L. C. P.; AGUIAR, L. M. Diet diversity and seasonality of robust capuchins (*Sapajus* sp.) in a tiny urban forest. **American Journal of Primatology**, v. 84, n. 8, 6 ago. 2022.

GONÇALVES-SOUZA, T. *et al.* Species turnover does not rescue biodiversity in fragmented landscapes. **Nature**, v. 640, n. 8059, p. 702–706, 17 abr. 2025.

GORELICK, N. *et al.* Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18–27, dez. 2017.

GUERRA, W. D.; OLIVEIRA, P. C. de; PUJOL-LUZ, J. R. Gafanhotos (Orthoptera, Acridoidea) em áreas de cerrados e lavouras na Chapada dos Parecis, Estado de Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 56, n. 2, p. 239-248, jun. 2012.

GUTH, P. L.; GEOFFROY, T. M. LiDAR point cloud and ICESat-2 evaluation of 1 second global digital elevation models: Copernicus wins. **Transactions in GIS**, v. 25, n. 5, p. 2245–2261, 11 out. 2021.

HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, 6 mar. 2015.

HAMILTON, M. B. (1999). Tropical tree gene flow and seed dispersal. *Nature*, 401(6749), 129–130. <https://doi.org/10.1038/43597>

HANSEN, M. C. *et al.* The fate of tropical forest fragments. **Science Advances**, v. 6, n. 11, 13 mar. 2020.

HILÁRIO, R. R.; FERRARI, S. F. Feeding ecology of a group of buffy-headed marmosets (*Callithrix flaviceps*): fungi as a preferred resource. **American Journal of Primatology**, v. 72, n. 6, p. 515–521, 29 jun. 2010.

HILÁRIO, R. R. *et al.* Avaliação do Risco de Extinção de *Callithrix flaviceps* (Thomas, 1903) no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio, 2015.

INSTITUTO ESCOLHAS. *Estratégias de recuperação da vegetação nativa em ampla escala para o Brasil: relatório técnico*. São Paulo: Instituto Escolhas, 2023.

HOWE, H. F. Seed dispersal by birds and mammals: implications for seedling demography. In: BAWA, K. S.; HADLEY, M. (Ed.). **Reproductive ecology of tropical forest plants**. Paris: Unesco/Parthenon, 1990. v. 7. p. 191–218.

HUETE, A. R. Vegetation Indices, Remote Sensing and Forest Monitoring. **Geography Compass**, v. 6, n. 9, p. 513–532, 20 set. 2012.

KAISIN, O. *et al.* A meta-analysis of anthropogenic impacts on physiological stress in wild primates. **Conservation Biology**, v. 35, n. 1, p. 101–114, 13 fev. 2021.

KAISIN, O. *et al.* Lower Habitat Quality Increases Physiological Stress in an Endangered Neotropical Primate. **Animal Conservation**, v. 28, n. 5, p. 619–630, 25 out. 2025.

KECK, F. *et al.* The global human impact on biodiversity. **Nature**, 26 mar. 2025.

KEESING, F.; OSTFELD, R. S. Impacts of biodiversity and biodiversity loss on zoonotic diseases. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 17, 27 abr. 2021.

KING, P. *et al.* Economic valuation of pest regulation benefits provided by arthropods in the UK. **Ecosystem Services**, v. 76, p. 101776, dez. 2025.

KRISHNAN, S. *et al.* OpenTopography: a services oriented architecture for community access to LIDAR topography. **Proceedings of the 2nd International Conference on Computing for Geospatial Research & Applications - COM.Geo '11**. New York, New York, USA: ACM Press, 2011.

KSHETRI, T. NDVI, NDBI & NDWI calculation using Landsat 7, 8. **GeoWorld**, v. 2, p. 32–34, 2018.

KURITA, T. Principal Component Analysis (PCA). In: *Computer Vision*. Cham: Springer International Publishing, 2020. p. 1–4.

LA NOTTE, A. *et al.* Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. **Ecological Indicators**, v. 74, p. 392–402, mar. 2017.

LATORRE-CÁRDENAS, M. C. *et al.* Estimating Fragmentation and Connectivity Patterns of the Temperate Forest in an Avocado-Dominated Landscape to Propose Conservation Strategies. **Land**, v. 12, n. 3, p. 631, 7 mar. 2023.

LAURANCE, W. F. *et al.* Biomass Collapse in Amazonian Forest Fragments. **Science**, v. 278, n. 5340, p. 1117–1118, 7 nov. 1997.

LAURANCE, W. F. *et al.* Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605–618, 28 jun. 2002.

LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE MERONA, J. M.; LAURANCE, S. G. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, Washington, v. 79, n. 6, p. 2032–2040, 1998.

LAURANCE, W. F. *et al.* The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56–67, jan. 2011.

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, 14 nov. 2014.

LEVI, T., & PERES, C. A. (2013). Dispersal vacuum in the seedling recruitment of a primate-dispersed Amazonian tree. *Biological Conservation*, 163, 99–106. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.03.016>

LIAUTAUD, K.; BARBIER, M.; LOREAU, M. Ecotone formation through ecological niche construction: the role of biodiversity and species interactions. **Ecography**, v. 43, n. 5, p. 714–723, 13 maio 2020.

LIU, S. *et al.* Valuing ecosystem services. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1185, n. 1, p. 54–78, 29 jan. 2010.

LÔBO, D. *et al.* Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 2, p. 287–296, 17 mar. 2011.

LOPES, M.A. 2008. O estudo da dispersão de sementes e de seus efeitos na estrutura de populações e comunidades vegetais – Avanços recentes e perspectivas futuras, p. 94-108. In: RÍMOLI, J. & FERRARI, S.F. (Eds.). A Primatologia no Brasil 9. Manaus, Biologia Geral e Experimental.

LOURENÇÃO, A. L. *et al.* Avaliação de Danos de Percevejos e de Desfolhadores em Genótipos de Soja de Ciclos Precoce, Semiprecoce e Médio. **Neotropical Entomology**, v. 31, n. 4, p. 623-630, 2002.

LUMBIERRES, M. *et al.* Area of Habitat maps for the world's terrestrial birds and mammals. **Scientific Data**, v. 9, n. 1, p. 749, 3 dez. 2022.

LUNDIN, O. *et al.* Towards Integrated Pest Management in Red Clover Seed Production. **Journal of Economic Entomology**, v. 105, n. 5, p. 1620–1628, 1 out. 2012.

LUNZ, A. M. *et al.* Método para monitoramento de ninfas de cigarras e controle com inseticidas em reflorestamentos com paricá. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 7, p. 693-699, jul. 2010.

MAGISTRALI, I. C. *et al.* Besouros crisomelídeos em plantios de eucalipto na Zona da Mata Mineira. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 1, p. 334-346, 2019.

MARSH, C. *et al.* Effects of Fragment and Vegetation Structure on the Population Abundance of *Ateles hybridus*, *Alouatta seniculus* and *Cebus albifrons* in Magdalena Valley, Colombia. **Folia Primatologica**, v. 87, n. 1, p. 17–30, 14 fev. 2016.

MARTENSEN, A. C. *et al.* Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100–1111, 24 dez. 2012.

MARTINO, S.; KENTER, J. O. Economic valuation of wildlife conservation. **European Journal of Wildlife Research**, v. 69, n. 2, p. 32, 10 abr. 2023.

MARTINS, M. M. Comparative Seed Dispersal Effectiveness of Sympatric *Alouatta guariba* and *Brachyteles arachnoides* in Southeastern Brazil 1. **Biotropica**, v. 38, n. 1, p. 57–63, 22 jan. 2006.

MARTINS, W. P. Avaliação do Risco de Extinção de *Sapajus robustus* (Kuhl, 1820) no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio, 2015.

MARTINS, W. P. *et al.* Diet, activity patterns, and home range use in forest and cultivated areas for one wild group of endangered crested capuchin monkeys (*Sapajus robustus*) in Reserva Natural Vale, Espírito Santo, Brazil. **American Journal of Primatology**, v. 84, n. 8, 14 ago. 2022.

MARTINS, W. P. *et al.* *Sapajus robustus* (amended version of 2019 assessment). **The IUCN Red List of Threatened Species 2021**: e.T42697A192592444, 2021.

MARTÍN-QUELLER, E.; SAURA, S. Landscape species pools and connectivity patterns influence tree species richness in both managed and unmanaged stands. **Forest Ecology and Management**, v. 289, p. 123–132, fev. 2013.

MAXWELL, S. L. *et al.* Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. **Nature**, v. 536, n. 7615, p. 143–145, 10 ago. 2016.

MBORA, D. N. M.; MCPEEK, M. A. How monkeys see a forest: genetic variation and population genetic structure of two forest primates. **Conservation Genetics**, v. 16, n. 3, p. 559–569, 19 jun. 2015.

MCGARIGAL, K. Landscape Pattern Metrics. In: *Encyclopedia of Environmetrics*. [S.l.] Wiley, 2012.

MELO, F. R. *et al.* Avaliação do Risco de Extinção de *Brachyteles hypoxanthus* (Kuhl, 1820) no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio, 2015.

MELO, F. R. *et al.* *Brachyteles hypoxanthus* (amended version of 2019 assessment). **The IUCN Red List of Threatened Species 2021**: e.T2994A191693399, 2021.

MELO, F. R. *et al.* *Callithrix flaviceps* (amended version of 2020 assessment). **The IUCN Red List of Threatened Species 2021**: e.T3571A191700879, 2021.

MIKICH, S. B. *et al.* O papel do macaco-prego *Sapajus nigritus* na dispersão de sementes e no controle potencial de insetos-praga em cultivos agrícolas e florestais. In: PARON, L. M. *et al.* (org.). **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do bioma Mata Atlântica**. Brasília, DF: Embrapa, 2015. p. 250–258.

MILTON, K. Habitat, diet, and activity patterns of free-ranging woolly spider monkeys (*Brachyteles arachnoides* E. Geoffroy 1806). **International Journal of Primatology**, v. 5, n. 5, p. 491–514, out. 1984.

MOURTHÉ, I. Response of frugivorous primates to changes in fruit supply in a northern Amazonian forest. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 3, p. 720–727, ago. 2014.

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, fev. 2000.

NARANJO, S. E.; ELLSWORTH, P. C.; FRISVOLD, G. B. Economic Value of Biological Control in Integrated Pest Management of Managed Plant Systems. **Annual Review of Entomology**, v. 60, n. 1, p. 621–645, 7 jan. 2015.

NEVES, J. G. S. *et al.* Flora and structure of the naturally regenerating riparian vegetation of the Rio Doce River: basis for environmental restoration actions. **Australian Journal of Botany**, v. 72, n. 6, 16 set. 2024.

NUNES, M. H. *et al.* Edge effects on tree architecture exacerbate biomass loss of fragmented Amazonian forests. **Nature Communications**, v. 14, n. 1, p. 8129, 14 dez. 2023.

O'BRYAN, C. J. *et al.* The importance of Indigenous Peoples' lands for the conservation of terrestrial mammals. **Conservation Biology**, v. 35, n. 3, p. 1002–1008, 30 jun. 2021.

OLIVEIRA, I. S. de *et al.* Potencialidades do Jatobá (*Hymenaea courbaril* L.) e de seus biorresíduos. In: *Compostos bioativos e suas aplicações*. Canoas: Mérida Publishers, 2021.

PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. **Landscape Ecology**, v. 21, n. 7, p. 959–967, out. 2006.

PESSOA, M. S. *et al.* Fruit biomass availability along a forest cover gradient. **Biotropica**, v. 49, n. 1, p. 45–55, 26 jan. 2017.

PHIRI, D. *et al.* Sentinel-2 Data for Land Cover/Use Mapping: A Review. **Remote Sensing**, v. 12, n. 14, p. 2291, 16 jul. 2020.

PIRES, A. P. F. *et al.* Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 187–193, jul. 2017.

PONGSIRI, M. J. *et al.* Biodiversity Loss Affects Global Disease Ecology. **BioScience**, v. 59, n. 11, p. 945–954, dez. 2009.

PONTES, F. C. *et al.* Antifungal and antioxidant activities of mature leaves of *Myrcia splendens* (Sw.) DC. **Brazilian Journal of Biology**, v. 79, n. 1, p. 127–132, jan. 2019.

REIS, Y. T.; CANCELLO, E. M. Riqueza de cupins (Insecta, Isoptera) em áreas de Mata Atlântica primária e secundária do sudeste da Bahia. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 97, n. 3, p. 229-234, set. 2007.

RESENDE, F. M. *et al.* The importance of protected areas and Indigenous lands in securing ecosystem services and biodiversity in the Cerrado. **Ecosystem Services**, v. 49, p. 101282, jun. 2021.

RESENDE, H. C. *et al.* Pliocene and Pleistocene events shaping the genetic diversity within the central corridor of the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 101, n. 4, p. 949–960, dez. 2010.

RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, jun. 2009.

ROLL, U.; GEFFEN, E.; YOM-TOV, Y. Linking vertebrate species richness to tree canopy height on a global scale. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 7, p. 814–825, 10 jul. 2015.

RYLANDS, A. B.; FARIA, D. S. Habitats, feeding, and home range size in the genus *Callithrix*. In: RYLANDS, A. B. (Ed.). *Marmosets and Tamarins* (Systematics, Behaviour, and Ecology). New York, Oxford University Press, 1993. p. 262-272.

SALLES, J.-M. Valuing biodiversity and ecosystem services: Why put economic values on nature? **Comptes Rendus Biologies**, v. 334, n. 5–6, p. 469–482, 1 maio 2011.

SARMENTO, R. de A. *et al.* REVISÃO DA BIOLOGIA, OCORRÊNCIA E CONTROLE DE *Spodoptera frugiperda* (LEPIDOPTERA, NOCTUIDAE) EM MILHO NO BRASIL. **Bioscience Journal**, v. 18, n. 2, p. 41-48, 2002.

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, 14 mar. 1991.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, v. 83, n. 2–3, p. 91–103, nov. 2007.

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, 28 jun. 2010.

SCHWITZER, C. *et al.* Responses of animals to habitat alteration: an overview focussing on primates. **Endangered Species Research**, v. 14, n. 1, p. 31–38, 28 abr. 2011.

SHI, D.; WANG, J. Methods and Application of Evaluating the Economic Value of the Ecological Environment. **Chinese Journal of Urban and Environmental Studies**, v. 04, n. 04, p. 1650030, 25 dez. 2016.

SIQUEIRA, F. F. *et al.* Small landscape elements double connectivity in highly fragmented areas of the Brazilian Atlantic Forest. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, 24 maio 2021.

SILVA, A. R. da *et al.* Frugivoria e dispersão de sementes de *Euterpe edulis* mart. (Arecaceae) por mamíferos e aves silvestres na Mata Atlântica do Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zociências**, v. 18, n. 3, 10 set. 2017.

SILVA, M. A. F. A importância dos frutos na dieta de calitriquídeos e seu potencial como dispersores de sementes. 2015. 126 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) - Instituto de Florestas, Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2015.

SILVA, M. A. F. *et al.* Frugivory and potential seed dispersal by the exotic-invasive marmoset *Callithrix jacchus* (Primates, Callitrichidae) in an urban Atlantic Forest, Rio de Janeiro, Brazil. **Mammalia**, v. 82, n. 4, p. 343–349, 26 jul. 2018.

SILVESTRE, S. M. *et al.* Faecal analysis as a complementary approach to the study of feeding ecology in the common marmoset (*Callithrix jacchus* Linnaeus, 1758). **Mastozoología Neotropical**, Mendoza, v. 23, n. 1, jun. 2016.

SMITH, R. L. *et al.* Dietary plasticity of a understudied primate (*Sapajus cay*) in a biodiversity hotspot: applying ecological traits to habitat conservation in the Upper Paraná Atlantic Forest. **Folia Primatologica**, v. 93, n. 1, p. 53–68, 28 fev. 2022.

SOLÓRZANO-GARCÍA, B. *et al.* Conservation implications of living in forest remnants: Inbreeding and genetic structure of the northernmost mantled howler monkeys. **Biotropica**, v. 53, n. 4, p. 1163–1177, 19 jul. 2021.

SOUZA-ALVES, J. P. *et al.* Species-specific resource availability as potential correlates of foraging strategy in Atlantic Forest edge-living common marmosets. **Ethology Ecology & Evolution**, v. 34, n. 4, p. 449–470, 4 jul. 2022.

SOUZA, C. M. *et al.* Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 25 ago. 2020.

SOUZA, C. R. *et al.* Local-scale tree community ecotones are distinct vegetation types instead of mixed ones: a case study from the Cerrado–Atlantic forest ecotonal region in Brazil. **Australian Journal of Botany**, v. 68, n. 2, p. 153, 2020.

STAMMATI, M.; SABBATINI, G.; VISALBERGHI, E. An experimental analysis of ingestion rates in an omnivorous species. **American Journal of Primatology**, v. 70, n. 5, p. 510–513, 9 maio 2008.

STRIER, K. B.; BOUBLI, J. P. A History of Long-term Research and Conservation of Northern Muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*) at the Estação Biológica de Caratinga/RPPN-FMA. **Primate Conservation**, v. 20, p. 53–63, maio 2006.

SUÁREZ-CASTRO, Andres Felipe *et al.* Integrating multiple data sources to develop range and area of habitat maps tailored for local contexts. **Diversity and Distributions**, v. 30, n. 10, 15 out. 2024.

SUSSMAN, R. W.; KINZEY, W. G. The ecological role of the Callitrichidae: A review. **Journal of physical Anthropology**, [S.l.], n.64, p.419-449, 1984.

TAYLOR, P. D. *et al.* Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. [S.l.: s.n.].

TEDESCO, A. M. *et al.* The role of incentive mechanisms in promoting forest restoration. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 378, n. 1867, 2 jan. 2023.

TEMPLETON, A. R. *et al.* The Genetic Consequences of Habitat Fragmentation. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 77, n. 1, p. 13, 1990.

TEIXEIRA, D. M. C., HERCOWITZ, M., GUERIN, N., 2022. Análise da demanda e oferta de mudas, sementes, mão de obra e outros insumos e materiais para a execução da meta de restauração. Projeto Planafior – Rio de Janeiro, RJ, número 9, 38 páginas.

THIELE, J. *et al.* Connectivity or area: what drives plant species richness in habitat corridors? **Landscape Ecology**, v. 33, n. 2, p. 173–181, 6 fev. 2018.

TOLAN, J. *et al.* Very high resolution canopy height maps from RGB imagery using self-supervised vision transformer and convolutional decoder trained on aerial lidar. **Remote Sensing of Environment**, v. 300, p. 113888, jan. 2024.

VALENTA, K.; FEDIGAN, L. M. Effects of gut passage, feces, and seed handling on latency and rate of germination in seeds consumed by capuchins (*Cebus capucinus*). **American Journal of Physical Anthropology**, v. 138, n. 4, p. 486–492, 12 abr. 2009.

VALENTA, K.; FEDIGAN, L. M. How much is a lot? Seed dispersal by white-faced capuchins and implications for disperser-based studies of seed dispersal systems. **Primates**, v. 49, n. 3, p. 169–175, 8 jul. 2008.

VALE, C. A.; PREZOTO, F. Papel dos primatas do gênero *Callithrix* na manutenção das relações ecológicas em áreas defaunadas na floresta atlântica. **CES Revista**, v. 30, p. 19-33, 2016.

VANCINE, M. H. *et al.* The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 291, p. 110499, mar. 2024.

VASQUEZ, V. L.; BELTRÃO-MENDES, R.; PINTO, M. P. Atlantic Forest primates and their main food resources. **Mammal Review**, v. 55, n. 3, 23 jul. 2025.

VIEIRA, E. M.; IZAR, P. Interactions between aroids and arboreal mammals in the Brazilian Atlantic rainforest. **Plant Ecology**, v. 145, n. 1, p. 75–82, nov. 1999.

WANG, Q. *et al.* Estimation of vegetation traits with kernel NDVI. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 195, p. 408–417, jan. 2023.

WATERFIELD, G.; ZILBERMAN, D. Pest Management in Food Systems: An Economic Perspective. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 37, n. 1, p. 223–245, 21 nov. 2012.

WEHNCKE, E. V. *et al.* Seed dispersal patterns produced by white-faced monkeys: implications for the dispersal limitation of neotropical tree species. **Journal of Ecology**, v. 91, n. 4, p. 677–685, 18 ago. 2003.

WEISKOPF, S. R. *et al.* Biodiversity loss reduces global terrestrial carbon storage. **Nature Communications**, v. 15, n. 1, p. 4354, 22 maio 2024.

WERNECK, M. de S. *et al.* Distribution and Endemism of Angiosperms in the Atlantic Forest. **Natureza & Conservação**, v. 9, n. 2, p. 188–193, 2011.

WILLMER, J. N. G.; PÜTTKER, T.; PREVEDELLO, J. A. Global impacts of edge effects on species richness. **Biological Conservation**, v. 272, p. 109654, ago. 2022.

WOLF, J. *et al.* Plant Species Richness is Associated with Canopy Height and Topography in a Neotropical Forest. **Remote Sensing**, v. 4, n. 12, p. 4010–4021, 18 dez. 2012.

ZAMBORLINI SAITER, F. *et al.* Environmental correlates of floristic regions and plant turnover in the Atlantic Forest hotspot. **Journal of Biogeography**, v. 43, n. 12, p. 2322–2331, 15 dez. 2016.