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

**EFEITOS DA QUALIDADE DO HABITAT NO NÍVEL TRÓFICO E
CONDIÇÃO CORPORAL DO MICO-LEÃO-PRETO
(*Leontopithecus chrysopygus*)**

CATARINA FERRAZ DE CAMARGO CIBIM

**Rio Claro - SP
2025**

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, EVOLUÇÃO E
BIODIVERSIDADE

EFEITOS DA QUALIDADE DO HABITAT NO NÍVEL TRÓFICO E
CONDIÇÃO CORPORAL DO MICO-LEÃO-PRETO
(*Leontopithecus chrysopygus*)

CATARINA FERRAZ DE CAMARGO CIBIM

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

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Laurence
Marianne Vincianne Culot

Coorientador: Prof. Dr. Márcio Silva
Araújo

Rio Claro - SP
2025

C567e Cibim, Catarina Ferraz de Camargo
Efeitos da qualidade do habitat no nível trófico e condição corporal do mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) / Catarina Ferraz de Camargo Cibim. -- Rio Claro, 2025
55 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Rio Claro
Orientadora: Laurence Marianne Vincianne Culot
Coorientador: Marcio Silva Araujo

1. Ecologia. 2. Fragmentação. 3. *Leontopithecus*. 4. Aptidão. I. Título.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Efeitos da qualidade do habitat no nível trófico e condição corporal do mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*)

AUTORA: CATARINA FERRAZ DE CAMARGO CIBIM

ORIENTADORA: LAURENCE MARIANNE VINCIANNE CULOT

COORDINADOR: MARCIO SILVA ARAUJO

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



Prof. Dra. LAURENCE MARIANNE VINCIANNE CULOT (Participação Presencial)
Departamento de Biodiversidade / Unesp - IB Rio Claro



Prof. Dr. MARCELO MAGIOLI (Participação Presencial)
Pós-Doutorando do Departamento de Biologia / USP – Ribeirão Preto



Prof. Dra. ELEONORE ZULNARA FREIRE SETZ (Participação Presencial)
Departamento de Biologia Animal / UNICAMP

Rio Claro, 01 de dezembro de 2025.

AGRADECIMENTOS

É um grande desafio resumir em poucas páginas todos e tudo que me foi importante nesses dois anos de trabalho. Por isso, a todos os nomes que citarei aqui, saibam que meus agradecimentos são mais profundos do que algumas palavras.

Agradeço imensamente à minha orientadora, Laurence, por ser uma ótima profissional, que mesmo em meio aos seus muitos compromissos nunca deixa seus alunos na mão. Obrigada por me ensinar o caminho da ciência de qualidade, por me acolher desde a graduação e pela paciência com meu processo de aprendizagem. Obrigada por ser uma pessoa inspiradora além da profissão e por me apoiar além da pesquisa, incentivando meu caminho na arte também.

Agradeço a todos meus colegas de laboratório pela companhia nos longos dias de trabalho no computador e pelos muitos campos, principalmente à equipe que se dedicou às capturas dos micos, Rodrigo, Vivian, Felipe, Olivier, Olga, Mari, Breno. À Gabi Rezende e equipe do IPÊ também, obrigada pela parceria. Ao professor Vladimir e toda equipe atenciosa do Centro de Isótopos Estáveis de Botucatu. Obrigada Felipe e Olivier pelos auxílios com as análises também, Mariana, Thais e Olga por tornarem os campos mais divertidos, Ana, Vivian e Isabella pelas muitas risadas. Agradeço muito à Anne pelos auxílios pacientes com os campos em Lençóis. Também ao meu coorientador Márcio por pacientemente me ensinar mais sobre o mundo dos isótopos. Agradeço imensamente a todas as pessoas que auxiliaram os meus campos e todos os campos anteriores a mim que possibilitaram este trabalho, desde as famílias que nos acolheram carinhosamente em cada cidade até as pessoas externas ao laboratório que auxiliaram as coletas e se aventuraram na Mata Atlântica!

À minha família Rio Clareense, eu não seria nada sem vocês. Agradeço de coração à Dani, minha irmã de vida, por aguentar todos os meus processos dividindo a casa comigo e cuidando do Anu. Também a todos que passaram pela casa e fizeram da vida um pouco mais leve e divertida: Francisco, Dudu, Natanael, Nathan. À minha equipe de maravilhosas desde a graduação que aguentam todos os meus lamentos: Talita, Juliana e Natália. Ao Aron, meu amigo querido que divide perrengues de campo comigo e, mesmo com minhas correrias, não desiste de mim. Ao meu companheiro Vitor, por toda companhia, carinho e por sempre pacientemente me incentivar a não desistir.

A vida não seria tão boa sem as pessoas e grupos que participaram desses meus nove anos em Rio Claro: o pessoal do circunesp, as minhas companheiras artistas Jhavana

e Surya, que me acolhem e me ensinam tanto e o núcleo da capoeira Paraguassu, que se tornou família também. E não menos, a minha família de axé, que sempre me apoiou, mãe Marta e mãe Thaís.

Carmem e Cesar, meus pais, espero que saibam o quanto agradeço e amo vocês por me possibilitarem viver tudo o que vivi e por serem donos de corações tão enormes. Obrigada por serem casa onde eu sempre posso voltar. Gi e Rafa, meus irmãos, obrigada por fazerem parte desse porto seguro e serem quem são. Agradeço profundamente aos meus avós também, Ciça, Célia, Lamartine e Guilherme, que não posso mais abraçar, mas sinto presente todos os dias da minha vida, foram eles que começaram a me possibilitar os caminhos para chegar até aqui. Enfim, agradeço a toda minha enorme e querida família!

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Agradeço também à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), que por meio da modalidade Jovem Pesquisador II, concedida à Laurence Culot (processo nº2021/06668-0), viabilizou os campos e materiais e à UNESP pelo ensino público de qualidade e por esses nove anos de muitas experiências.

Por fim, agradeço a todos que participaram de forma direta ou indireta do processo dessa pesquisa.

RESUMO

A persistência de espécies em ambientes fragmentados depende não apenas da presença de habitat, mas também da sua qualidade, que influencia a disponibilidade de recursos e a capacidade de sobrevivência e reprodução dos indivíduos. O mico-leão-preto (MLP, *Leontopithecus chrysopygus*), primata frugívoro-insetívoro e ameaçado, ocorre em pequenos a grandes fragmentos da Mata Atlântica do interior de São Paulo, onde enfrenta desafios relacionados à fragmentação e degradação do seu habitat e isolamento das suas populações. Este estudo avaliou como a qualidade do habitat afeta o nível trófico e a aptidão desses primatas por meio de isótopos estáveis de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) e índices de condição corporal (SMI), relacionando-os a variáveis estruturais de oito fragmentos florestais ao longo da bacia do Rio Paranapanema. Utilizamos Equações Estruturais Piecewise (pSEM) para testar os efeitos diretos e indiretos (via efeito sobre o nível trófico) de quatro métricas estruturais da floresta (cobertura florestal, altura mediana das árvores, área basal total e diversidade de Shannon) sobre a condição corporal do MLP. Os resultados mostraram que o nível trófico foi negativamente influenciado pela cobertura florestal ($\beta = -0,40$), altura das árvores ($\beta = -0,37$) e área basal total ($\beta = -0,51$), indicando que indivíduos em fragmentos estruturalmente mais complexos consomem proporcionalmente mais frutos e menos matéria animal. A condição corporal apresentou relação mais fraca com as variáveis ambientais ($\beta < 0,1$), que mostraram pouco poder explicativo pelo modelo ($R^2=0,11$), além de não ter sido significativamente afetada pelo nível trófico. Indivíduos adultos apresentaram maior nível trófico do que os jovens, refletindo maior consumo de matéria animal. A faixa etária influenciou o SMI, com valores maiores dos adultos em comparação aos jovens. Esses resultados evidenciam que a qualidade do habitat, apesar de influenciar o nível trófico do MLP, tem pouco efeito sobre sua condição corporal. A conservação de fragmentos florestais, especialmente aqueles com árvores de grande porte e alta produtividade de frutos, continua sendo crucial, assim como a manutenção de uma rede de fragmentos conectados, para garantir a persistência do MLP e a integridade ecológica da Mata Atlântica.

Palavras-chave: *Leontopithecus*; Fragmentação; aptidão; modelagem de equações estruturais.

ABSTRACT

The persistence of species in fragmented landscapes depends not only on the presence of habitat but also on its quality, which influences resource availability and the survival and reproductive capacity of individuals. The Black Lion Tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*, BLT), an endangered frugivore-insectivore primate, occurs in small to large Atlantic Forest fragments in the state of São Paulo, facing challenges related to habitat fragmentation and degradation, and to isolation of its populations. This study assessed how habitat quality affects the trophic level and fitness of these primates using stable isotopes ($\delta^{15}\text{N}$) and the Scaled Mass Index (SMI), relating them to forest structure across eight forest fragments along the Paranapanema River Basin. Piecewise Structural Equation Modeling (pSEM) was used to test the direct and indirect (through the effect on trophic level) effects of four forest structure metrics (canopy cover, median tree height, total basal area, and Shannon diversity) on SMI. Results showed that trophic level was negatively influenced by forest cover ($\beta = -0,40$), tree height ($\beta = -0,37$), and total basal area ($\beta = -0,51$), indicating that individuals in more structurally complex fragments consume more fruit and less animal matter. Body condition (SMI) showed a weaker relationship with environmental variables ($\beta < 0,1$), which demonstrated low explanatory power ($R^2=0,11$) in the model, and was not significantly affected by trophic level. Adult individuals exhibited higher trophic level than juveniles, reflecting greater intake of animal prey. These results underscore that habitat quality, despite influencing BLT trophic level, has a weak effect on its body condition. The conservation of forest fragments, especially those with large trees and high fruit productivity, remains crucial, as does maintaining a network of connected fragments, to ensure the persistence of the BLT and the ecological integrity of the Atlantic Forest.

Keywords: *Leontopithecus*; Fragmentation; Fitness; Trophic Level; Body Condition Index; Structural Equation Modelling.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa das nove áreas de estudo ao longo da bacia do Rio Paranapanema.....	16
Figura 2. Diagrama de caminho representando as hipóteses sobre a influência dos fatores de qualidade do habitat sobre o nível trófico e a condição corporal do MLP... ..	24
Figura 3. Gráfico Q-Q das variáveis de condição corporal e nível trófico.....	25
Figura 4. Distribuição dos valores do Índice de Massa Escalonado (SMI) dos MLP por faixa etária.	26
Figura 5. Distribuição dos valores corrigidos de $\delta^{15}\text{N}$ dos pelos de MLP por faixa etária.	27
Figura 6. Distribuição dos valores corrigidos de $\delta^{15}\text{N}$ dos pelos de MLP por regiões de estudo na bacia do rio Paranapanema, em São Paulo, Brasil.	27
Figura 7. Distribuição dos valores de SMI de MLPs adultos nas oito áreas de estudo.....	29
Figura 8. Distribuição dos valores corrigidos de $\delta^{15}\text{N}$ dos pelos de MLPs adultos nas oito áreas de estudo.....	29
Figura 9. Diagrama de Caminho piecewise (pSEM).....	32
Figura 10. Relações entre os valores de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) corrigidos dos pelos de MLP e a cobertura florestal (%), a área basal total dos fragmentos e a altura mediana das árvores.....	33
Figura 11. Relações entre os valores de SMI (g) dos MLP e a diversidade de Shannon das árvores; a altura mediana das árvores; a cobertura florestal (%); e a área basal total dos fragmentos.....	34
Figura B.1. Cobertura florestal calculada para cada local de estudo em buffers com diferentes raios.....	54
Figura B.2. Associação entre os buffers de cobertura florestal e a força da relação (R^2) entre a cobertura florestal e os valores de SMI e de $\delta^{15}\text{N}$ corrigidos dos micos-leões-pretos.....	54
Figura B.3. Cobertura florestal dentro de um buffer com raio de 1.5 km.....	55
Figura B.4. Cobertura florestal dentro de um buffer com raio de 10 km.....	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Localização geográfica, área total e abreviações utilizadas para identificação dos fragmentos de Mata Atlântica incluídos no estudo.....	17
Tabela 2. Lista dos 10 frutos mais consumidos nas áreas em que foram realizados estudos sobre a dieta dos MLP.....	20
Tabela 3. Resultados dos GLMMs testando o efeito de fatores de confusão (sexo, idade, região e estação) nos valores de SMI e $\delta^{15}\text{N}$ de MLP.....	26
Tabela 4. Variáveis incluídas na análise de caminho que testou o efeito da qualidade do habitat (cobertura florestal, área basal total, altura e diversidade de árvores) no nível trófico ($\delta^{15}\text{N}$) e condição corporal (SMI) de micos-leões-pretos e o número de amostras coletadas em cada um dos oito locais de estudo em São Paulo, Brasil.....	30
Tabela 5. Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre as variáveis preditoras utilizadas nos modelos da análise de caminho.....	32
Tabela 6. Coeficientes padronizados e significância estatística da análise de caminho segundo a modelagem de equações estruturais piecewise (pSEM).....	32
Tabela A.1. Informações de coleta.....	50
Tabela A.2. Abundância, densidade e DAP médio ($\pm\text{DP}$) das árvores.....	53

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	11
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	14
2.1 Áreas de estudo.....	14
2.2 Coletas de dados.....	17
3. ANÁLISES DE DADOS.....	21
3.1 Condição corporal.....	21
3.2 Nível trófico.....	21
3.3 Qualidade do habitat.....	22
3.4 Análises estatísticas.....	22
4. RESULTADOS.....	24
5. DISCUSSÃO.....	35
REFERÊNCIAS.....	42
ANEXO A - Dados brutos.....	50
ANEXO B - análise e seleção da escala espacial.....	54

1. INTRODUÇÃO

A persistência de espécies em ambientes antropizados depende não apenas da presença de habitat, mas da qualidade ambiental disponível para sustentar populações viáveis ao longo do tempo (HANSKI; OVASKAINEN, 2000; MORTELLITI; AMORI; BOITANI, 2010). Mesmo em fragmentos florestais aparentemente similares em extensão ou cobertura, diferenças na estrutura da vegetação, na disponibilidade de recursos ou na conectividade funcional podem gerar respostas ecológicas e fisiológicas contrastantes entre os indivíduos que os ocupam (HILTY; KEELEY; MERENLENDER, 2006; LAURANCE et al., 2002). Compreender como essas variações ambientais afetam a sobrevivência e reprodução das espécies é essencial para subsidiar ações em prol de sua conservação.

A perda e a fragmentação de habitats são processos centrais nesse contexto, pois reduzem a extensão e a integridade das áreas naturais, além de isolar populações e comprometer os fluxos ecológicos entre fragmentos (BANKS-LEITE et al., 2020; FAHRIG, 2003). As populações ficam mais suscetíveis aos efeitos de borda e eventos estocásticos. O possível aumento da endogamia, a perda de heterozigosidade e o acúmulo de alelos deletérios resultam no aumento da vulnerabilidade à extinção local dessas populações (FRANKHAM, 2005; KEYGHOBADI, 2007). Além disso, as mudanças estruturais no ambiente fragmentado levam a variações significativas na composição e diversidade de espécies vegetais, afetando diretamente a estrutura da floresta (ARROYO-RODRÍGUEZ; MANDUJANO, 2006; NIEBUHR et al., 2015). Essas transformações têm impacto direto sobre espécies que dependem da floresta para alimentação e locomoção, como os primatas das Américas, animais arborícolas que vêm sofrendo acentuado declínio populacional diante de múltiplas pressões antropogênicas (COWLISHAW; DUNBAR, 2000; ESTRADA et al., 2017).

A resiliência das espécies nesses ambientes fragmentados está intimamente ligada à sua plasticidade ecológica e comportamental. Espécies com maior capacidade de adaptação podem ajustar sua dieta e comportamento para explorar os recursos disponíveis, mantendo ou até aumentando sua aptidão em meio a perturbações ambientais (DEVICTOR; JULLIARD; JIGUET, 2008; SVERDRUP-THYGESON et al., 2017). A aptidão, no conceito darwiniano, refere-se à capacidade de um organismo sobreviver e se reproduzir em seu ambiente (DEMETRIUS; ZIEHE, 2007) e avaliá-la é uma forma de inferir a capacidade das populações de persistirem em longo prazo. Entre os métodos

utilizados para inferi-la em animais selvagens está o uso de índices de condição corporal, que combinam medidas de massa e tamanho corporal para estimar as reservas energéticas dos indivíduos (JAKOB; MARSHALL; UETZ, 1996; STEVENSON; WOODS, 2006). Valores mais altos desses índices tendem a refletir ambientes com maior disponibilidade de recursos e menor estresse fisiológico, bem como maior aptidão, uma vez que indivíduos em melhor condição corpórea dispõem de maiores reservas energéticas e, conseqüentemente, maior capacidade de investimento em sobrevivência e reprodução (ROSS et al., 2021).

Complementarmente, o uso de isótopos estáveis, especialmente de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$), permite inferir o nível trófico dos animais, servindo como proxy da dieta em diferentes habitats (BEN-DAVID; FLAHERTY, 2012; CROWLEY et al., 2016). O $\delta^{15}\text{N}$ expressa a razão entre os isótopos pesados (^{15}N) e leves (^{14}N) do nitrogênio nos tecidos do organismo em comparação a um padrão internacional (i.e., ar atmosférico). Essa razão aumenta ao longo da cadeia alimentar, gerando um enriquecimento médio de 2–4‰ a cada nível trófico (BEN-DAVID; FLAHERTY, 2012). Assim, valores mais altos de $\delta^{15}\text{N}$ indicam uma maior posição trófica, refletindo maior consumo de itens de origem animal, sendo uma forma de entender mudanças na ecologia alimentar em função da variação ambiental.

O mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*, MLP) é uma espécie ameaçada (REZENDE et al., 2020; BRASIL, 2022) que se encontra inserida no contexto de intensa fragmentação da Mata Atlântica, bioma atualmente com cerca de 23% de vegetação florestal remanescente e com predomínio de fragmentos menores que 50 hectares (VANCINE et al., 2024). Endêmico da Mata Atlântica do interior de São Paulo, o MLP é um primata considerado frugívoro-insetívoro (RYLANDS; DE FARIA, 1993; COIMBRA-FILHO; MITTERMEIER, 1973), que se encontra distribuído em cerca de 17 fragmentos florestais localizados na bacia hidrográfica do Rio Paranapanema, com populações pequenas e isoladas cercadas por matriz antrópica (CULOT et al., 2015; GARBINO; REZENDE; VALLADARES-PADUA, 2016; LIMA et al., 2003; MEDICI et al., 2003; RODRIGUES; GAGETTI; PIRATELLI, 2016). Apenas o Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD) abriga uma população considerada demográfica e geneticamente viável a longo prazo (FORERO-SÁNCHEZ et al., 2025). A única ocorrência da espécie em floresta contínua além do PEMD encontra-se no Parque Estadual Carlos Botelho, onde ainda não há dados sobre o tamanho populacional total (RODRIGUES; GAGETTI; PIRATELLI, 2016).

Sabemos que o MLP demonstra certa plasticidade alimentar, ajustando sua dieta em resposta à menor disponibilidade de frutos, sendo que os frutos parecem representar um recurso limitante para a espécie (RASKIN et al., 2025). Isso porque o MLP modula essencialmente o consumo de frutos entre fragmentos com diferentes produtividades, mas não aumenta proporcionalmente à ingestão de artrópodes mesmo quando há maior biomassa desse recurso (RASKIN et al., 2025). Ainda é incerto, contudo, como essas variações no nível trófico influenciam sua condição corporal e, consequentemente, sua aptidão.

A qualidade do habitat pode ser definida como a capacidade de uma área sustentar populações viáveis de uma determinada espécie ao longo do tempo, fornecendo os recursos e condições necessários para sua sobrevivência, reprodução e dispersão (HALL; KRAUSMAN; MORRISON, 1997). Essa qualidade pode ser avaliada por diferentes indicadores, como estrutura da paisagem, integridade ambiental, cobertura vegetal ou disponibilidade de alimento (JOHNSON, 2007). No entanto, a escolha dos parâmetros mais adequados deve levar em conta as exigências ecológicas da espécie-alvo, uma vez que a qualidade do habitat é relativa à biologia do organismo em questão.

No caso do MLP, que se alimenta majoritariamente de frutos, a composição e estrutura da vegetação arbórea, especialmente a presença e produtividade de espécies frutíferas, são fatores essenciais para definir a qualidade do habitat. Fragmentos com maior diversidade e abundância de árvores frutíferas tendem a oferecer uma base alimentar mais rica e estável ao longo do ano, influenciando diretamente a dieta, o uso do espaço, a condição corporal e o sucesso reprodutivo dos indivíduos (BOYLE et al., 2023; BUFALO et al., 2025; FELTON et al., 2009; STONE; RUIVO, 2020).

Diante disso, este estudo tem como objetivo avaliar como a qualidade do habitat afeta diretamente e indiretamente a aptidão de populações de MLP, por meio da análise de índices de condição corporal e de isótopos estáveis de nitrogênio, relacionando-os com variáveis estruturais de oito fragmentos florestais em que os animais se encontram, ao longo da bacia do Rio Paranapanema. Assim, buscamos compreender os mecanismos que permitem a persistência dessa espécie em uma paisagem antropizada.

Como hipóteses dessa pesquisa esperamos que a qualidade do habitat, medida por meio da cobertura florestal, da mediana da altura das árvores, da área basal total e do índice de diversidade de Shannon, esteja associada ao nível trófico e à condição corporal dos micos-leões-pretos. Fragmentos com maior cobertura florestal oferecem mais conectividade, proteção contra predadores e microclimas estáveis, favorecendo a

disponibilidade de recursos alimentares (BOYLE et al., 2012; HOLOPAINEN et al., 2024; PINTO et al., 2010). Ambientes com árvores mais altas e maior área basal tendem a indicar florestas mais maduras e produtivas, que proporcionam maior abundância de frutos (CHAPMAN et al., 1992; WORMAN; CHAPMAN, 2006). Da mesma forma, um índice de Shannon mais alto reflete maior diversidade e equitabilidade na composição vegetal, possivelmente indicando maior variedade de frutos e disponibilidade mais consistente ao longo do tempo, minimizando o impacto da ausência de um recurso sazonal (HICKMOTT et al., 2021). Assim, espera-se que em fragmentos melhor estruturados, os MLP apresentem dietas menos dependentes de itens de origem animal (i.e., apresentem menor nível trófico) e, conseqüentemente, exibam melhor condição corporal quando comparados a indivíduos que habitam fragmentos menos complexos e diversos, que podem estar em condições de maior estresse ambiental. A escassez de recursos em fragmentos florestais pode obrigar os MLP a percorrer maiores distâncias em busca de alimento, aumentando o gasto energético diário e reduzindo a eficiência na obtenção de recursos. Além disso, ambientes mais alterados podem elevar os níveis de estresse fisiológico (KAISIN et al., 2025), que tem sido associado à maior mortalidade e à menor sobrevivência em populações de primatas selvagens (PRIDE, 2005; RAKOTONIAINA et al., 2017). Assim, o aumento do esforço de forrageamento combinado ao estresse crônico pode impactar indiretamente a condição corporal dos MLP.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Áreas de estudo

O estudo foi conduzido em oito fragmentos de Mata Atlântica distribuídos em três regiões da bacia do Rio Paranapanema, no estado de São Paulo, Brasil: (1) Pontal do Paranapanema, (2) Médio Paranapanema e (3) Alto Paranapanema.

1. Pontal do Paranapanema:

Região localizada no extremo oeste do estado de São Paulo, onde encontram-se três áreas: O Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD), localizado no município de Teodoro Sampaio; Ponte Branca (PBC), localizado em Euclides da Cunha Paulista; e Fazenda San Maria (SMA) em Presidente Epitácio (Figura 1; 1-3). Predominam na região pastagens destinadas à pecuária extensiva, plantações de cana-de-açúcar e soja. Inserido nesse contexto, o PEMD representa o maior remanescente de Floresta Atlântica do interior do estado, abrigando a maior população de MLP conhecida (GARBINHO; REZENDE; VALLADARES-PADUA, 2016). O parque apresenta uma variação de

altitude entre 250 e 450 metros, com seu ponto mais elevado, o Morro do Diabo, alcançando cerca de 600 metros. Os fragmentos de floresta ao seu redor encontram-se entre 300 e 450 metros (INSTITUTO FLORESTAL, 2008).

2. Médio Paranapanema:

Nesta região o estudo foi realizado na Fazenda Rio Claro, situada no município de Lençóis Paulista (Figura 1; 4). A fazenda é propriedade da Suzano Papel e Celulose, com 1.324 ha de mata remanescente distribuída em corredores entre plantios de eucalipto. Os fragmentos florestais da região são, em grande parte, secundários e compostos por formações de Floresta Estacional Semidecidual (SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2023). A altitude da área varia entre 500 e 650 metros e o clima local é caracterizado por verões quentes e chuvosos e invernos secos.

3. Alto Paranapanema:

Nesta região encontram-se quatro áreas: Fazenda Santo Antônio, localizada no município de Guareí (GUA); uma parte da floresta ripária do Rio Guareí em Angatuba (ANG), que compreende 83 ha próxima à Estação Ecológica de Angatuba; a floresta ripária da Fazenda Garibaldi em Buri (BGR), que compreende 100 ha e uma porção do Contínuo Ecológico de Paranapiacaba, abrangendo o Parque Estadual Carlos Botelho e a RPPN Trápaga, aqui referida como “PECB” para facilitar a identificação (Figura 1; 5-8). As áreas de mata ciliar foram delimitadas com base no uso conhecido pelos grupos de MLP e restritas por barreiras físicas como represas, plantações ou áreas urbanas. A matriz ao redor desses fragmentos é composta por pastagens, canaviais, pomares de citros e monoculturas de eucalipto e pinus. A altitude nas áreas de Guareí, Angatuba e Buri varia entre 591 e 680 metros. O PECB, por sua vez, representa um dos maiores remanescentes contínuos de Mata Atlântica no sudeste paulista e situa-se no limite leste da bacia do rio Paranapanema, com altitudes entre 50 e 1.000 metros (INSTITUTO FLORESTAL, 2011).

Todas as áreas incluídas neste estudo abrigam grupos de MLP e compartilham precipitação média anual entre 1.200 e 1.400 mm, com climas marcados por estação seca bem definida durante o inverno e estação chuvosa no verão, e predominância de Floresta Estacional Semidecidual. A única exceção é o PECB, que se destaca por abrigar um dos maiores remanescentes contínuos de Floresta Ombrófila Densa do estado de São Paulo, com menor sazonalidade climática e índices pluviométricos mais elevados em comparação com as áreas que estão mais no interior, ultrapassando 1.800 mm anuais

(CIIAGRO, 2024). As coordenadas geográficas de cada fragmento encontram-se na Tabela 1.

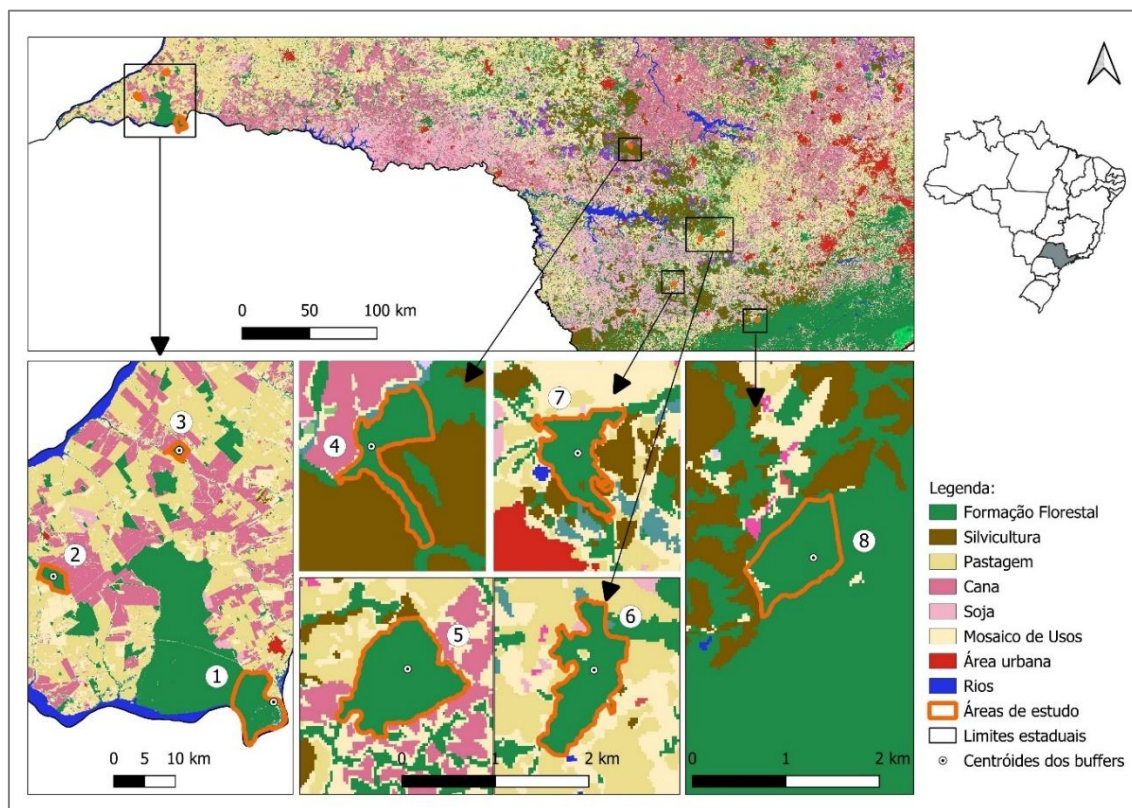


Figura 1 - Mapa das oito áreas de estudo ao longo da bacia do Rio Paranapanema: 1- Parque Estadual do Morro do Diabo (PEMD); 2- Ponte Branca (PBC); 3- San Maria (SMA); 4- Lençóis Paulista (FRC); 5- Guareí (GUA); 6- Angatuba (ANG); 7- Buri (BGR); 8- RPPN Trápaga destacada, como área de encontro com o Parque Estadual Carlos Botelho (PECB).

Tabela 1 - Localização geográfica, área total e abreviações utilizadas para identificação dos fragmentos de Mata Atlântica incluídos no estudo. As coordenadas representam o ponto central aproximado de cada fragmento.

Área de estudo	Abreviação	Latitude (°S)	Longitude (°O)	Área Total (ha)
Parque Estadual Morro do Diabo	PEMD	-22.61874	-52.17959	33,700
Ponte Branca	PBC	-22.41718	-52.51161	1,306
San Maria	SMA	-22.23941	-52.30697	515
Lençóis Paulista	FRC	-22.77380	-48.91128	1,324
Guareí	GUA	-23.41682	-48.24368	105
Angatuba	ANG	-23.45565	-48.39823	83
Buri	BGR	-23.78598	-48.59066	100
Parque Estadual Carlos Botelho*	PECB	-24.08	-47.58	37.644

*A área de vida do grupo de MLP acompanhado no PECB está localizada entre o Parque e a RPPN Trápaga (-24.05209°S, -47.97835°O), que possui área total de 70 ha.

2.2 Coletas de dados

Os dados utilizados neste estudo fazem parte do banco de dados ecológicos do Laboratório de Primatologia da UNESP de Rio Claro (LaP), construído a partir de campanhas de campo realizadas entre 2019 e 2025 por pesquisadores vinculados ao LaP, complementadas com coletas realizadas pelo Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ), no contexto de estudos multidisciplinares anteriores e em andamento sobre o comportamento, uso do espaço, fisiologia e saúde do mico-leão-preto. Os dados utilizados foram coletados seguindo as seguintes metodologias:

- **Capturas:**

Foram realizadas sob autorizações Sisbio nº 95681-1 e aprovação do Comitê de ética da Unesp – Rio Claro sob protocolo nº0068. Os acompanhamentos foram realizados desde o início das atividades diárias dos animais até o recolhimento para a árvore de dormitório. Dois métodos foram utilizados para capturar os grupos de MLP: a captura dentro do oco utilizado como dormitório (VALLADARES-PADUA, 1993) e a captura com Tomahawk (DOS SANTOS et al., 2019). Todos os indivíduos foram submetidos à mesma técnica anestésica realizada pelo médico veterinário e pesquisadores assistentes da equipe do LaP e do IPÊ. O objetivo principal das capturas foi equipar um ou dois indivíduos adultos de cada grupo com colares de radiotelemetria, possibilitando o

monitoramento e a coleta de dados comportamentais. Para aproveitar essas oportunidades de captura, também foram coletados dados de idade, biometria, peso e amostras de pelos da região interescapular para análises isotópicas. Todos os indivíduos receberam identificação por microchip. Alguns indivíduos foram recapturados ao longo do tempo, gerando de 1 a 5 amostras por indivíduo.

A classificação etária seguiu De Carvalho e De Carvalho (1989) e Troisi (2021): adultos foram definidos como indivíduos com mais de 18 meses de idade, completamente desenvolvidos, com dentição permanente e sexualmente ativos; juvenis, com idades entre 3 e 9 meses, apresentavam tamanho corporal reduzido, características sexuais pouco evidentes e dentição incompleta. Filhotes, com menos de 3 meses de idade, não foram incluídos nas análises. Indivíduos classificados como sub-adultos, com idades entre 9 e 18 meses, foram considerados adultos para as análises.

As capturas não seguiram uma frequência temporal fixa nem um número padronizado de indivíduos por área. A realização das capturas esteve condicionada à logística de campo de múltiplos estudos e às oportunidades viáveis para coleta, aproveitando-se momentos em que os grupos estavam sendo acompanhados e as condições eram adequadas para a execução segura dos procedimentos. Como resultado, o número de indivíduos capturados e o período de coleta variaram entre as áreas, refletindo as particularidades de cada campanha.

- **Análises isotópicas:**

As análises isotópicas foram utilizadas para determinar a composição isotópica do MLP e estimar sua posição trófica nas diferentes áreas estudadas. Para isso, foram analisadas amostras de pelos dos indivíduos e amostras de um dos principais itens alimentares consumidos por eles, que serviram como referência isotópica (baseline). O uso de referências isotópicas específicas por área é necessário em estudos comparativos, uma vez que os valores isotópicos, como o nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$), podem variar significativamente entre localidades devido a diferenças na composição do solo, microclima, regime hidrológico e comunidades vegetais (POST, 2002; LAYMAN et al., 2007). Ao utilizar a fonte alimentar local como referência para corrigir os valores isotópicos dos pelos dos animais, é possível minimizar o viés das variações ambientais regionais e melhorar a interpretação da posição trófica relativa entre populações (CAUT et al., 2009; NEWSOME et al., 2007).

As informações sobre a dieta dos indivíduos foram obtidas a partir de observações comportamentais realizadas nos últimos anos pelo LaP (BREZISKI, 2024; BUFALO,

2020; KAISIN, 2025; SILVA, 2022), além de dados complementares da literatura (PASSOS, 1992, 1999), sendo disponíveis para quatro áreas. Como não foi possível monitorar a dieta completa em todas as oito áreas, inferimos o item importante na dieta do MLP a partir dos dados disponíveis. O jerivá (*Syagrus romanzoffiana*) foi o fruto mais consumido em três áreas distintas, distribuídas nas três regiões da bacia do Paranapanema (Tabela 2). O jerivá é uma espécie-chave na dieta do MLP, com frutificação ao longo do ano todo (BUFALO, 2020; KEUROGLIAN, 1990; PASSOS, 1992; MAMEDE-COSTA & GODOI, 1998) e está presente em todas as áreas de ocorrência da espécie. Por isso, juntamente com observações de campo que reforçam essa ideia, assumimos que o jerivá é o item alimentar principal nas demais áreas de floresta estacional semidecidual. A única exceção é o PECB, onde o fruto mais consumido foi o guamirim (*Myrcia pubipetala*). Essa diferença é esperada, pois o PECB é o único fragmento de floresta ombrófila, com uma composição vegetal distinta das outras áreas.

Amostras de pelo:

As amostras de pelos foram coletadas da região interescapular de indivíduos adultos e juvenis, cortadas próximas à raiz com tesoura esterilizada, de modo a evitar qualquer lesão na pele dos animais. Imediatamente após a coleta, os pelos foram acondicionados em envelopes opacos de papel, inseridos em sacos plásticos pequenos, sendo mantidos à temperatura ambiente e protegidos da exposição à luz.

As amostras coletadas entre 2019 e 2021 foram processadas por Raskin et al. (2025), seguindo protocolo padronizado para análises isotópicas. As amostras obtidas em anos posteriores seguiram metodologia similar. Após a coleta e o armazenamento, os pelos foram colocados em frascos de vidro e limpos com imersão em solução de clorofórmio:metanol (2:1) durante duas horas para remover contaminantes exógenos, como suor e sebo. Em seguida, as amostras foram secas em estufa a 50 °C por 48 horas, fragmentadas em pequenos pedaços com auxílio de tesoura esterilizada e armazenadas em Eppendorfs identificados. As amostras foram então encaminhadas ao Centro de Isótopos Estáveis da UNESP de Botucatu, onde foram analisadas em espectrômetro de massas de razão isotópica (IRMS). As razões isotópicas são expressas em notação delta (δ), em partes por mil (‰), em relação ao padrão internacional AIR (COPLIN, 2011).

Amostras de frutos:

Frutos maduros de jerivá e guamirim foram coletados diretamente das áreas de estudo e armazenados em congelamento (-20 °C). A secagem dos frutos foi realizada em desidratadora de alimentos a 50 °C por 78 horas. Somente a polpa dos frutos foi utilizada

nas análises isotópicas, considerando que é a parte consumida pelo MLP. Após a secagem, as polpas foram trituradas em moinho de bolas por dois minutos a uma frequência de 25 Hz no Laboratório de Ecologia de Indivíduos da UNESP de Rio Claro, e posteriormente armazenadas em Eppendorfs. As amostras preparadas também foram encaminhadas ao Centro de Isótopos Estáveis da UNESP de Botucatu, onde foram submetidas à mesma análise isotópica descritas anteriormente.

- **Caracterização vegetal:**

Feita através de 20 parcelas de 10m x 10m em cada área, distanciando 200-400 m entre si (CAIAFA; MARTINS, 2007), dimensionadas com auxílio de GPS e demarcadas com barbante colorido. Cada árvore ou palmeira enraizadas dentro das parcelas e com diâmetro a altura do peito (DAP) $\geq 4,5$ cm teve seus dados coletados correspondentes às variáveis de altura, espécie, circunferência e quantidade por parcela (SOARES et al., 2006). Cada árvore amostrada recebeu uma plaqueta de alumínio com um número de identificação e nos casos em que houve ramificações vivas a 1,30 m de altura, foram todas medidas e inseridas nos cálculos para o diâmetro à altura do peito (DAP).

Tabela 2 - Lista dos 10 frutos mais consumidos nas áreas em que foram realizados estudos sobre a dieta dos MLP. Dados do PEMD obtidos de Kaisin (2025), FRC de Silva (2022), GUA de Bufalo (2020) e PECB de Breziski (2024).

	PEMD (Pontal)	%	FRC (Médio P.)	%	GUA (Alto P.)	%	PECB (Alto P.)	%
1	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	9,54	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	40,4	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	55,63	<i>Myrcia pubipetala</i>	39,47
2	<i>Tapirira guianensis</i>	9,11	<i>Xylopia brasiliensis</i>	6,29	<i>Myrcianthes pungens</i>	13,42	Liana 5	10,61
3	<i>Inga marginata</i>	8,4	<i>Trichilia catigua</i>	5,12	<i>Trichilia catigua</i>	8,01	<i>Miconia cinnamomifolia</i>	8,37
4	<i>Syzygium cumini</i>	7,69	<i>Plinia trunciflora</i>	4,49	<i>Prockia crucis</i>	3,35	<i>Ficus luschnathiana</i>	7,44
5	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	6,55	<i>Tapirira guianensis</i>	3,14	<i>Annona emarginata</i>	3,26	<i>Miconia formosa</i>	6,7
6	<i>Myrciaria cuspidata</i>	5,69	<i>Campomanesia guaviroba</i>	2,92	<i>Rhipsalis cereuscula</i>	3,16	<i>Guapira opposita</i>	5,02
7	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	5,12	<i>Ficus guaranitica</i>	2,92	<i>Ficus sp.</i>	1,86	<i>Coussapoa microcarpa</i>	4,09
8	<i>Ficus enormis</i>	4,27	<i>Celtis iguanae</i>	2,69	<i>Phoradendron quadrangulare</i>	1,86	Morfoespécie 1	3,7
9	<i>Psidium guajava</i>	3,56	<i>Ficus luschnathiana</i>	2,02	<i>Eugenia uniflora</i>	0,83	<i>Pouteria sp.</i>	2,42
10	<i>Psidium cinereum</i>	3,27	<i>Plinia rivularis</i>	1,79	<i>Cordia ecalyculata</i>	0,65	<i>Cordia sellowiana</i>	2,23

3. ANÁLISES DE DADOS

3.1 Condição corporal

Para estimar a condição corporal individual dos MLP, utilizamos o Índice de Massa Escalonado (*Scaled Mass Index*, SMI), que considera a relação alométrica entre a massa corporal e uma medida linear de tamanho, neste caso o comprimento cabeça-tronco, excluindo a cauda. Esse índice fornece uma medida ajustada do tamanho corporal, permitindo comparações entre diferentes populações (PEIG; GREEN, 2009, 2010).

O uso do SMI é especialmente adequado porque índices de condição corporal tradicionais, baseados apenas em massa ou proporções, podem gerar interpretações equivocadas quando aplicados a indivíduos de tamanhos distintos. Isso ocorre porque a quantidade absoluta ou relativa de tecidos, como gordura e proteína, tende a variar naturalmente durante o crescimento, mesmo em condições ambientais favoráveis, não refletindo necessariamente diferenças reais de condição fisiológica. Assim, indivíduos adultos podem apresentar maior quantidade absoluta de reservas energéticas, enquanto juvenis podem ter proporções relativas mais elevadas desses tecidos, sem que isso represente melhor condição em um ou outro grupo (KOTIAHO, 1999). O SMI, ao incorporar a relação alométrica entre as variáveis, permite que sejam realizadas comparações de condição corporal entre indivíduos de tamanhos diferentes.

$$\text{Scaled mass index: } \hat{M}_i = M_i \left[\frac{L_0}{L_i} \right]^{b_{SMA}}$$

Onde M_i e L_i são a massa corporal e a medida corporal linear (comprimento) do indivíduo i , respectivamente; b_{SMA} é a escala expoente estimada pela regressão de eixo principal padronizado (*standardised major axis*) de M sobre L ; L_0 é o valor do comprimento médio para a população total; e $\hat{M}_i$ é a massa corporal prevista para o indivíduo i quando a medida corporal linear é padronizada para L_0 .

3.2 Nível trófico

Para comparar a variação isotópica entre as áreas de estudo, utilizamos valores de $\delta^{15}\text{N}$ corrigidos, utilizando o jerivá e o guamirim como espécies de produtor basal de referência (baseline isotópico). Foram analisadas de 2 a 11 amostras de frutos em cada área. Para cada área, foi calculada a média dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos frutos coletados

localmente, e essa média foi subtraída do valor de $\delta^{15}\text{N}$ de cada indivíduo de MLP da mesma área. A mesma correção dos valores isotópicos foi realizada para os dados do PECB utilizando os valores dos frutos de guamirim.

3.3 Qualidade do habitat

Para cada área de estudo, calculamos a proporção de cobertura florestal em diferentes escalas espaciais (buffers de 1 km, 1,5 km, 2 km, 3 km, 5 km, 7,5 km e 10 km), a partir do centroide da área de vida dos grupos de MLP. As informações de cobertura e uso da terra foram obtidas a partir do Projeto MapBiomas (2022), produzidos a partir de imagens Landsat e Sentinel. Consideramos múltiplos raios de buffer para identificar a escala de efeito, ou seja, a extensão espacial em que a cobertura florestal mais influencia a condição dos MLP (ARROYO-RODRÍGUEZ; FAHRIG, 2014). Conforme sugerido por Jackson e Fahrig (2015), o maior raio de buffer excedeu o tamanho máximo da área de vida dos MLP (400 ha; REZENDE *et al*, 2020; REZENDE; SOBRAL-SOUZA; CULOT, 2020). Ajustamos modelos lineares relacionando os valores de cobertura florestal em cada raio de buffer com as variáveis de resposta (nível trófico e condição corporal), selecionando para os modelos finais a escala com maior valor explicativo (R^2) para cada variável. A área basal total, a mediana da altura das árvores amostradas e o índice de Shannon-Wiener (H') foram calculados no programa FITOPAC.

3.4 Análises estatísticas

Antes de testar as hipóteses centrais do estudo, avaliamos o potencial efeito de variáveis de confusão sobre o nível trófico e a condição corporal dos MLP, por termos dados que foram coletados em diferentes contextos, como diferentes locais, épocas e faixas etárias, sendo a distribuição amostral não uniforme entre todas as áreas e regiões. Ambos os conjuntos de dados tiveram suas distribuições avaliadas utilizando o teste de Shapiro-Wilk e gráficos Q-Q (*Quantile-Quantile Plot*). Em seguida, ajustamos modelos lineares mistos generalizados (GLMMs) considerando o nível trófico e a condição corporal como variáveis resposta e incluindo como preditores fixos o sexo, a faixa etária, a estação (seca e chuvosa) e a região (Pontal, Médio e Alto Paranapanema). Os modelos foram ajustados com distribuição gamma e função de ligação logarítmica (link log). Os indivíduos e as áreas de estudo foram incluídos como efeitos aleatórios para controlar a pseudorrepliação decorrente de amostras repetidas de um mesmo indivíduo e das diferenças entre fragmentos. Essa etapa permitiu identificar se essas variáveis de confusão

exerciam efeito significativo sobre as respostas, para poder controlá-las nos modelos com a qualidade do habitat. Testamos a qualidade do ajuste dos nossos modelos comparando-os aos modelos nulos correspondentes usando um teste de razão de verossimilhança (LRT).

Na etapa seguinte, realizamos uma análise de trajetórias para avaliar os efeitos da qualidade do habitat sobre o nível trófico e a condição corporal segundo hipóteses descritas previamente (Figura 2). Como variáveis preditoras da qualidade do habitat foram consideradas a cobertura florestal, a área basal total, a altura mediana das árvores e o índice de diversidade de Shannon. A metodologia de análise de trajetórias escolhida para investigar a estrutura de relações causais entre as variáveis foi a Modelagem de Equações Estruturais *Piecewise* (pSEM), uma abordagem que permite a decomposição de um modelo estrutural complexo em uma série de modelos de regressão aninhados (SHIPLEY, 2009). Esta metodologia é ideal para dados ecológicos, pois não exige a normalidade multivariada e permite o uso de modelos de regressão específicos para a distribuição de cada variável (LEFCHECK, 2016).

O modelo conceitual estabeleceu as variáveis de qualidade do habitat (cobertura, altura, área basal e Shannon) como preditoras das variáveis de nível trófico ($\delta^{15}\text{N}$) e de condição corporal (SMI), sendo o $\delta^{15}\text{N}$ também um preditor do SMI. O modelo foi formalizado em duas equações de regressão (uma para cada variável resposta endógena), conforme detalhado abaixo:

$$\delta^{15}\text{N} \sim \text{cobertura} + \text{altura} + \text{área basal total} + \text{Shannon}$$

$$\text{SMI} \sim \text{cobertura} + \text{altura} + \text{área basal total} + \text{Shannon} + \delta^{15}\text{N}$$

A adequação geral da estrutura de trajetórias foi avaliada pelo teste de independência C de Fisher. O modelo é considerado bem ajustado aos dados caso o teste não seja significativo ($P > 0,05$), indicando que as relações de caminhos não especificadas são independentes, e os pressupostos do modelo foram atendidos. Todas as variáveis foram padronizadas para ter média 0 e desvio padrão 1 para rodar os modelos.

O nível de significância adotado em todas as análises foi $\alpha = 0,05$. As análises estatísticas foram realizadas no software R versão 4.4.2 (R Core Team, 2025), utilizando os pacotes *lme4* (BATES et al., 2015) e *piecewiseSEM* (LEFCHECK, 2016).

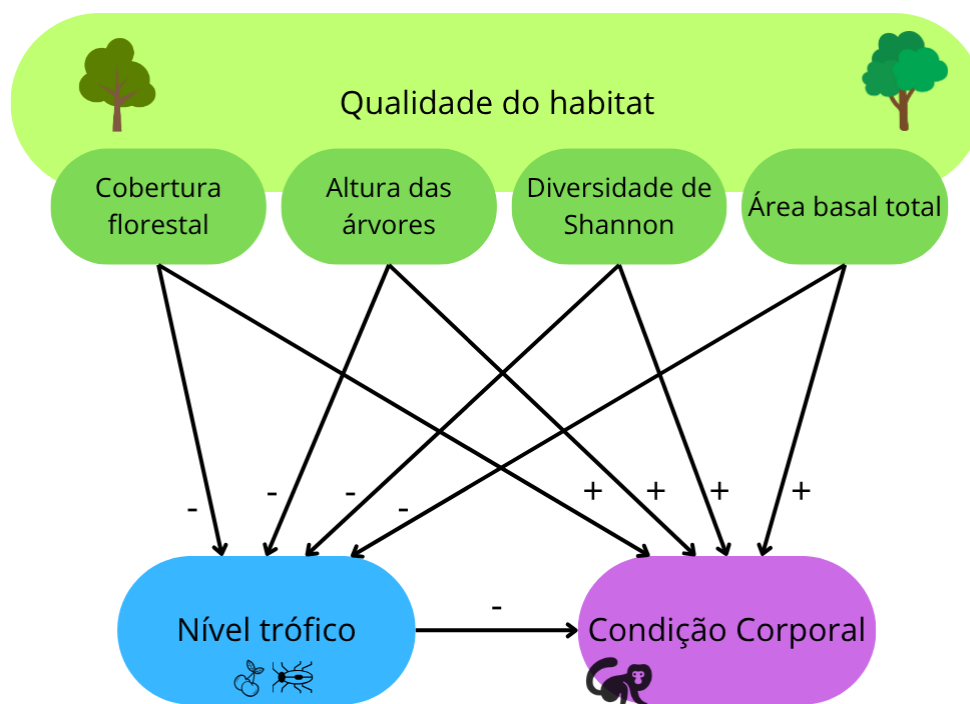


Figura 2 - Diagrama de caminho representando as hipóteses testadas sobre a influência dos fatores de qualidade do habitat sobre o nível trófico ($\delta^{15}\text{N}$) e a condição corporal (SMI) do MLP. As setas indicam a direção esperada das relações entre as variáveis.

4. RESULTADOS

Através do banco de dados e novas coletas, processamos ao todo 124 amostras de 74 indivíduos de MLP (33 fêmeas e 41 machos). As fêmeas gestantes e lactantes foram excluídas. A amostra, distribuída em diferentes classes etárias e contextos ambientais (detalhes completos na Tabela 1 - ANEXO A), incluiu 53 indivíduos adultos e 29 indivíduos jovens. Quanto à sazonalidade, 62 amostras foram coletadas durante a estação seca e 37 durante a estação chuvosa. Por fim, a distribuição regional da amostragem foi de 23 indivíduos no Pontal do Paranapanema, 7 no Médio Paranapanema e 44 no Alto Paranapanema.

Os resíduos dos modelos ajustados para SMI e $\delta^{15}\text{N}$ apresentaram distribuição não normal (Shapiro-Wilk: $W = 0.969$, $p = 0.006$; $W = 0.937$, $p < 0,001$, respectivamente), sendo ambos melhor ajustados pela distribuição *gamma*, de acordo com o teste de Cramér-von Mises (Figura 3).

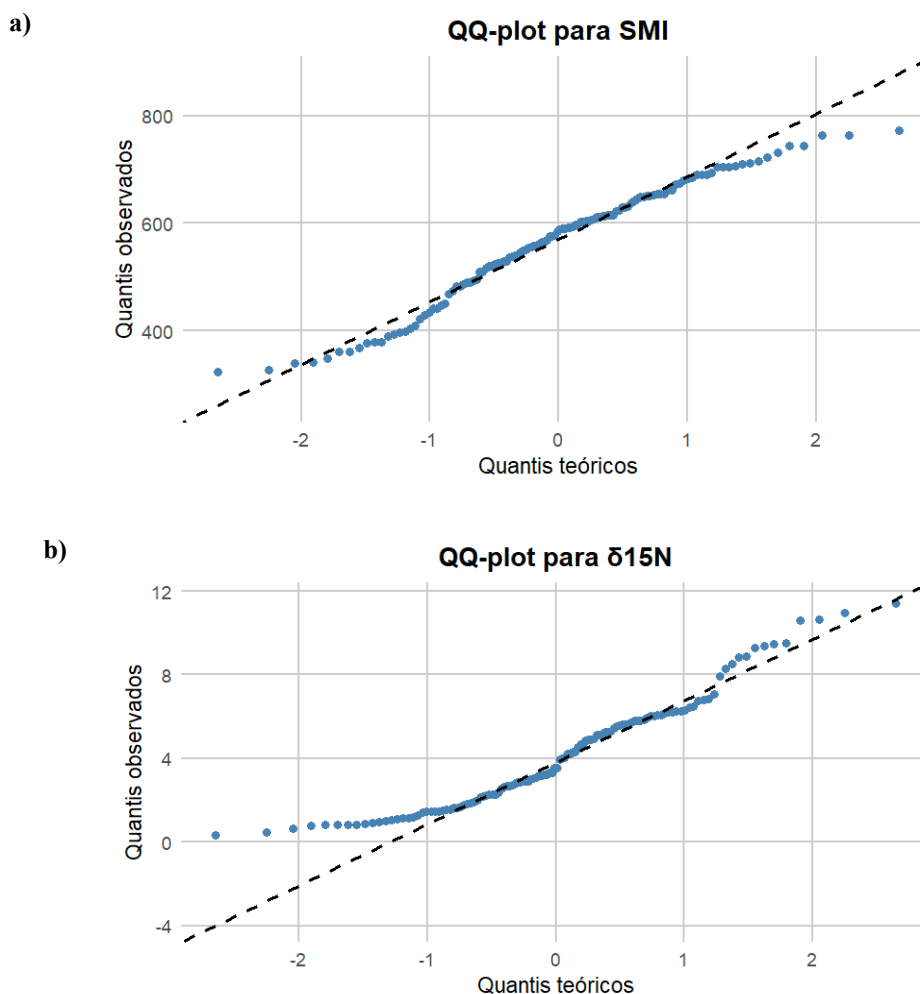


Figura 3 - Gráfico Q-Q (Quantile-Quantile) dos resíduos das variáveis de a) condição corporal (SMI) e b) nível trófico ($\delta^{15}\text{N}$). Os gráficos comparam os quantis observados dos dados com os quantis esperados sob uma distribuição normal. Desvios da linha de referência indicam afastamento da normalidade.

Em relação à avaliação dos possíveis fatores de confusão nos dados, a faixa etária influencia os valores de SMI, com jovens apresentando valores de massa significativamente menores que os adultos (Figura 4), enquanto a região, o sexo e a estação não tiveram efeito significativo (Tabela 3-a). Nosso modelo foi significativamente diferente do modelo nulo ($\chi^2_{(9)} = 52.5$, $p < 0,001$). Já os valores de $\delta^{15}\text{N}$ tiveram efeito significativo da faixa etária, com valores de jovens menores que valores de adultos (Figura 5); e da região, com valores maiores no Médio Paranapanema e Pontal do Paranapanema em relação ao Alto Paranapanema (Figura 6). O sexo e a estação não influenciaram os valores de $\delta^{15}\text{N}$ (Tabela 3-b). Este modelo também foi diferente do modelo nulo ($\chi^2_{(9)} = 13.9$, $p = 0.016$).

Tabela 3 - Resultados dos GLMMs testando o efeito de fatores de confusão (sexo, idade, região e estação) nos valores de a) SMI e b) $\delta^{15}\text{N}$ de micos-leões-pretos, com indivíduo e local de estudo como efeitos aleatórios.

a)

Efeitos no SMI	Estimate	EP	Z valor	p
Sexo_macho	-0.049	0.028	-1.77	0.766
Estação_seca	-0.041	0.028	-1.48	0.139
Faixa Etária_jovem	-0.293	0.029	-9.82	< 0.001***
Região_MédioP	0.017	0.074	0.24	0.809
Região_PontalP	-0.063	0.048	-1.30	0.193

b)

Efeitos no $\delta^{15}\text{N}$	Estimate	EP	Z valor	p
Sexo_macho	0.010	0.059	0.169	0.865
Estação_seca	0.009	0.059	0.160	0.872
Faixa Etária_jovem	-0.176	0.063	-2.796	0.005**
Região_MédioP	1.009	0.460	2.193	0.028*
Região_PontalP	0.821	0.315	2.606	0.009**

Nota: Estimativa do coeficiente e do erro padrão (EP) correspondente, Z valor: estatística de teste usada para avaliar a significância dos coeficientes do modelo. Estação: chuvosa vs seca. Idade: adultos (> 9 meses) vs jovens (3 a 9 meses). Sexo: macho vs fêmea. Região: Pontal do Paranapanema vs Médio Paranapanema vs Alto Paranapanema. Nível de significância: *p < 0,05, ** p < 0,01, ***p < 0,001.

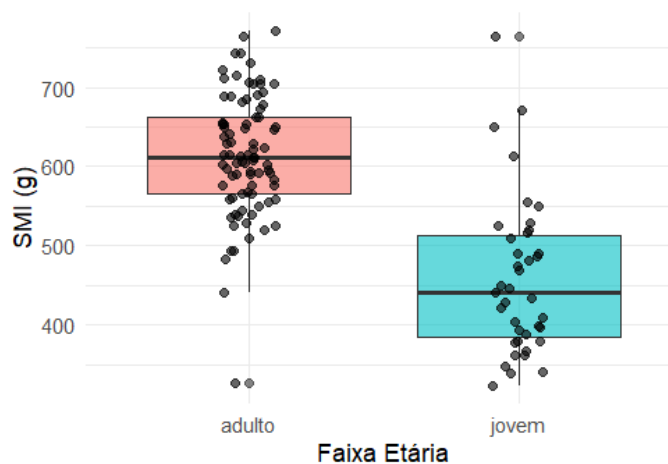


Figura 4 - Distribuição dos valores do Índice de Massa Escalonado (SMI) dos MLP por faixa etária.

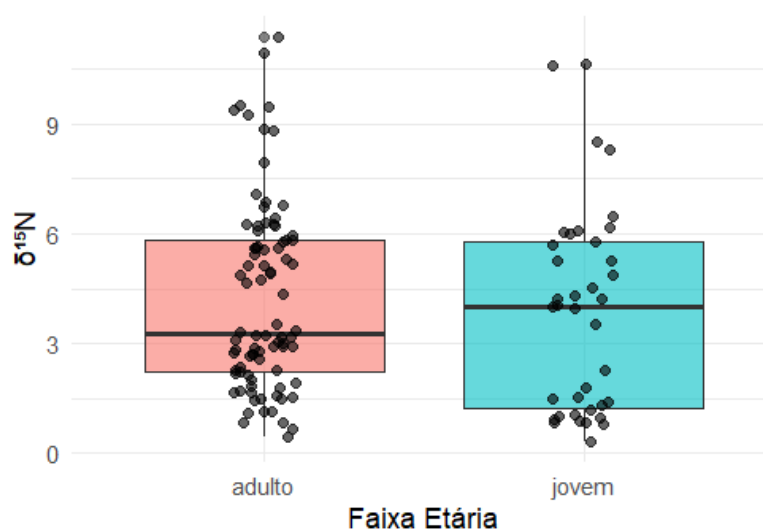


Figura 5 - Distribuição dos valores corrigidos de $\delta^{15}\text{N}$ dos pelos de MLP por faixa etária.

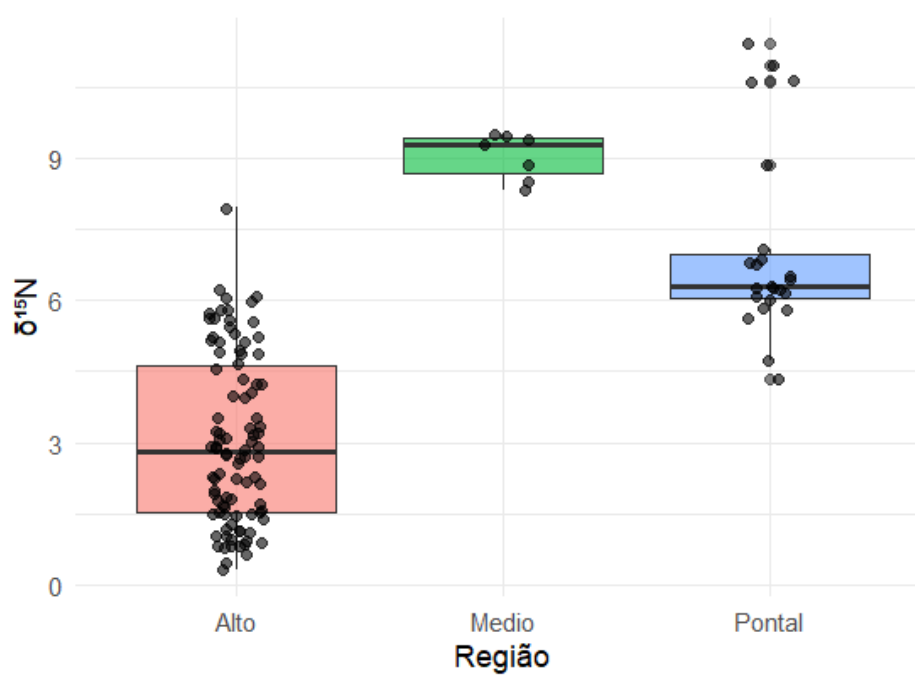


Figura 6 - Distribuição dos valores corrigidos de $\delta^{15}\text{N}$ dos pelos de MLP por regiões de estudo na bacia do rio Paranapanema, em São Paulo, Brasil.

A variabilidade do SMI entre locais (DP = 21,93) e do $\delta^{15}\text{N}$ (DP = 0,397) indica a influência de condições ambientais específicas de cada fragmento. O teste de Kruskal–Wallis confirmou diferenças significativas entre os locais em relação ao SMI ($\chi^2=21,00$; $p=0,0038$) e ao $\delta^{15}\text{N}$ ($\chi^2=71,96$; $p<0,001$). Essas variações entre áreas podem ser visualizadas nas distribuições de SMI e $\delta^{15}\text{N}$ para indivíduos adultos (Figuras 7 e 8), apresentadas após o controle do efeito da faixa etária.

Para o modelo final da análise de caminho, as variáveis preditoras e as médias e desvio padrão das variáveis resposta, discriminadas por local de amostragem, são apresentadas na Tabela 4. A análise de sensibilidade da escala espacial revelou que o poder preditivo da cobertura florestal difere entre as variáveis de resposta. O buffer de 10 km demonstrou a escala mais ajustada para explicar os valores do SMI, enquanto a cobertura florestal mensurada no buffer de 1,5 km apresentou o melhor ajuste para os valores de $\delta^{15}\text{N}$ (detalhes da análise no ANEXO B).

O modelo global, composto por dois modelos de regressão aninhados (um para $\delta^{15}\text{N}$ e outro para SMI), apresentou um ajuste adequado aos dados, uma vez que o teste de Fisher's C não pôde ser computado (DF=0), indicando que todos os caminhos causais hipotéticos entre as variáveis foram incluídos na análise. As correlações entre as variáveis preditoras incluídas no modelo foram todas inferiores a 0,65, indicando ausência de colinearidade preocupante (Tabela 5).

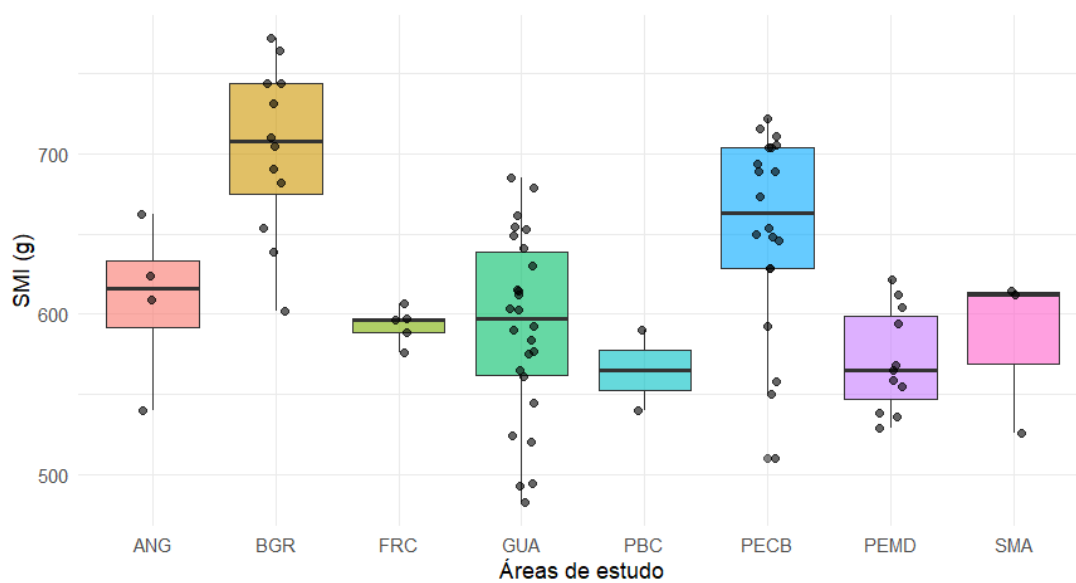


Figura 7. Distribuição dos valores de SMI de MLPs adultos nas oito áreas de estudo ao longo da bacia do Rio Paranapanema.

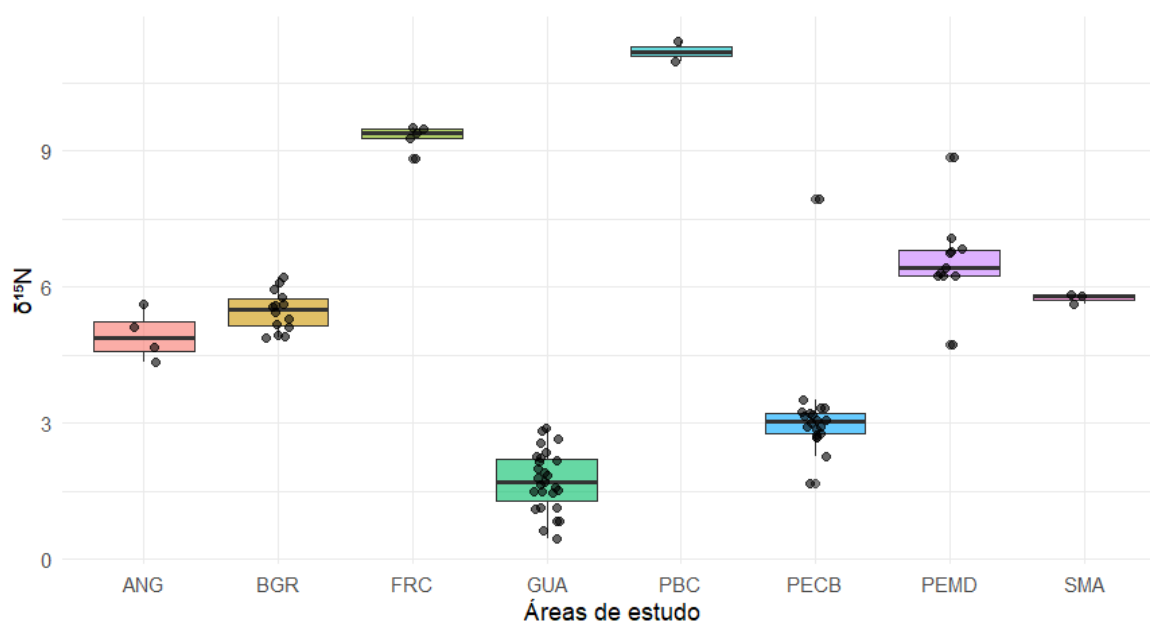


Figura 8. Distribuição dos valores corrigidos de $\delta^{15}\text{N}$ dos pelos de MLPs adultos nas oito áreas de estudo ao longo da bacia do Rio Paranapanema.

Tabela 4. Variáveis incluídas na análise de caminho que testou o efeito da qualidade do habitat (cobertura florestal, área basal total, altura e diversidade de árvores) no nível trófico ($\delta^{15}\text{N}$) e condição corporal (SMI) de micos-leões-pretos e o número de amostras coletadas em cada um dos oito locais de estudo em São Paulo, Brasil.

Região	Área	Cobertura florestal (1,5km; %)	Cobertura florestal (10km; %)	Área Basal Total (m^2)	Altura mediana (m)	Índice de Shannon	SMI (g) $\pm$ DP	$\delta^{15}\text{N} \pm \text{DP}$	N amostral
Alto Paranapanema	Angatuba (ANG)	25.7	23.8	7,32	20	3,593	536 ± 119	4.81 ± 0.5	6
	Buri (BGR)	16.3	23.2	6,8	22	3,463	602 ± 152	5.33 ± 0.5	22
	Guareí (GUA)	26.2	17.4	8,36	22	3,859	532 ± 96	1.5 ± 0.6	42
	PECB	75.9	51.6	7,71	23	4,236	622 ± 102	3.22 ± 1.1	24
Médio Paranapanema	Lençóis Paulista (FRC)	22.7	13.6	8,05	17	4,162	578 ± 27	9.04 ± 0.4	7
Pontal do Paranapanema	PEMD	60.9	26.6	5,68	19	3,807	545 ± 63	6.34 ± 1.0	15
	Ponte Branca (PBC)	95.2	11.9	4,15	18	2,673	455 ± 129	10.9 ± 0.3	4
	San Maria (SMA)	72.4	14.7	2,91	19	3,205	591 ± 44	5.94 ± 0.3	4

O modelo de análise de caminho indicou efeitos significativos entre a qualidade do habitat e os indicadores de nível trófico e condição corporal dos MLP (Figura 9). Três das quatro variáveis ambientais testadas demonstraram ter um efeito significativo sobre o $\delta^{15}\text{N}$: a cobertura florestal ($\beta = -0,40$; $P < 0,001$), a altura mediana das árvores ($\beta = -0,37$; $P < 0,001$) e a área basal total ($\beta = -0,51$; $P < 0,001$) revelaram um efeito direto e negativo sobre o nível trófico (Figura 10). A diversidade de Shannon não apresentou efeito estatisticamente significativo.

As análises para a condição corporal indicaram que todos os caminhos entre o SMI e as variáveis de qualidade do habitat possuem significância estatística, mas com valores de coeficiente fracos, todos abaixo de 0,1 (Tabela 6). A área basal total e a cobertura florestal tiveram efeito negativo, enquanto a altura das árvores e a diversidade de Shannon tiveram efeitos positivos sobre os valores de SMI (Figura 11). O efeito do $\delta^{15}\text{N}$ sobre o SMI não foi significativo.

A capacidade preditiva dos modelos foi avaliada por meio dos coeficientes de determinação R^2 marginal e R^2 condicional (NAKAGAWA; SCHIELZETH, 2013). O R^2 marginal quantifica a proporção da variância total explicada apenas pelos efeitos fixos (variáveis de qualidade do habitat e $\delta^{15}\text{N}$). O R^2 condicional estima a proporção da variância total explicada tanto pelos efeitos fixos quanto pelos efeitos aleatórios (as diferenças entre indivíduos, faixa etária e regiões). Observamos diferenças marcantes entre esses valores, evidenciando a influência da estrutura hierárquica dos dados. Para o SMI, o R^2 condicional foi de 0,52, e o R^2 marginal alcançou apenas 0,11, indicando que a maior parte da variabilidade nessa métrica se deve às diferenças entre indivíduos e faixas etárias, e não às variáveis de qualidade do habitat. Em contraste, para o $\delta^{15}\text{N}$, o R^2 condicional atingiu 0,84, e o R^2 marginal foi de 0,66, revelando que mais da metade da variação no nível trófico é explicada diretamente pelos preditores de habitat. Esses resultados sugerem que, enquanto o $\delta^{15}\text{N}$ responde fortemente às variações ambientais medidas, o SMI é modulado principalmente por fatores individuais ou contextuais não inseridos no modelo.

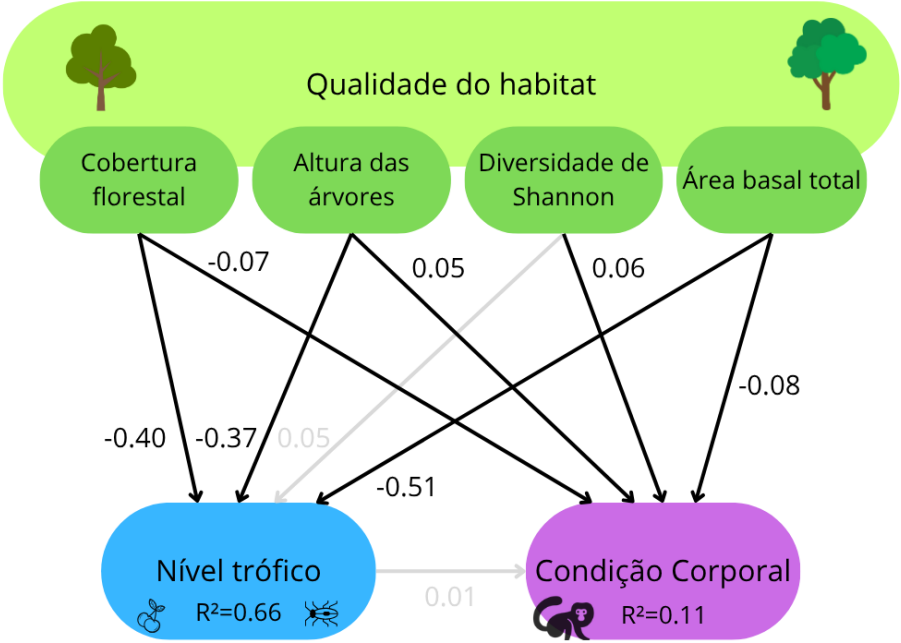


Figura 9. Diagrama de Caminho *piecewise* (pSEM). As setas pretas indicam relações significativas, os valores e signos nas setas representam a magnitude e direção das relações. R^2 indica o coeficiente de determinação marginal (efeitos fixos) do modelo.

Tabela 5. Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre as variáveis preditoras utilizadas nos modelos da análise de caminho.

	Cobertura (1,5 km)	Cobertura (10 km)	Altura	TBA	Shannon
Cobertura	1	1			
Altura	-0.105	0.491	1		
TBA	-0.638	-0.081	0.454	1	
Shannon	0.105	0.583	0.332	0.547	1

Tabela 6. Coeficientes padronizados e significância estatística da análise de caminho segundo a modelagem de equações estruturais *piecewise* (pSEM).

Variável Resposta	Variável Preditora	Coeficiente β	p-valor
$\delta^{15}\text{N}$	Cobertura Florestal	-0.40	< 0.001***
$\delta^{15}\text{N}$	Altura	-0.37	< 0.001***
$\delta^{15}\text{N}$	ABT	-0.51	< 0.001***
$\delta^{15}\text{N}$	Shannon	-0.05	0.57
SMI	Cobertura Florestal	-0.07	0.03*
SMI	Altura	0.05	0.04*
SMI	ABT	-0.08	0.03*
SMI	Shannon	0.06	0.01*
SMI	$\delta^{15}\text{N}$	0.01	0.18

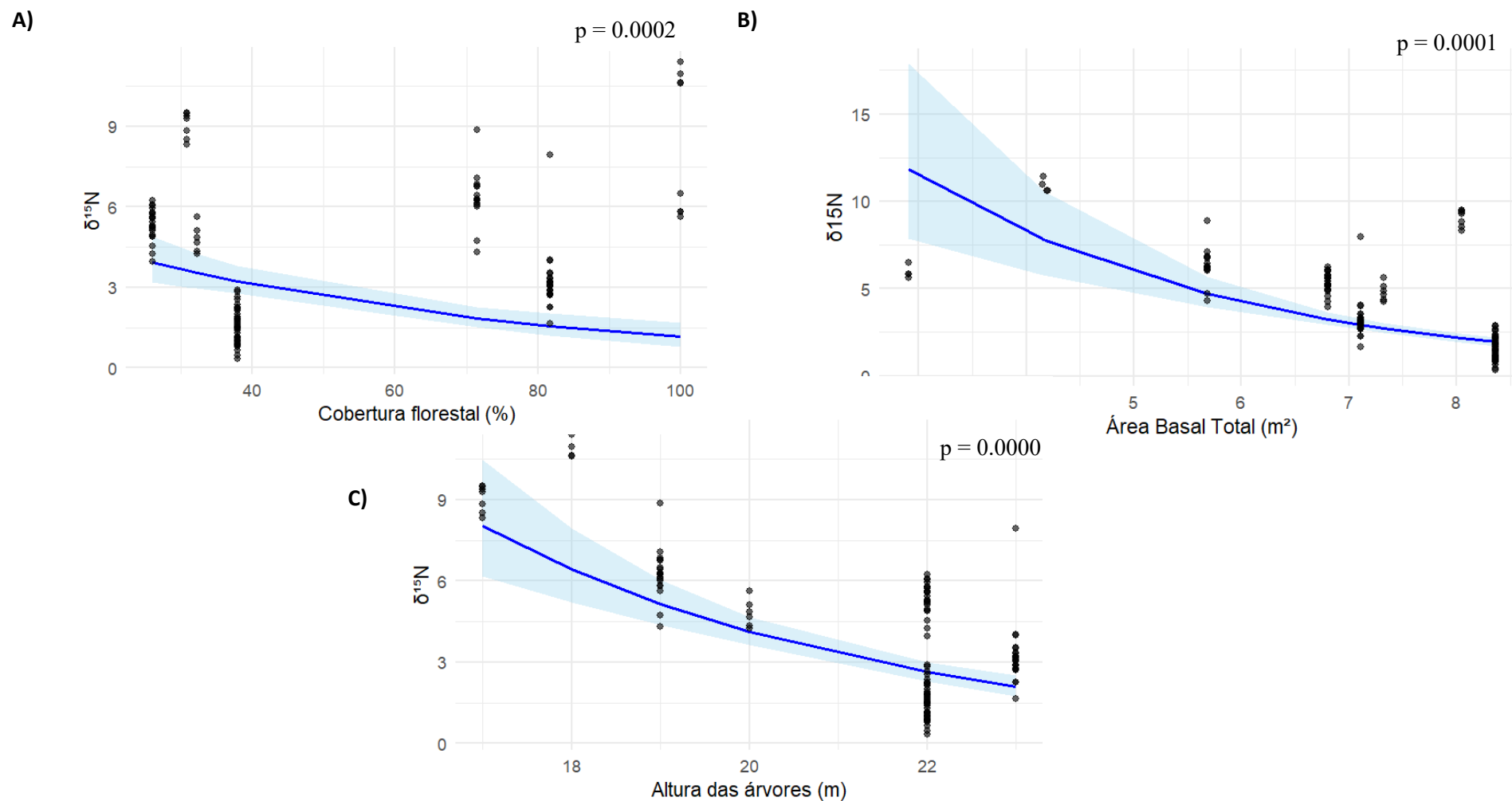


Figura 10. Relações entre os valores de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) corrigidos dos pelos de MLP e **A)** a cobertura florestal (%), calculada em um buffer de 1,5 km; **B)** a área basal total dos fragmentos e **C)** a altura mediana das árvores. Estimativas e predição segundo GLMMs e faixa de confiança de 95%.

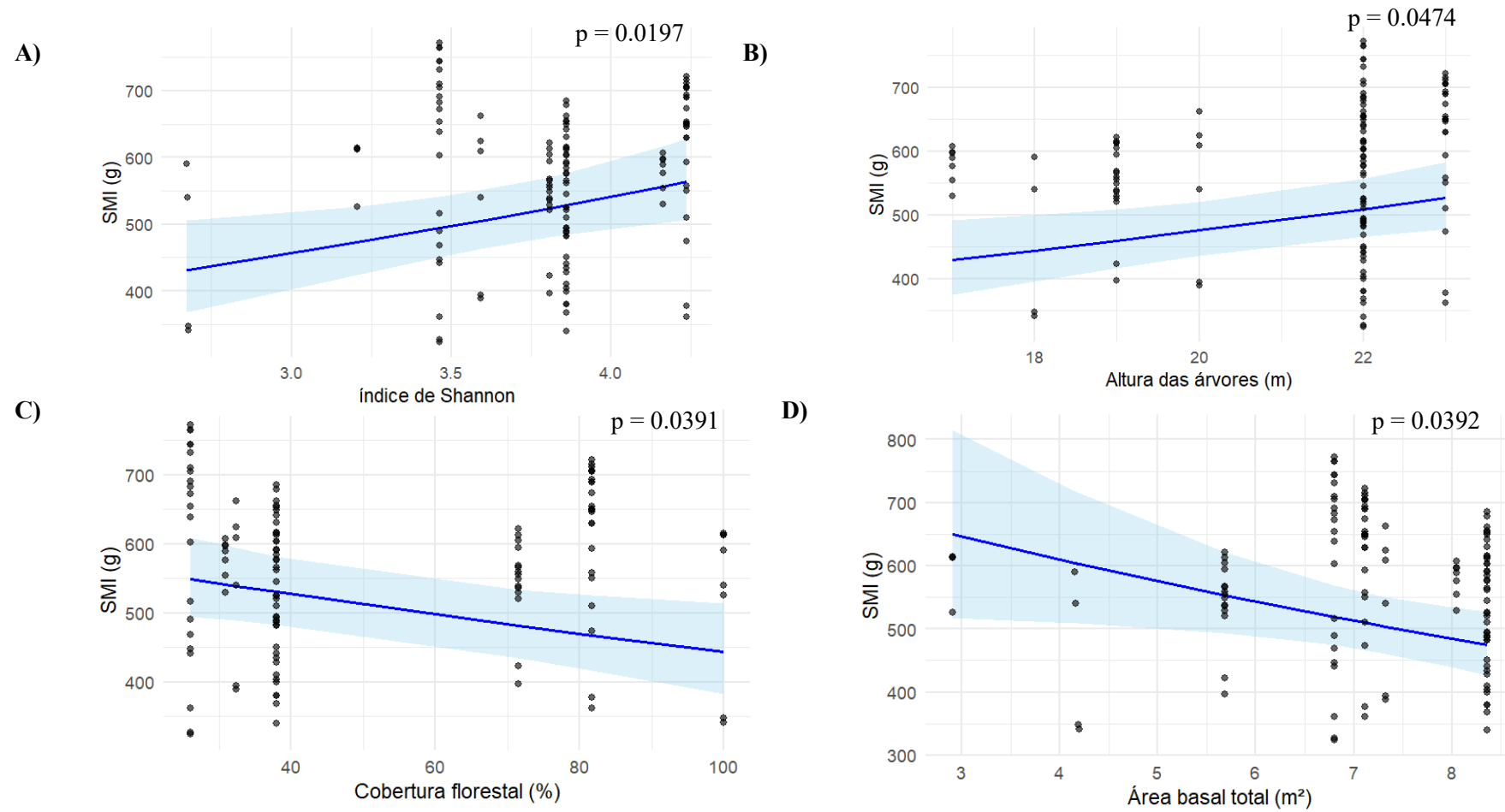


Figura 11. Relações entre os valores de SMI (g) dos MLP e **A)** a diversidade de Shannon das árvores; **B)** a altura mediana das árvores; **C)** a cobertura florestal (%), calculada em um buffer de 10 km; e **D)** a área basal total dos fragmentos. Estimativas e predição segundo GLMMs e faixa de confiança de 95%.

5. DISCUSSÃO

Variações na condição corporal

Os resultados mostraram que a condição corporal dos MLP varia ao longo do desenvolvimento, com indivíduos jovens apresentando valores de SMI menores em relação aos adultos. Esse padrão é esperado, pois indivíduos em crescimento tendem a acumular menos reservas energéticas e a direcionar mais recursos à manutenção e ao desenvolvimento estrutural (PEIG; GREEN, 2009). A ausência de diferenças significativas entre machos e fêmeas é esperada pelo fato de que o gênero *Leontopithecus* apresenta dimorfismo sexual pouco acentuado em tamanho corporal (FORD, 1994).

Da mesma forma, não foram detectadas variações entre as estações seca e chuvosa, aqui consideradas, respectivamente, de abril a setembro e de outubro a março (MORELLATO; CAMARGO; GRESSLER, 2013). Embora fosse esperado um declínio na condição corporal durante a seca, devido à menor disponibilidade de frutos e possível aumento do esforço de forrageamento, os resultados sugerem que os MLP possuem plasticidade comportamental suficiente para manter sua condição mesmo em períodos de recursos limitados.

A ausência de diferenças entre as três regiões amostradas ao longo da bacia do rio Paranapanema também indica que, apesar das variações locais de peso entre populações, não há um padrão geográfico claro de ganho ou perda de massa corporal. Ainda assim, a variação significativa do SMI entre áreas de estudo aponta que fatores ambientais específicos de cada fragmento influenciam a condição corporal das subpopulações. A elevada variabilidade residual observada nos modelos reforça que parte dessa variação pode estar associada a fatores individuais, micro-ambientais ou mesmo estocásticos não inseridos nas análises.

Variações no nível trófico

Em relação ao nível trófico, foram observadas diferenças significativas tanto entre faixas etárias quanto entre regiões. Indivíduos adultos apresentaram valores de $\delta^{15}\text{N}$ mais elevados em comparação aos jovens, o que indica maior ingestão de matéria animal pelos adultos. Esse padrão pode refletir o maior sucesso de forrageamento dos adultos, que dominam técnicas de captura de presas e exploram recursos menos acessíveis aos jovens (FIORE, 2004; RAPAPORT; BROWN, 2008).

As diferenças regionais no $\delta^{15}\text{N}$, com valores mais altos no Médio e Pontal do Paranapanema em relação ao Alto Paranapanema, podem refletir contrastes na produtividade dos fragmentos florestais e na estrutura da vegetação dos fragmentos que os MLP estão ocupando. A região do Médio Paranapanema foi representada apenas por um fragmento (FRC) e teve os maiores valores de $\delta^{15}\text{N}$, que pode ter contrastado com as duas outras regiões por abrigarem mais fragmentos ocupados pelos MLP, incluindo florestas contínuas. O Alto Paranapanema abriga duas áreas que apresentaram os menores valores de $\delta^{15}\text{N}$ (Guareí e PECB), indicando que são locais com alta produtividade de frutos e consumo dos mesmos pelos MLP. Essa observação destaca a importância do fragmento de Guareí, menor e isolado, que se iguala em consumo de frutos ao PECB, uma floresta contínua e de alta preservação.

Além disso, contrariando a expectativa de que florestas contínuas e de alta preservação (PEMD e PECB) forneceriam mais frutos e apresentariam animais em posições tróficas inferiores, observamos que os valores isotópicos de fragmentos menores e mais isolados, como Angatuba, Buri e San Maria, além do já mencionado de Guareí, foram mais baixos do que aqueles registrados no PEMD. Isso evidencia que os MLP são animais que se ajustam bem a ambientes de floresta secundária, coerente com o fato de os calitriquídeos serem primatas generalistas, que se beneficiam da mistura de tipos de floresta por fornecerem maior abundância de invertebrados, exsudatos e frutos de espécies de rápido crescimento (GARBER, 1993; PERES, 1993; RYLANDS, 1996). Desse modo, os resultados reforçam a importância das florestas secundárias e dos fragmentos remanescentes para a espécie.

Também observamos que o nível trófico dos MLP nas duas áreas de floresta contínua inseridas no estudo se mostrou diferente, sendo os valores no PECB (localizado no Alto Paranapanema) menores em relação aos valores no PEMD (Pontal). Essa variação pode estar associada às diferentes fitofisionomias, onde a Floresta Ombrófila (PECB) tende a oferecer um suprimento mais contínuo de frutos ricos em água e carboidratos, fornecendo energia aos animais durante o ano todo, enquanto a Floresta Estacional (PEMD) tem maior sazonalidade, com concentrada produção de frutos no período chuvoso, levando a uma dependência potencialmente maior do consumo de matéria animal no PEMD durante a estação seca para suprir as necessidades energéticas dos animais (MORELLATO;

CAMARGO; GRESSLER, 2013; RIMBACH ET AL, 2014; WORMAN; CHAPMAN, 2005). Essa relação não foi mostrada nos testes de sazonalidade nos valores de $\delta^{15}\text{N}$, que não detectaram diferenças significativas entre os períodos seco e chuvoso, o que pode ter ocorrido pela janela temporal provavelmente longa representada pelo tecido analisado dos MLP, que foi o segmento inteiro dos pelos. O tempo médio de crescimento dos pelos desse primata ainda é desconhecido. Em *Leontopithecus rosalia* mantidos em cativeiro, a muda completa ocorre em cerca de oito meses (COIMBRA-FILHO; MAIA, 1979), o que sugere que as amostras coletadas podem integrar informações alimentares de diferentes períodos sazonais. Apesar dessa limitação, a diferença entre o PECB e o PEMD pode ser uma evidência de que a sazonalidade de recursos é um fator que influencia o nível trófico dos MLP.

Influências da qualidade do habitat

A análise de trajetórias mostrou que a cobertura florestal (em buffer de 1,5 km), a altura mediana das árvores e a área basal total são preditores importantes do nível trófico em MLP. Essas três variáveis estão diretamente associadas à estrutura e à produtividade das florestas tropicais (CLARK; CLARK, 2001; LAURENCE et al., 2011). Observamos que, em áreas com maior cobertura e área basal, os indivíduos apresentaram valores mais baixos de $\delta^{15}\text{N}$, indicando maior consumo de frutos e menor ingestão de matéria animal. Esse padrão confirma que a qualidade estrutural do habitat regula a dieta e a posição trófica dos MLP, que preferencialmente se alimentam de frutos quando disponíveis, corroborando os resultados obtidos por Raskin et al. (2025).

A altura das árvores apresentou efeito semelhante, o que é coerente com o fato de que quando atingem um maior porte ou altura são mais propensas a atingir a maturidade reprodutiva e, após isso, produzir uma maior quantidade de frutos devido ao maior acesso à luz (CLARK; CLARK, 1992). A diversidade de Shannon, por outro lado, não teve efeito significativo sobre o $\delta^{15}\text{N}$. Isso sugere que a mudança da proporção entre consumo de frutos e de matéria animal pelo MLP é primariamente uma resposta à abundância total de frutos e não necessariamente à variedade desse recurso. Portanto, a disponibilidade imediata de frutos nos fragmentos é o fator que mais regula a posição trófica da espécie. Embora uma alta diversidade vegetal seja fundamental para a estabilidade e o balanço nutricional das populações em longo prazo (CHAPMAN, 1990; FELTON et al., 2009; STEVENSON, 2001), o impacto da diversidade da atual dieta desses primatas em sua resiliência permanece incerto.

Embora o nível trófico dos MLP responda fortemente às variações ambientais de cobertura florestal, área basal total e altura das árvores, ele não apresentou efeito direto sobre o SMI. Isso indica que os MLP ajustam sua dieta conforme a disponibilidade de frutos, aumentando o consumo de matéria animal quando necessário, mas sem perda significativa de massa corporal proporcional ao tamanho. Essa resiliência fisiológica já foi observada em outros primatas vivendo em ambientes fragmentados (HANYA, 2004; RIMBACH, 2014) e representa uma estratégia adaptativa relevante para a persistência em paisagens degradadas.

A análise de trajetória indicou também que o SMI foi influenciado pelas quatro variáveis ambientais incluídas, embora com efeitos fracos e baixo poder explicativo (11% da variância). A altura das árvores e a diversidade de Shannon tiveram efeitos positivos, como esperávamos inicialmente, sugerindo que os animais em áreas com árvores mais altas e diversas tenham mais acesso a recursos e possam acumular mais reservas de energia. Já a cobertura florestal (em buffer de 10 km) e a área basal total tiveram efeitos negativos sobre o SMI, contrariando nossas hipóteses iniciais. Em teoria, uma alta cobertura florestal e alta área basal refletem maior biomassa vegetal e alta produtividade de frutos. Contudo, em fragmentos de Mata Atlântica dominados por estágios secundários, essas métricas estruturais são também impulsionadas pelo adensamento de espécies pioneiras, principalmente em bordas (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016; FISHER; LINDENMAYER, 2007; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; RIBEIRO et al., 2009;). Mesmo nas áreas de floresta contínua os MLP usam áreas com certa extensão de borda (Figura 1). A estratégia de vida dessas árvores de crescimento rápido implica a produção de frutos de baixa densidade energética (pobres em lipídios e proteínas) por unidade de massa (CHAZDON, 2003). Assim, o habitat é estruturalmente denso (alta cobertura e área basal), mas funcionalmente pobre em comparação com áreas de vegetação primária. Para que o MLP mantenha suas necessidades energéticas, ele é forçado a aumentar o esforço para consumir um volume maior desses recursos de baixa qualidade (LAMBERT; ROTHMAN, 2015), o que pode levar a um balanço energético negativo e à redução da condição corporal. Essa hipótese ainda se relaciona com a ausência de efeito do nível trófico sobre a condição corporal, pois a causa do declínio do SMI pode ser a baixa qualidade energética dos frutos e não o maior ou menor consumo de matéria animal.

Podemos observar também que os valores de área basal total dos fragmentos de Guareí e Fazenda Rio Claro, que são fragmentos pequenos e isolados, são valores maiores do que os das áreas de floresta contínua. E entre esses dois fragmentos menores é interessante observar que os MLP mantêm valores médios de SMI parecidos, mas em Guareí apresentam um valor de $\delta^{15}\text{N}$ muito menor que o da Fazenda Rio Claro. Sendo assim, os animais aqui mantêm uma massa corporal parecida, mas com consumo proporcionalmente diferente de recursos.

Contudo, a manutenção de uma certa condição corporal não significa o mesmo estado de saúde e ausência de riscos. Em cenários de fragmentação crescente, a dependência de recursos de origem animal pode indicar uma dieta menos ótima, com potenciais impactos a longo prazo sobre reprodução, sobrevivência e dinâmica populacional (ESTRADA et al., 2017; FERNÁNDEZ et al., 2022).

Limitações e considerações metodológicas

Na interpretação dos resultados nos deparamos com limitações acerca do método utilizado para estimar a condição corporal. O SMI, baseado na relação entre massa e comprimento corporal, não permite distinguir entre massa muscular e massa lipídica. Observações de campo durante as capturas sugerem, por exemplo, através do toque, que indivíduos do PECB tinham corpos mais musculosos do que os de Buri. Essas duas áreas tiveram valores de SMI elevados em comparação com todos os outros fragmentos, mas quando olhamos para a qualidade do habitat, o PECB, um parque estadual de alta conservação, este resultado é contrastante, pois Buri é uma área altamente antropizada e com valores menores dos parâmetros de qualidade do habitat. Essa semelhança de valores elevados para o SMI pode mascarar diferenças reais na composição corporal, uma vez que o índice não fornece informação sobre o tipo de tecido predominante.

Em primatas selvagens, esse índice pode refletir uma condição mínima de saúde e reservas energéticas (PEIG; GREEN, 2010), mas a ausência de correlação entre a posição trófica e o SMI não implica ausência de custos fisiológicos. Essa ausência sugere que os MLP conseguem manter um limiar energético essencial à sobrevivência, mesmo diante de variações no nível trófico, possivelmente por meio de ajustes comportamentais ou maior esforço de forrageamento.

Contudo, ainda não é possível interpretar com precisão o que os valores de SMI representam em termos de composição corporal e reservas energéticas para a espécie. Por isso, recomendamos que o índice seja validado a partir de dados diretos de composição

corporal dos MLP. Para estudos futuros seria interessante calcular os diferentes componentes corporais (gordura, massa magra, água) para a espécie, dimensionados em relação à mesma variável de comprimento. Isso forneceria a massa do componente padronizada ou "escalorada", uma medida imparcial da composição que controla as relações de escala e permite a validação de índices de condição corporal calculados usando massa e comprimento (PEIG; GREEN, 2009). Testar a correlação com métodos alternativos, como o escore corporal, também pode ser útil, sendo este um método sem instrumentos para inspeção visual e palpação de tecido magro e adiposo, usando uma escala ordinal com descrições específicas de espécies como referência (ARROYO et al., 2025). Somado a isso, seria interessante explorar as diferenças nutricionais detalhadas dos frutos consumidos em cada área e região, para estabelecer a ligação entre a qualidade do recurso alimentar e o estado fisiológico de cada subpopulação.

Implicações ecológicas e para a conservação

Entre os parâmetros de qualidade do habitat analisados, a altura das árvores destacou-se como fator positivo tanto para o nível trófico quanto para a condição corporal, refletindo a importância estrutural do dossel na oferta de recursos para a espécie no contexto da Mata Atlântica. As variáveis de cobertura florestal e área basal total são amplamente utilizadas para caracterizar a estrutura da floresta e parâmetros-chave da qualidade do habitat que influenciam a diversidade e abundância de primatas (PYRITZ et al. 2010; STEVENSON, 2001). Pelos nossos resultados essas variáveis podem representar tanto a estrutura de alta qualidade esperada quanto o adensamento de florestas secundárias que, apesar de menos maduras, sustentam o MLP com alta produtividade de frutos. Assim, a métrica não diferencia claramente os habitats com recursos de maior qualidade nutricional. Dessa forma, as diferenças nutricionais na dieta e a dependência contínua de recursos em paisagens degradadas pode ter consequências a longo prazo sobre a reprodução, sobrevivência e dinâmica populacional da espécie que ainda requerem maior investigação.

Com nosso estudo reforçamos a relevância de pequenos fragmentos florestais para a conservação dos primatas (BEARD et al., 2025). A proteção de áreas com maior produtividade de frutos e a restauração de habitats degradados são ações essenciais para garantir a viabilidade populacional desses animais no longo prazo. A manutenção de fragmentos de diferentes qualidades é importante, uma vez que o mico-leão-preto demonstra capacidade de adaptação a variados contextos ambientais e que desempenha

papel ecológico fundamental como dispersor de sementes, contribuindo para a regeneração natural de florestas secundárias (BUFALO; GALETTI; CULOT, 2016; PASSOS, 1992; 1999; SILVA, 2022). Assim, proteger e conectar pequenos fragmentos, aumentando sua qualidade e limitando a pressão humana sobre eles, são estratégias indispensáveis para a conservação do mico-leão-preto e, conseqüentemente, para a integridade ecológica da Mata Atlântica.

REFERÊNCIAS

- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L. **Why is a landscape perspective important in studies of primates?** *American Journal of Primatology*, v. 76, n. 10, p. 901-909, 2014.
- ARROYO, J. P. *et al.* **Validation of Body Condition Scoring as a Screening Test for Low Body Condition and Obesity in Common Marmosets (*Callithrix jacchus*).** *American Journal of Primatology*, [S. l.], v. 87, n. 8, p. e70068, 2025. DOI: 10.1002/ajp.70068.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MANDUJANO, S. **Forest Fragmentation Modifies Habitat Quality for *Alouatta palliata*.** *International Journal of Primatology*, [S. l.], v. 27, n. 4, p. 1079–1096, 2006. DOI: 10.1007/s10764-006-9061-0.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; FOLKARD-TAPP, H.; FRASER, A. **Countering the effects of habitat loss, fragmentation, and degradation through habitat restoration.** *One Earth*, [S. l.], v. 3, n. 6, p. 672–676, 2020. DOI: 10.1016/j.oneear.2020.11.016.
- BATES, D. *et al.* **Package ‘lme4’.** *convergence*, v. 12, n. 1, p. 2, 2015.
- BEARD, T. *et al.* **Small patches have high conservation value for primates.** *Biological Conservation*, v. 311, p. 111463, 2025.
- BEN-DAVID, M.; FLAHERTY, E. A. **Stable isotopes in mammalian research: a beginner’s guide.** *Journal of Mammalogy*, [S. l.], v. 93, n. 2, p. 312–328, 2012. DOI: 10.1644/11-MAMM-S-166.1.
- BOYLE, S.A. *et al.* **Implications of habitat fragmentation on the diet of bearded saki monkeys in central Amazonian forest.** *Journal of Mammalogy*, v. 93, n. 4, p. 959-976, 2012.
- BOYLE, S. A. *et al.* **Spatial Ecology of Reddish-Brown Cuxiú Monkeys (*Chiropotes sagulatus*, Pitheciidae) in an Isolated Forest Remnant: Movement Patterns and Edge Effects.** *Diversity*, v. 15, n. 6, p. 731, 2023.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria MMA nº 148, de 7 de junho de 2022. **Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção.** Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, n. 108, p. 110-112, 9 jun. 2022. Disponível em: <://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-148-de-7-de-junho-de-2022-406272733> Acesso em: 10 jan 2025.
- BREZISKI, M. **Ecologia de um grupo de micos-leões-pretos (*Leontopithecus chrysopygus*) em uma floresta submontana.** Dissertação de mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio CLaro, SP, 2024.
- BUFALO, F. S. **Padrões de movimentação de micos-leões pretos (*Leontopithecus chrysopygus*) em um fragmento de Mata Atlântica no interior do estado de São Paulo, Brasil.** Dissertação de mestrado, Universidade Estadual Paulista, 2020.
- BUFALO, F. *et al.* **Route Planning Process by the Endangered Black Lion Tamarin**

in Different Environmental Contexts. American Journal of Primatology, [S. l.], v. 87, n. 1, p. e23702, 2025. DOI: 10.1002/ajp.23702.

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, [S. l.], v. 37, n. 3, p. 333–349, 2016. DOI: 10.1007/s10764-016-9903-3.

CAIAFA, A. N.; MARTINS, F. R. **Taxonomic identification, sampling methods, and minimum size of the tree sampled: implications and perspectives for studies in the Brazilian Atlantic Rainforest.** Functional Ecosystems and Communities, v. 1, n. 2, p. 95-104, 2007.

CAUT, S.; ANGULO, E.; COURCHAMP, F. **Variation in discrimination factors ($\Delta^{15}\text{N}$ and $\Delta^{13}\text{C}$): the effect of diet isotopic values and applications for diet reconstruction.** Journal of Applied Ecology, v. 46, n. 2, p. 443-453, 2009.

CHAPMAN, C. A. **Ecological constraints on group size in three species of neotropical primates.** Folia primatologica, v. 55, n. 1, p. 1-9, 1990.

CHAPMAN, C. A. *et al.* **Estimators of Fruit Abundance of Tropical Trees.** Biotropica, [S. l.], v. 24, n. 4, p. 527, 1992. DOI: 10.2307/2389015.

CHAZDON, R. L. **Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances.** Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, v. 6, n. 1–2, p. 51–71, 2003.

CHAZDON, R. L., & GUARIGUATA, M. R. **Regeneration in secondary forests: A landscape perspective.** In: Chazdon, R. L. (Ed.). Tropical Forest Restoration. Island Press. 2016.

CIIAGRO. Estações Meteorológicas: Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas. São Paulo: Instituto Agrônômico (IAC), 2024. Disponível em: [Insira o link da plataforma de dados do CIIAGRO]. Acesso em: 16 out. 2025.

CLARK, D. A.; CLARK, D. B. **Getting to the canopy: tree height growth in a neotropical rain forest.** Ecology, v. 82, n. 5, p. 1460-1472, 2001.

CLARK, D. A.; CLARK, D. B. **Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest.** Ecological monographs, v. 62, n. 3, p. 315-344, 1992.

COIMBRA-FILHO, A.F.; MITTERMEIER, R. A. **Distribution and ecology of the genus *Leontopithecus* Lesson, 1840 in Brazil.** Primates, v. 14, p. 47-66, 1973.

COIMBRA-FILHO, A. F.; MAIA, A. de A. **O processo da muda dos pêlos em *Leontopithecus r. rosalia* (Linnaeus, 1766)(Callitrichidae, Primates).** Revista Brasileira de Biologia, v. 39, n. 1, p. 83-93, 1979.

COPLEN, T. B. **Guidelines and recommended terms for expression of stable-isotope-ratio and gas-ratio measurement results.** Rapid communications in mass spectrometry, v. 25, n. 17, p. 2538-2560, 2011.

COWLISHAW, G. & DUNBAR, R. **Primate conservation biology.** University of Chicago Press: Chicago, 2000. 498 pp. ISBN 0-226-11637-9. Cambridge University Press, p. 369-371.

CROWLEY, B. E. *et al.* **Advances in primate stable isotope ecology—Achievements and future prospects.** American journal of primatology, v. 78, n. 10, p. 995-1003, 2016.

CULOT, L. *et al.* **New records, reconfirmed sites and proposals for the conservation of black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*) in the middle and upper Paranapanema.** Neotropical Primates, [S. l.], v. 22, n. 1, p. 32–39, 2015. DOI: 10.62015/np.2015.v22.150.

DE CARVALHO, C. T.; DE CARVALHO, C. F. **A Organização Social dos saús-pretos, (*Leontopithecus chrysopygus* Mikan), na reserva em Teodoro Sampaio, São Paulo (Primates Callithricidae).** Revista Brasileira de Zoologia 6: 707–717. 1989.

DEMETRIUS, L.; ZIEHE, M. **Darwinian fitness.** Theoretical population biology, v. 72, n. 3, p. 323-345, 2007.

DEVICTOR, V.; JULLIARD, R.; JIGUET, F. **Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation.** Oikos, v. 117, n. 4, p. 507-514, 2008.

DOS SANTOS, A. V. P. *et al.* **Hematological evaluation of free-living golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) from an Urban Atlantic Forest.** Journal of Medical Primatology, v. 48, n. 2, p. 106–113, 2019.

ESTRADA, A. *et al.* **Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter.** Science Advances, [S. l.], v. 3, n. 1, p. e1600946, 2017. DOI: 10.1126/sciadv.1600946.

FAHRIG, L. **Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity.** Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, [S. l.], v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.

FELTON, A. M. *et al.* **Nutritional ecology of Ateles chamek in lowland Bolivia: how macronutrient balancing influences food choices.** International Journal of Primatology, v. 30, n. 5, p. 675-696, 2009.

FERNÁNDEZ, D. *et al.* **The current status of the world's primates: Mapping threats to understand priorities for primate conservation.** International Journal of Primatology, v. 43, n. 1, p. 15-39, 2022.

FIORE, A. D. **Diet and feeding ecology of woolly monkeys in a western Amazonian rain forest.** International Journal of Primatology, v. 25, n. 4, p. 767-801, 2004.

FISHER, J.; LINDENMAYER, D. B. **Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis.** Global Ecology and Biogeography, v. 16, n. 3, p. 265–280, 2007.

FORD, S. M. **Evolution of sexual dimorphism in body weight in platyrrhines.** American Journal of Primatology, [S. l.], v. 34, n. 2, p. 221–244, 1994. DOI: 10.1002/ajp.1350340211.

FORERO-SÁNCHEZ, F. *et al.* **Securing black lion tamarin populations: improving habitat-based inputs and risks for population viability analysis to inform management decisions.** Frontiers in Conservation Science, [S. l.], v. 5, p. 1423321, 2025. DOI: 10.3389/fcsc.2024.1423321.

- FRANKHAM, R. **Stress and adaptation in conservation genetics**. Journal of evolutionary biology, v. 18, n. 4, p. 750-755, 2005.
- GARBER, P. A. **Seasonal patterns of diet and ranging in two species of tamarin monkeys: stability versus variability**. International Journal of Primatology, v. 14, n. 1, p. 145-166, 1993.
- GARBINO, G. S. T.; REZENDE, G. C.; VALLADARES-PADUA, C. **Pelage Variation and Distribution of the Black Lion Tamarin, *Leontopithecus chrysopygus***. Folia Primatologica, [S. l.], v. 87, n. 4, p. 244–261, 2016. DOI: 10.1159/000450998.
- GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. **Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics**. Forest ecology and management, 148(1-3), 185-206, 2001.
- HALL, L. S.; KRAUSMAN, P. R.; MORRISON, M. L. **The habitat concept and a plea for standard terminology**. Wildlife society bulletin, p. 173-182, 1997.
- HANSKI, I.; OVASKAINEN, O. **The metapopulation capacity of a fragmented landscape**. Nature, [S. l.], v. 404, n. 6779, p. 755–758, 2000. DOI: 10.1038/35008063.
- HANYA, G. **Seasonal variations in the activity budget of Japanese macaques in the coniferous forest of Yakushima: effects of food and temperature**. American Journal of Primatology: Official Journal of the American Society of Primatologists, v. 63, n. 3, p. 165-177, 2004.
- HICKMOTT, A. J. *et al.* **A Test of Foraging Models Using Dietary Diversity Indices for the Lomako Forest Bonobos**. Folia Primatologica, v. 92, n. 4, p. 211-226, 2021.
- HILTY, J.A.; KEELEY, A. T. H.; MERENLENDER, A. M. **Corridor Ecology**, Second Edition. Island press, 2012.
- HOLOPAINEN, S. *et al.* **Forest habitat loss and human land use alter predation of artificial ground nests**. Forest Ecology and Management, v. 561, p. 121858, 2024.
- INSTITUTO FLORESTAL (São Paulo). Unidades de Conservação: Parque Estadual Morro do Diabo. São Paulo, 2008. Disponível em: < <https://fflorestal.sp.gov.br/>>. Acesso em: 16 out. 2024.
- INSTITUTO FLORESTAL (São Paulo). Unidades de Conservação: Parque Estadual Carlos Botelho. São Paulo, 2011. Disponível em: < <https://fflorestal.sp.gov.br/>>. Acesso em: 16 out. 2024.
- JAKOB, E. M.; MARSHALL, S. D.; UETZ, G. W. **Estimating fitness: a comparison of body condition indices**. Oikos, p. 61-67, 1996.
- JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. **Are Ecologists Conducting Research at the Optimal Scale?** Global Ecology and Biogeography 24: 52–63, 2015.
- JOHNSON, M. D. **Measuring Habitat Quality: A Review**. The Condor, [S. l.], v. 109, n. 3, p. 489–504, 2007. DOI: 10.1093/condor/109.3.489.

KAISIN, O. *et al.* **Lower Habitat Quality Increases Physiological Stress in an Endangered Neotropical Primate.** *Animal Conservation*, [S. l.], p. acv.70003, 2025. DOI: 10.1111/acv.70003.

KEUROGLIAN, A. **Observations on the behavioral ecology of the black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*) at Caetetus Reserve, São Paulo, Brazil.** 1990. (Mestrado em Manejo da Fauna). West Virginia University, West Virginia, USA.
KEYGHOBADI, Nusha. The genetic implications of habitat fragmentation for animals. *Canadian Journal of Zoology*, v. 85, n. 10, p. 1049-1064, 2007.

KOTIAHO, J. S. **Estimating fitness: comparison of body condition indices revisited.** *Oikos*, v. 87, n. 2, p. 399, 1999.

LAMBERT, J. E.; ROTHMAN, J. M. **Fallback foods, optimal diets, and nutritional targets: Primate responses to varying food availability and quality.** *Annual review of anthropology*, 2015.

LAURANCE, W. F. *et al.* **Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation.** *Conservation Biology*, [S. l.], v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x.

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

LAYMAN, C. A. *et al.* **Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure?.** *Ecology*, v. 88, n. 1, p. 42-48, 2007.

LEFCHECK, J. S. **PIECEWISESEM : Piecewise structural equation modelling in R for ecology, evolution, and systematics.** *Methods in Ecology and Evolution*, v. 7, n. 5, p. 573–579, 2016. DOI: 10.1111/2041-210X.12512.

LIMA, F. S. *et al.* **On the occurrence of the black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*) in Buri, São Paulo, Brazil.** *Neotropical Primates*, v. 11, n. 2, p. 76-77, 2003.

MAMEDE-COSTA, A. C.; GODOI, S. **Consumption of *Syagrus romanzoffiana* (Arecaceae) fruits, by black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*) in south-eastern Brazil.** 1998.

MAPBIOMAS. **Mapeamento da Cobertura e Uso da Terra da Mata Atlântica: Coleção 7.1 (1985-2022).** [Acesso por URL da Coleção/Plataforma]. Disponível em: <http://mapbiomas.org/>. Acesso em: 10 mar 2025.

MEDICI, E. P. *et al.* **Translocation as a Metapopulation Management Tool for the Black Lion Tamarin, *Leontopithecus chrysopygus*.** [S. l.], v. 19, p. 23–31, 2003.

MORELLATO, L. P. C.; CAMARGO, M. G. G.; GRESSLER, E. **A Review of Plant Phenology in South and Central America.** *Em: SCHWARTZ, Mark D. (org.). Phenology: An Integrative Environmental Science.* Dordrecht: Springer Netherlands, 2013. p. 91–113. DOI: 10.1007/978-94-007-6925-0_6. Disponível em: https://link.springer.com/10.1007/978-94-007-6925-0_6. Acesso em: 2 dez. 2024.

- MORTELLITI, A.; AMORI, G.; BOITANI, L. **The role of habitat quality in fragmented landscapes: a conceptual overview and prospectus for future research.** *Oecologia, [S. l.]*, v. 163, n. 2, p. 535–547, 2010. DOI: 10.1007/s00442-010-1623-3.
- NAKAGAWA, S.; SCHIELZETH, H. **A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models.** *Methods in ecology and evolution*, v. 4, n. 2, p. 133-142, 2013.
- NEWSOME, S. D. *et al.* **A niche for isotopic ecology.** *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 5, n. 8, p. 429-436, 2007.
- NIEBUHR, B. BS *et al.* **Survival in patchy landscapes: the interplay between dispersal, habitat loss and fragmentation.** *Scientific reports*, v. 5, n. 1, p. 11898, 2015.
- PASSOS, F. C. **Hábito alimentar de mico-leão-preto *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan, 1823) (Callitrichidae, Primates) na Estação Ecológica dos Caetetus, município de Gália, SP. (Mestrado em Ecologia).** Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1992.
- PASSOS, F C. **Dieta de um grupo de mico-leão-preto, *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan) (Mammalia, Callitrichidae), na Estação Ecológica dos Caetetus, São Paulo.** *Revista Brasileira de Zoologia, [S. l.]*, v. 16, n. suppl 1, p. 269–278, 1999. DOI: 10.1590/S0101-81751999000500019.
- PERES, C. A. **Diet and feeding ecology of saddle-back (*Saguinus fuscicollis*) and moustached (*S. mystax*) tamarins in an Amazonian terra firme forest.** *Journal of Zoology*, v. 230, n. 4, p. 567-592, 1993.
- PEIG, J.; GREEN, A. J. **New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method.** *Oikos, [S. l.]*, v. 118, n. 12, p. 1883–1891, 2009. DOI: 10.1111/j.1600-0706, 2009.
- PEIG, J.; GREEN, A. J. **The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length.** *Functional Ecology, [S. l.]*, v. 24, n. 6, p. 1323–1332, 2010. DOI: 10.1111/j.1365-2435, 2010.
- PINTO, S. RR *et al.* **Landscape attributes drive complex spatial microclimate configuration of Brazilian Atlantic forest fragments.** *Tropical Conservation Science*, v. 3, n. 4, p. 389-402, 2010.
- POST, D. M. **Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions.** *Ecology*, v. 83, n. 3, p. 703-718, 2002.
- PRIDE, R. E. **High Faecal Glucocorticoid Levels Predict Mortality in Ring-Tailed Lemurs (*Lemur catta*).** *Biology Letters* 1: 60–63, 2005.
- PYRITZ, L. W. *et al.* **Effects of habitat structure and fragmentation on diversity and abundance of primates in tropical deciduous forests in Bolivia.** *International journal of primatology*, v. 31, n. 5, p. 796-812, 2010.
- RAPAPORT, L. G.; BROWN, G. R. **Social influences on foraging behavior in young nonhuman primates: learning what, where, and how to eat.** *Evolutionary*

Anthropology: Issues, News, and Reviews: Issues, News, and Reviews, v. 17, n. 4, p. 189-201, 2008.

RASKIN, A. *et al.* **Stable Isotopes Analysis of Black Lion Tamarins Reveals Increasing Arthropod Consumption When Fruit Productivity Decreases in Forest Fragments.** American Journal of Primatology, [S. l.], p. e23698, 2025. DOI: 10.1002/ajp.23698.

RAKOTONIAINA, J. H. *et al.* **Hair Cortisol Concentrations Correlate Negatively With Survival in a Wild Primate Population.** BMC Ecology 17: 30, 2017.

REZENDE, G., *et al.* **The IUCN Red List of Threatened Species 2020:** e.T11505A17935400.] DOI: 10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T11505A17935400.en. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/species/11505/17935400>. Acesso em: 14 ago. 2024.

REZENDE, G.; SOBRAL-SOUZA, T.; CULOT, L. **Integrating Climate and Landscape Models to Prioritize Areas and Conservation Strategies for an Endangered Arboreal Primate.** American Journal of Primatology 82: e23202, 2020.

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, 142(6), 1141–1153, 2009.

RIMBACH, R. *et al.* **Behavioral and physiological responses to fruit availability of spider monkeys ranging in a small forest fragment.** American journal of primatology, v. 76, n. 11, p. 1049-1061, 2014.

RODRIGUES, S. B. M.; GAGETTI, B. L.; PIRATELLI, A. J. **First record of *Leontopithecus chrysopygus* (Primates: Callitrichidae) in Carlos botelho state park, São Miguel Arcanjo, São Paulo, Brazil.** Mammalia, v. 80, n. 1, p. 121-124, 2016.

ROSS, J. G. B. *et al.* **A fat chance of survival:** body condition provides life-history dependent buffering of environmental change in a wild mammal population. Climate Change Ecology, v. 2, p. 100022, 2021.

RYLANDS, A. B.; DE FARIA, D. S. **Habitats, feeding ecology, and home range size in the genus *Callithrix*.** Marmosets and Tamarins, p. 262-272, 1993.

RYLANDS, A. B. **Habitat and the evolution of social and reproductive behavior in *Callitrichidae*.** American Journal of Primatology, v. 38, n. 1, p. 5-18, 1996.

SILVA, A. S.de A. e. **Efetividade do mico-leão-preto *Leontopithecus chrysopygus* como dispersor de sementes e seu papel na regeneração florestal.** Tese (doutorado). Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências. Rio Claro, 2022.

SHIPLEY, B. Confirmatory path analysis in a generalized multilevel context. **Ecology**, [S. l.], v. 90, n. 2, p. 363–368, 2009. DOI: 10.1890/08-1034.1.

SOARES, C. P. B.; DE PAULA NETO, F.; DE SOUZA, A. L. **Dendrometria e inventário florestal.** Universidade Federal de Viçosa, 2006.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). **Atlas da Mata Atlântica: 2023-2024.** São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2023.

Disponível em: <<https://sosma.org.br/iniciativas/atlas-da-mata-atlantica>>. Acesso em: 16 out. 2024.

STEVENSON, P. R. **The relationship between fruit production and primate abundance in Neotropical communities.** Biological Journal of the Linnean Society, v. 72, n. 1, p. 161-178, 2001.

STEVENSON, R. D.; WOODS JR, W. A. **Condition indices for conservation: new uses for evolving tools.** Integrative and comparative biology, v. 46, n. 6, p. 1169-1190, 2006.

STONE, A. I.; RUIVO, L.V. P. **Synchronization of weaning time with peak fruit availability in squirrel monkeys (*Saimiri collinsi*) living in Amazonian Brazil.** American Journal of Primatology, [S. l.], v. 82, n. 7, 2020. DOI: 10.1002/ajp.23139. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ajp.23139>. Acesso em: 18 jul. 2025.

SVERDRUP-THYGESON, A. *et al.* **Habitat connectivity affects specialist species richness more than generalists in veteran trees.** Forest Ecology and Management, v. 403, p. 96-102, 2017.

TROISI, C. A. **Intergroup Food Transfers in Wild Golden Lion Tamarins (*Leontopithecus rosalia*).** Primates 62: 223–231, 2021.

VALLADARES-PADUA, C. B. **The ecology, behavior and conservation of the black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus* Mikan, 1823).** 1993. Tese de doutorado - University of Florida, [S. l.], 1993.

VANCINE, M. H. *et al.* **The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation.** Biological Conservation, [S. l.], v. 291, p. 110499, 2024. DOI: 10.1016/j.biocon.2024.110499.

WORMAN, C. O; CHAPMAN, C. A. **Seasonal variation in the quality of a tropical ripe fruit and the response of three frugivores.** Journal of tropical ecology, v. 21, n. 6, p. 689-697, 2005.

WORMAN, C. O.; CHAPMAN, C. A. **Densities of two frugivorous primates with respect to forest and fragment tree species composition and fruit availability.** International Journal of Primatology, v. 27, n. 1, p. 203-225, 2006.

ANEXO A – Dados brutos

Tabela A.1 - Informações de coleta (região, área de estudo, data, estação do ano), características individuais (sexo, faixa etária), valores de SMI e de $\delta^{15}\text{N}$ capilar corrigidos das amostras de pelos dos micos-leões-pretos.

Região	Área	ID	Faixa Etária	Sexo	Data	Estação	$\delta^{15}\text{N}$	SMI
Alto	ANG	ASF_01	jovem	M	26/05/2021	seca	4,87	393,9161
Alto	ANG	ASF_02	adulto	M	26/05/2021	seca	4,33	539,8755
Alto	ANG	ASF_03	adulto	M	26/05/2021	seca	5,12	662,1488
Alto	ANG	ASF_04	adulto	F	26/05/2021	seca	4,66	608,6235
Alto	ANG	ASF_05	jovem	M	26/05/2021	seca	4,24	388,7575
Alto	ANG	ASF_06	adulto	M	26/05/2021	seca	5,62	623,6521
Alto	BGR	BGE_01	adulto	F	31/01/2023	chuvosa	6,08	772,0718
Alto	BGR	BGE_02	jovem	F	31/01/2023	chuvosa	6,03	671,9676
Alto	BGR	BGE_02	jovem	F	03/09/2023	seca	4,23	468,6894
Alto	BGR	BGE_03	adulto	M	31/01/2023	chuvosa	5,96	653,522
Alto	BGR	BGE_03	adulto	M	03/09/2023	seca	4,94	705,0152
Alto	BGR	BGE_04	jovem	F	31/01/2023	chuvosa	5,79	764,2712
Alto	BGR	BGE_04	jovem	F	03/09/2023	seca	3,96	446,885
Alto	BGR	BGE_05	adulto	M	31/01/2023	chuvosa	5,78	682,0395
Alto	BGR	BGE_05	adulto	M	03/09/2023	seca	5,59	638,505
Alto	BGR	BGE_07	jovem	M	31/01/2023	chuvosa	6,22	441,2923
Alto	BGR	BGE_08	jovem	M	24/05/2021	seca	5,24	323,5863
Alto	BGR	BGE_09	adulto	M	24/05/2021	seca	5,12	710,0025
Alto	BGR	BGE_10	adulto	M	24/05/2021	seca	5,29	690,7157
Alto	BGR	BGE_11	jovem	M	24/05/2021	seca	5,24	361,2855
Alto	BGR	BGE_12	adulto	F	24/05/2021	seca	4,88	731,5203
Alto	BGR	BGR_01	jovem	M	27/02/2023	chuvosa	5,71	515,7747
Alto	BGR	BGR_01	jovem	M	16/08/2023	seca	4,54	489,7335
Alto	BGR	BGR_04	jovem	M	27/02/2023	chuvosa	4,9	327,1803
Alto	BGR	BGR_04	adulto	M	16/08/2023	seca	5,44	743,7255
Alto	BGR	BGR_05	adulto	F	27/02/2023	chuvosa	5,63	743,7255
Alto	BGR	BGR_05	adulto	F	16/08/2023	seca	5,55	764,2712
Alto	BGR	BGT_01	adulto	M	12/06/2021	seca	5,16	602,2552
Alto	GUA	GUA1_02	adulto	M	17/11/2022	chuvosa	0,83	614,599
Alto	GUA	GUA1_02	adulto	M	19/03/2023	chuvosa	1,13	654,8347
Alto	GUA	GUA1_02	adulto	M	28/07/2023	seca	2,65	649,2097
Alto	GUA	GUA1_02	adulto	M	24/10/2023	chuvosa	2,23	653,0512
Alto	GUA	GUA1_03	jovem	F	17/11/2022	chuvosa	1,48	339,3871

Alto	GUA	GUA1_03	adulto	F	28/07/2023	seca	1,7	494,4982
Alto	GUA	GUA1_03	adulto	F	24/10/2023	chuvosa	1,14	630,5474
Alto	GUA	GUA1_04	jovem	M	17/11/2022	chuvosa	0,83	434,0095
Alto	GUA	GUA1_04	adulto	M	19/03/2023	chuvosa	0,45	520,5059
Alto	GUA	GUA1_04	adulto	M	28/07/2023	seca	1,53	603,5343
Alto	GUA	GUA1_04	adulto	M	24/10/2023	chuvosa	1,45	611,9639
Alto	GUA	GUA1_05	adulto	M	17/11/2022	chuvosa	2,36	524,4218
Alto	GUA	GUA1_05	adulto	M	19/03/2023	chuvosa	1,79	615,5968
Alto	GUA	GUA1_05	adulto	M	28/07/2023	seca	2,84	592,1199
Alto	GUA	GUA1_05	adulto	M	24/10/2023	chuvosa	2,14	576,864
Alto	GUA	GUA1_06	jovem	F	19/03/2023	chuvosa	1,52	399,3375
Alto	GUA	GUA1_06	jovem	F	28/07/2023	seca	0,97	428,3416
Alto	GUA	GUA1_06	jovem	F	24/10/2023	chuvosa	0,89	481,7874
Alto	GUA	GUA1_07	jovem	F	19/03/2023	chuvosa	1,4	367,6915
Alto	GUA	GUA1_07	jovem	F	28/07/2023	seca	1,18	409,8879
Alto	GUA	GUA1_07	jovem	F	24/10/2023	chuvosa	0,92	486,4723
Alto	GUA	GUA2_02	adulto	F	09/01/2023	chuvosa	1,85	575,516
Alto	GUA	GUA2_02	adulto	F	28/03/2023	chuvosa	1,48	584,1344
Alto	GUA	GUA2_02	adulto	F	09/08/2023	seca	1,48	564,9825
Alto	GUA	GUA2_03	adulto	M	09/01/2023	chuvosa	2,55	685,1499
Alto	GUA	GUA2_04	adulto	M	09/01/2023	chuvosa	1,64	493,0418
Alto	GUA	GUA2_05	jovem	M	28/03/2023	chuvosa	0,78	379,377
Alto	GUA	GUA2_05	jovem	M	09/08/2023	seca	0,84	403,6876
Alto	GUA	GUA2_06	jovem	M	09/01/2023	chuvosa	1,04	489,3384
Alto	GUA	GUA2_06	jovem	M	28/03/2023	chuvosa	0,32	525,348
Alto	GUA	GUA2_06	adulto	M	09/08/2023	seca	1,57	544,9916
Alto	GUA	GUA2_07	adulto	M	28/03/2023	chuvosa	2,9	678,7743
Alto	GUA	GUA3_01	adulto	M	26/03/2023	chuvosa	2,18	661,5195
Alto	GUA	GUA3_01	adulto	M	23/08/2023	seca	2,26	590,2789
Alto	GUA	GUA3_02	jovem	M	26/03/2023	chuvosa	0,64	510,1588
Alto	GUA	GUA3_02	adulto	M	23/08/2023	seca	1,1	561,0471
Alto	GUA	GUA3_03	jovem	F	26/03/2023	chuvosa	1,8	379,377
Alto	GUA	GUA3_03	jovem	F	23/08/2023	seca	1,02	440,7615
Alto	GUA	GUA3_04	adulto	M	26/03/2023	chuvosa	1,91	602,8962
Alto	GUA	GUA3_05	jovem	F	26/03/2023	chuvosa	1,29	450,0996
Alto	GUA	GUA3_05	adulto	F	23/08/2023	seca	0,83	482,4537
Alto	GUA	GUA3_06	adulto	F	23/08/2023	seca	1,99	641,3392
Alto	PECB	PCB_01	jovem	F	09/03/2023	chuvosa	3,536	650,1594
Alto	PECB	PCB_01	adulto	F	05/04/2023	seca	3,234	650,1594
Alto	PECB	PCB_01	adulto	F	14/09/2023	seca	3,334	628,8593

Alto	PECB	PCB_01	adulto	F	22/11/2023	chuvosa	3,519	628,8593
Alto	PECB	PCB_01	adulto	F	12/06/2024	seca	3,013	557,8591
Alto	PECB	PCB_02	jovem	M	09/03/2023	chuvosa	3,992	377,003
Alto	PECB	PCB_02	jovem	M	05/04/2023	seca	4,035	361,1645
Alto	PECB	PCB_02	jovem	M	14/09/2023	seca	2,262	473,9467
Alto	PECB	PCB_02	adulto	M	22/11/2023	chuvosa	2,257	510,1588
Alto	PECB	PCB_02	adulto	M	12/06/2024	seca	1,661	592,4334
Alto	PECB	PCB_03	adulto	F	05/04/2023	seca	7,946	710,92
Alto	PECB	PCB_03	adulto	F	14/09/2023	seca	2,91	689,377
Alto	PECB	PCB_03	adulto	F	22/11/2023	chuvosa	3,078	721,6915
Alto	PECB	PCB_03	adulto	F	12/06/2024	seca	3,319	689,377
Alto	PECB	PCB_03	adulto	F	18/10/2024	chuvosa	2,866	705,5343
Alto	PECB	PCB_04	adulto	M	05/04/2023	seca	3,204	715,5711
Alto	PECB	PCB_04	adulto	M	14/09/2023	seca	2,783	653,4376
Alto	PECB	PCB_04	adulto	M	22/11/2023	chuvosa	2,742	704,18
Alto	PECB	PCB_04	adulto	M	12/06/2024	seca	3,192	648,2598
Alto	PECB	PCB_04	adulto	M	18/10/2024	chuvosa	3,158	549,8817
Alto	PECB	PCB_05	adulto	F	05/04/2023	seca	2,912	693,4594
Alto	PECB	PCB_05	adulto	F	22/11/2023	chuvosa	3,054	703,9664
Alto	PECB	PCB_05	adulto	F	12/06/2024	seca	2,691	673,4962
Alto	PECB	PCB_05	adulto	F	18/10/2024	chuvosa	2,695	646,1781
Médio	FRC	FRC1	adulto	F	16/04/2025	seca	9,382	606,6888
Médio	FRC	FRC2	jovem	F	16/04/2025	seca	8,499	529,2897
Médio	FRC	FRC5	adulto	F	16/04/2025	seca	9,271	576,2122
Médio	FRC	FRC6	adulto	M	16/04/2025	seca	9,508	588,6687
Médio	FRC	FRC7	jovem	F	16/04/2025	seca	8,309	554,308
Médio	FRC	FRC8	adulto	F	16/04/2025	seca	8,838	596,4059
Médio	FRC	FRC9	adulto	M	16/04/2025	seca	9,464	597,4273
Pontal	PBC	PB_01	adulto	M	24/09/2020	seca	10,96	589,9546
Pontal	PBC	PB_02	adulto	F	24/09/2020	seca	11,4	539,5974
Pontal	PBC	PB_04	jovem	F	24/09/2020	seca	10,63	347,8043
Pontal	PBC	PB_05	jovem	F	24/09/2020	seca	10,59	340,9047
Pontal	PEMD	PMD3_01	adulto	F	17/11/2021	chuvosa	4,73	555,0778
Pontal	PEMD	PMD4_01	adulto	F	02/12/2022	chuvosa	6,25	558,5998
Pontal	PEMD	PMD4_02	jovem	M	02/12/2022	chuvosa	6,01	549,1427
Pontal	PEMD	PMD4_05	adulto	M	28/03/2023	chuvosa	6,74	621,5621
Pontal	PEMD	PMD4_06	adulto	M	28/03/2023	chuvosa	6,42	612,2851
Pontal	PEMD	PMD5_01	jovem	F	18/05/2023	seca	6,09	520,5422
Pontal	PEMD	PMD5_03	adulto	F	18/05/2023	seca	6,23	604,3867
Pontal	PEMD	PMD5_04	adulto	M	18/05/2023	seca	6,29	593,731

Pontal	PEMD	PMD5_06	adulto	M	18/05/2023	seca	6,24	538,0687
Pontal	PEMD	PMD4_07	jovem	M	21/05/2024	seca	4,32	422,3267
Pontal	PEMD	PMD6_01	adulto	F	13/09/2024	seca	7,08	528,7916
Pontal	PEMD	PMD6_02	jovem	M	13/09/2024	seca	6,15	396,6471
Pontal	PEMD	PMD6_03	adulto	M	13/09/2024	seca	6,85	567,7572
Pontal	PEMD	PMD6_04	adulto	F	13/09/2024	seca	6,79	535,9552
Pontal	PEMD	MDSP_06	adulto	M	27/10/2020	chuvosa	8,86	565,2016
Pontal	SMA	SMA_01	adulto	F	31/05/2022	seca	5,83	612,2107
Pontal	SMA	SMA_02	adulto	F	31/05/2022	seca	5,81	525,4728
Pontal	SMA	SMA_03	adulto	M	31/05/2022	seca	5,61	614,4957
Pontal	SMA	SMA_10	jovem	F	13/04/2021	seca	6,49	612,2851

Nota: ANG = Angatuba; BGR = Buri; GUA = Guareí; PECB = Parque Estadual Carlos Botelho; FRC = Fazenda Rio Claro; PBC = Ponte Branca; PEMD = Parque Estadual Morro do Diabo; SMA = San Maria.

Tabela A.2 - Abundância, densidade e DAP médio ($\pm$ DP) das árvores, estimados por meio da caracterização da vegetação utilizando parcelas botânicas nos oito locais de estudo em São Paulo, Brasil.

Área	<i>N</i> indivíduos	<i>N</i> espécies	<i>N</i> famílias	Densidade (ind/ha)	DAP (cm) $\pm$ DP
PEMD	266	78	26	1266	13.11 $\pm$ 10.2
Ponte Branca	280	48	21	1473	10.85 $\pm$ 8.1
San Maria	315	50	22	1575	9.49 $\pm$ 5.3
Fazenda Rio Claro	299	95	35	1495	13.35 $\pm$ 12
Guareí	312	83	27	1585	13.83 $\pm$ 8.4
Angatuba	440	81	31	2210	12.49 $\pm$ 7.5
Buri	282	62	23	1415	13.82 $\pm$ 10.7
PECB	430	118	38	2048	12.15 $\pm$ 7.9

Nota: foram consideradas árvores grandes aquelas com DAP > 20 cm.

ANEXO B - Análise e seleção da escala espacial para a variável cobertura florestal

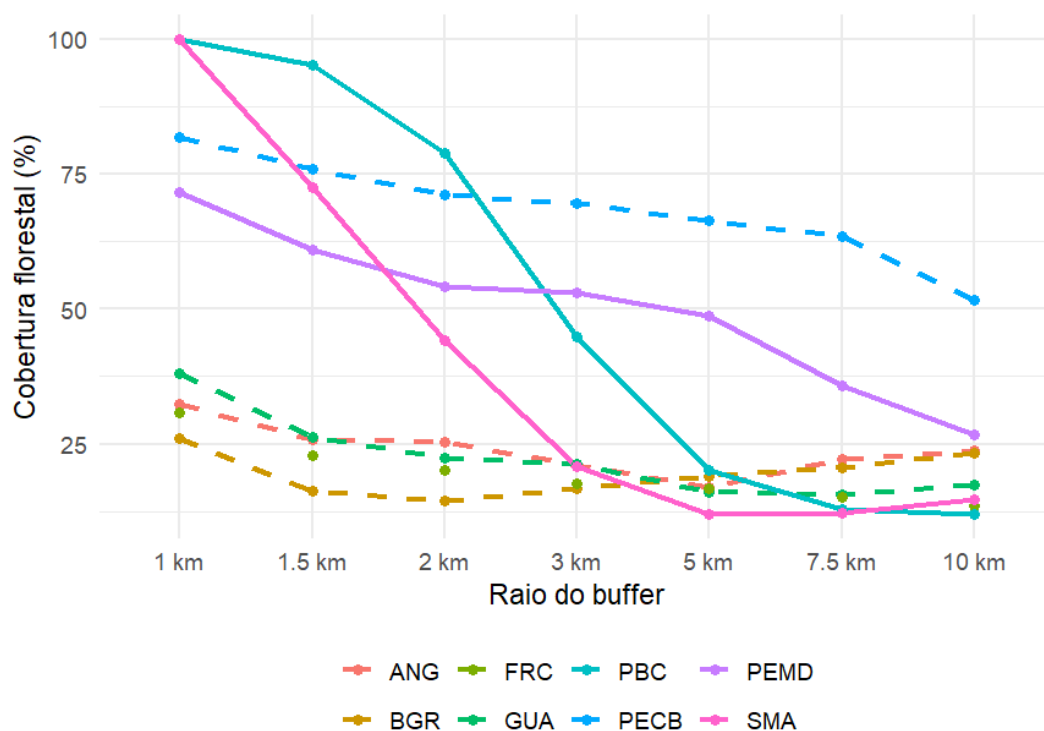


Figura B.1 - Cobertura florestal calculada para cada local de estudo em buffers com diferentes raios. As linhas contínuas representam os locais na região do Pontal do Paranapanema, as linhas tracejadas representam a região do Alto Paranapanema e apenas pontos representam o local do Médio Paranapanema.

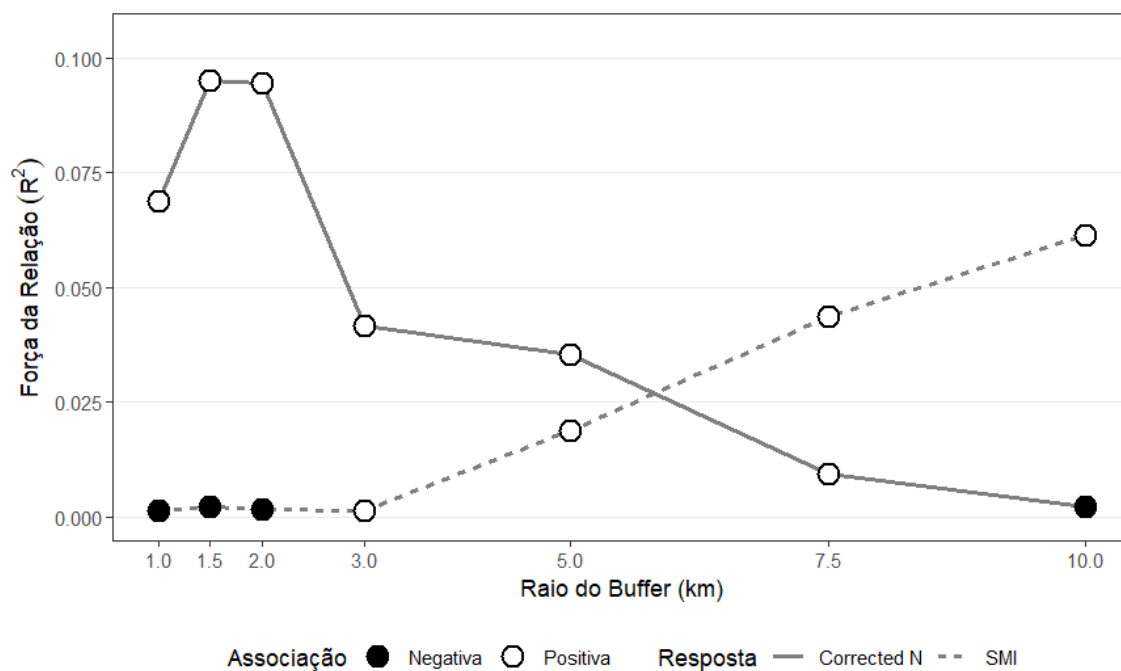


Figura B.2 - Associação entre os buffers de cobertura florestal e a força da relação (R^2) entre a cobertura florestal e os valores de SMI e de $\delta^{15}N$ corrigidos dos micos-leões-pretos.

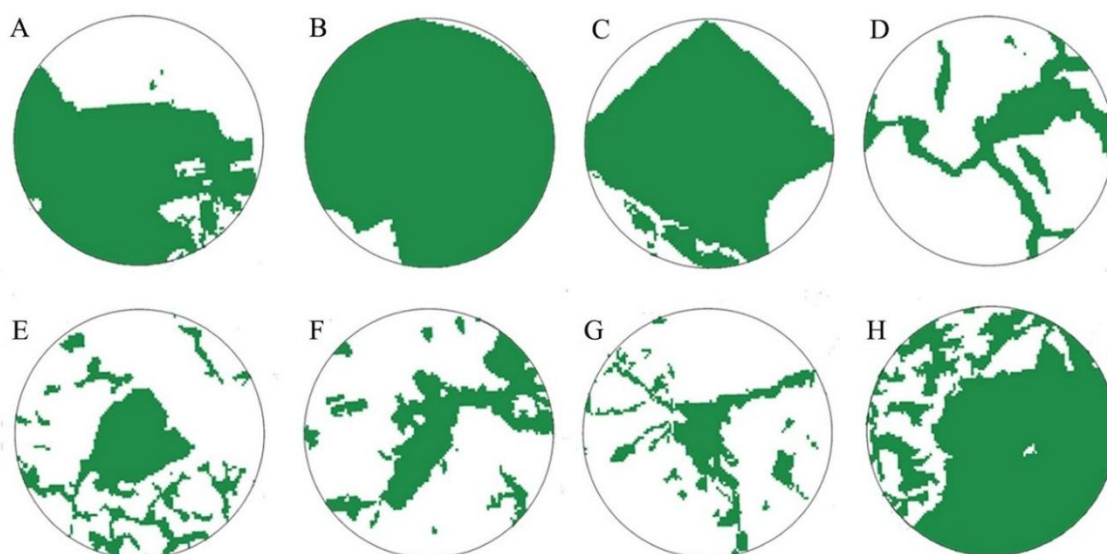


Figura B.3 - Cobertura florestal dentro de um buffer com raio de 1.5 km de cada local de estudo em São Paulo, Brasil: Parque Estadual Morro do Diabo (A), Ponte Branca (B), San Maria (C), Fazenda Rio Claro (D), Guareí (E), Angatuba (F), Buri (G) e Parque Estadual Carlos Botelho (H).

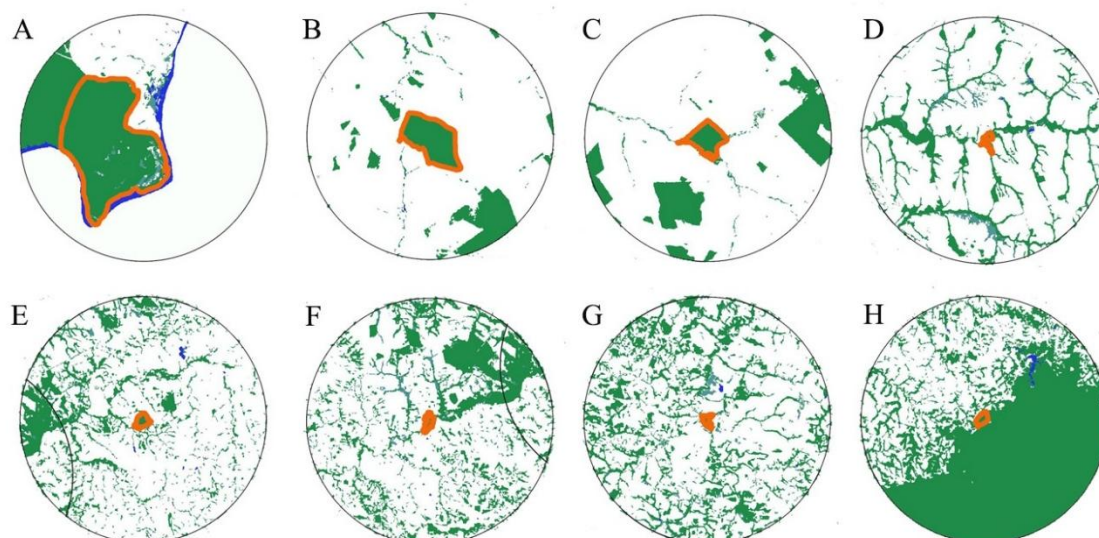


Figura B.4 - Cobertura florestal dentro de um buffer com raio de 10 km de cada local de estudo em São Paulo, Brasil: Parque Estadual Morro do Diabo (A), Ponte Branca (B), San Maria (C), Fazenda Rio Claro (D), Guareí (E), Angatuba (F), Buri (G) e Parque Estadual Carlos Botelho (H).