



ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

ANÁLISE ECOLÓGICA E ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO PARA
O MICO-LEÃO-DA-CARA-PRETA (*LEONTOPITHECUS CAISSARA*)

Por

ANDRESSA ZAPATERRA BASSALOBRE

NAZARÉ PAULISTA, 2025



ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

**ANÁLISE ECOLÓGICA E ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO PARA
O MICO-LEÃO-DA-CARA-PRETA (*LEONTOPITHECUS CAISSARA*)**

Por

ANDRESSA ZAPATERRA BASSALOBRE

COMITÊ DE ORIENTAÇÃO

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Gabriela Cabral Rezende

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Marina Janzantti Lapenta

Coorientador: Prof. Dr. Alexandre Túlio Amaral Nascimento

**TRABALHO FINAL APRESENTADO AO PROGRAMA DE MESTRADO
PROFISSIONAL EM CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E DESENVOLVIMENTO
SUSTENTÁVEL COMO REQUISITO PARCIAL À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE**

**IPÊ – INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS
NAZARÉ PAULISTA, 2025**

Ficha Catalográfica

Bassalobre, Andressa Zapatterra

Análise Ecológica e Estratégias de Conservação para o Mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*), 2025. 67 pp.

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

1. Modelagem de nicho
2. Adequabilidade de hábitat
3. Monitoramento
- I. Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade, IPÊ

BANCA EXAMINADORA

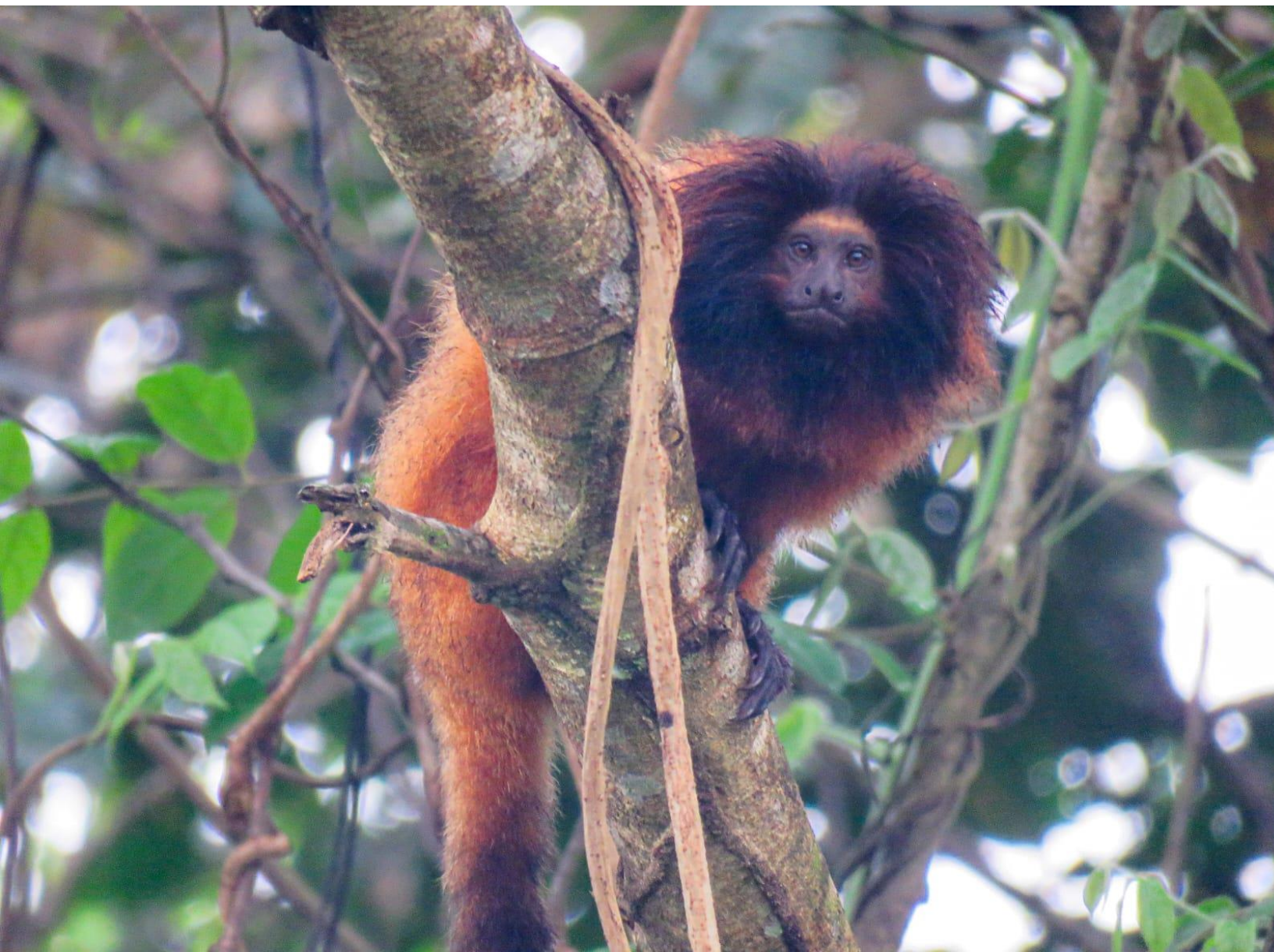
NAZARÉ PAULISTA, 2025

Prof. Dr^a. Gabriela Cabral Rezende

Prof. Dr. Edson Montilha de Oliveira

Prof. Dr. Thiago Philipe de Camargo Timo

Dedico a todos que desejam compreender as diversas formas de vida ao nosso redor e que, incansavelmente, transformam conhecimento em ação.



Mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*)

Fonte: Fundação Florestal

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho só foi possível graças ao apoio de muitas pessoas e instituições comprometidas com a conservação da biodiversidade.

Agradeço ao Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ), instituição que abriga este programa de mestrado, meu profundo agradecimento pela oportunidade de aprendizado, pela confiança no meu potencial e por fomentar, com seriedade e compromisso, a formação de profissionais dedicados à conservação da biodiversidade.

Aos meus orientadores Gabriela Rezende, Alexandre Amaral e Marina Lapenta, meu mais sincero agradecimento por todo apoio desde o início, pela paciência, orientação e pela partilha generosa de conhecimento. Sem a dedicação e confiança de vocês, este trabalho não teria sido possível.

Agradeço à equipe da SPVS – Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental, pela cessão de dados históricos e atuais de ocorrência do mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*), especialmente a Elenise Sipinski e Roberta Boss, pelo apoio e generosidade na partilha de informações fundamentais para esta pesquisa.

Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), em especial à Mônica Montenegro, pelo apoio com dados históricos e pelo suporte institucional que viabilizou parte importante deste trabalho.

À Fundação Florestal, pelo apoio com dados recentes do projeto atual de monitoramento, com agradecimento especial ao Edson Montilha, pela atenção e comprometimento com a conservação da espécie e apoio para realização deste trabalho.

Agradeço também à equipe da Hileia Consultoria Ambiental, por ter acolhido e incentivado a execução deste estudo. À Débora Campos, Marianna Dixo e Samuel Coelho, minha gratidão pela confiança, apoio e inspiração profissional. Também

agradeço a Paula Caubianco e Rafael Poccia por apoio a esse estudo e incentivo em equipe, e toda equipe técnica que me acompanha na conservação dessa espécie.

Embora não tenham participado diretamente da pesquisa, registro minha gratidão ao Parque Estadual Lagamar de Cananéia e ao Parque Nacional do Superagui, áreas protegidas essenciais para a conservação do mico-leão-da-cara-preta, cujos dados e informações subsidiaram a contextualização ecológica e espacial desta dissertação.

Aos auxiliares de campo Luiz e Toninho que dedicaram mais de 20 anos de suas vidas ao trabalho de campo com a espécie e compartilham seus conhecimentos e experiências entre gerações de pesquisas.

Por fim, agradeço a todos os pesquisadores, técnicos, gestores e auxiliares que, de forma direta ou indireta, colaboraram com esta jornada. Este trabalho é fruto de um esforço coletivo em prol do conhecimento e da conservação de uma espécie emblemática da Mata Atlântica.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	ii
LISTA DE TABELAS	3
LISTA DE FIGURAS	4
RESUMO	6
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO.....	10
2. OBJETIVOS.....	13
2.1 Objetivo Geral.....	13
2.2 Objetivos Específicos	13
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	14
3.1 Área de estudo	14
3.2 Dados de ocorrência da espécie.....	18
3.3 Variáveis ambientais e climáticas.....	19
3.4 Modelo de adequabilidade de hábitat.....	20
3.5 Análises descritivas do hábitat: Ecologia da espécie	23
4. RESULTADOS	24
4.1 Modelos de adequabilidade de hábitat: clima e paisagem.....	24
4.2 Análises descritivas do hábitat: Ecologia da espécie	31
5. DISCUSSÃO.....	38
5.1 Modelos de Adequabilidade de Hábitat.....	38
5.2 Características ambientais das áreas de ocorrência	40

5.3	Áreas prioritárias para conservação e monitoramento para o estado de São Paulo e Paraná	44
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	52
7.	RECOMENDAÇÕES	54
8.	REFERÊNCIAS	56
	ANEXO I.....	66
	ANEXO II.....	67

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. ÁREA (HA / KM ²) DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E ÁREA TOTAL DE ESTUDO DELIMITADA. -----	18
TABELA 2. MÉTRICAS DE AVALIAÇÃO E DESEMPENHO DOS MODELOS. -----	24
TABELA 3. ÁREAS ADEQUADAS (KM ²) PARA O MICO-LEÃO-DA-CARA-PRETA INDICADAS PELOS MODELOS CONTÍNUOS DE CLIMA E PAISAGEM, CO BASE NA ÁREA TOTAL MODELADA (2.950,33KM ²), INCLUINDO SUA DISTRIBUIÇÃO ORIGINAL. A TABELA TAMBÉM APRESENTA A INTERSECÇÃO DE ÁREAS CLASSIFICADAS COMO ADEQUADAS POR AMBOS OS MODELOS (CLIMA E PAISAGEM). ----	27
TABELA 4. CLASSIFICAÇÃO COM BASE NA ANÁLISE ECOLAND, COMBINANDO A ADEQUABILIDADE CLIMÁTICA E PAISAGÍSTICA PARA <i>LEONTOPITHECUS CAISSARA</i> . OS VALORES CORRESPONDEM À EXTENSÃO E À PROPORÇÃO RELATIVA DE CADA CATEGORIA DE ADEQUABILIDADE DE HÁBITAT NA ÁREA TOTAL MODELADA. -----	28
TABELA 5. DISTRIBUIÇÃO DAS CATEGORIAS DE ADEQUABILIDADE DE HÁBITAT NAS TRÊS ÁREAS DE OCORRÊNCIA CONHECIDAS PARA <i>LEONTOPITHECUS CAISSARA</i> : ARIRI, VALE DO RIO DOS PATOS E ILHA DO SUPERAGUI. VALORES APRESENTADOS EM ÁREA (KM ² E HA) E PERCENTUAL RELATIVO À ÁREA TOTAL MODELADA DE CADA LOCAL. -----	30
TABELA 6. EXTENSÃO E PROPORÇÃO DAS CATEGORIAS DE ADEQUABILIDADE DE HÁBITAT DENTRO DO PARQUE NACIONAL DO SUPERAGUI (PNS), PARQUE ESTADUAL LAGAMAR DE CANANÉIA (PELC) E ÁREAS EXTERNAS ÀS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO. OS VALORES INDICAM O POTENCIAL DE CADA TERRITÓRIO PARA ABRIGAR A ESPÉCIE <i>LEONTOPITHECUS CAISSARA</i> COM BASE NA ANÁLISE ECOLAND. -----	31
TABELA 7. ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS ANALISADAS NAS TRÊS ÁREAS DE OCORRÊNCIA DO <i>LEONTOPITHECUS CAISSARA</i> (N = 57 POR ÁREA). CV: COEFICIENTE DE VARIAÇÃO; IC 95%: INTERVALO DE CONFIANÇA DE 95%. -----	33
TABELA 8. FAIXAS DE EVI E SUAS RESPECTIVAS INTERPRETAÇÕES ECOLÓGICAS PARA A ÁREA DE ESTUDO. -----	37

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1. INDIVÍDUO DE *LEONTOPITHECUS CAISSARA* DO PARQUE ESTADUAL LAGAMAR DE CANANÉIA (PELC). FONTE: FUNDAÇÃO FLORESTAL; FOTO: GISELLE LESCANO, SETEMBRO/2024. ----- 11
- FIGURA 2. UNIDADES DE CONSERVAÇÃO QUE ABRIGAM A ÁREA DE OCORRÊNCIA CONHECIDA PARA A ESPÉCIE *LEONTOPITHECUS CAISSARA*, PARQUE ESTADUAL LAGAMAR DE CANANÉIA (SP) E PARQUE NACIONAL DO SUPERAGUI (PR) E ÁREAS ADJACENTES. ----- 16
- FIGURA 3. DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO ATRAVÉS DE BUFFER DE 15 KM DE RAIOS (EM VERMELHO) A PARTIR DOS LIMITES EXTERNOS DAS UCS COM REGISTROS DE OCORRÊNCIA DE *LEONTOPITHECUS CAISSARA*. ----- 17
- FIGURA 4. CLASSIFICAÇÃO MULTIESCALAR DA ADEQUABILIDADE AMBIENTAL PARA *LEONTOPITHECUS CAISSARA* COM BASE NA ANÁLISE ECOLAND. O GRÁFICO REPRESENTA A COMBINAÇÃO ENTRE A ADEQUABILIDADE CLIMÁTICA (EIXO X) E A ADEQUABILIDADE DA PAISAGEM (EIXO Y), AMBAS NORMALIZADAS ENTRE 0 E 1. A DENSIDADE DE PONTOS INDICA A FREQUÊNCIA RELATIVA DE CADA COMBINAÇÃO NO ESPAÇO GEOGRÁFICO MODELADO. ----- 22
- FIGURA 5. MODELOS CONTÍNUOS DE ADEQUABILIDADE DE HÁBITAT, BASEADOS NAS VARIÁVEIS DE PAISAGEM (A) E CLIMA (B). O MODELO CONTÍNUO DE ADEQUABILIDADE (C) FOI GERADO A PARTIR DAS MÉDIAS PONDERADAS DOS MODELOS DE CLIMA E PAISAGEM JUNTOS, PARA GERAR UM ÚNICO MAPA DE ADEQUABILIDADE DE HÁBITAT PARA A ESPÉCIE *LEONTOPITHECUS CAISSARA*. AS CORES INDICAM A VARIAÇÃO NA ADEQUAÇÃO DO HÁBITAT, DE ZERO A UM (0-1) CONFORME OS VALORES DOS PIXELS PARA ÁREAS MAIS ADEQUADAS PRÓXIMAS DE 1 – EM VERMELHO E ÁREAS MENOS ADEQUADAS, PRÓXIMAS DE ZERO – EM AZUL. AS LINHAS TRACEJADAS LIMITAM A DISTRIBUIÇÃO CONHECIDA PARA A ESPÉCIE. ----- 26
- FIGURA 6. ADEQUABILIDADE DO HÁBITAT (%) PARA A OCORRÊNCIA DO MICO-LEÃO-DA-CARA-PRETA, PREVISTA POR MEIO DA ANÁLISE DE ECOLAND COMBINANDO VARIÁVEIS CLIMÁTICAS E DE PAISAGEM. AS CORES REPRESENTAM DIFERENTES COMBINAÇÕES DE VALORES DE ADEQUAÇÃO CLIMÁTICA E DE PAISAGEM PARA UM HÁBITAT POTENCIAL PARA A ESPÉCIE. ----- 29
- FIGURA 7. DISTRIBUIÇÃO DA FREQUÊNCIA DOS VALORES DAS PRINCIPAIS VARIÁVEIS AMBIENTAIS NAS TRÊS ÁREAS CONHECIDAS DE OCORRÊNCIA DO *LEONTOPITHECUS CAISSARA*: ARIRI (ROSA), VALE DO RIO DOS PATOS (VERDE) E ILHA DE SUPERAGUI (AZUL). OS HISTOGRAMAS REPRESENTAM A DISTRIBUIÇÃO DE VALORES PARA CINCO VARIÁVEIS AMBIENTAIS. À DIREITA, O MAPA INDICA A LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DAS TRÊS ÁREAS AMOSTRADAS. ----- 32
- FIGURA 8. MAPAS DE USO E COBERTURA DO SOLO (A) E VALORES DE EVI (B), INDICANDO A DENSIDADE DA VEGETAÇÃO, DE < 0,0 (ÁGUA OU SOLO DESCOBERTO) ATÉ 0,43 (FLORESTAS SECUNDÁRIAS DENSAS). ----- 36
- FIGURA 9. DISTRIBUIÇÃO PERCENTUAL DAS CLASSES DE USO E COBERTURA DO SOLO ASSOCIADAS ÀS OCORRÊNCIAS DO MICO-LEÃO-DA-CARA-PRETA NA ÁREA DE ESTUDO. AS CATEGORIAS SÃO BASEADAS NA CLASSIFICAÇÃO DO MAPBIOMAS. ----- 37
- FIGURA 10. MAPA DE ADEQUABILIDADE DE HÁBITAT BASEADO NA ANÁLISE DE ECOLAND E PROJETADO PARA VISUALIZAÇÃO EM CAMADA TERRITORIAL E IMAGEM DE SATÉLITE. ----- 51

LISTA DE ABREVIATÖES

APA	Área de Proteção Ambiental
CPB	Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros
CNUC	Cadastro Nacional de Unidades de Conservação
EVI	Enhanced Vegetation Index (Índice de Vegetação Aprimorado)
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IPÊ	Instituto de Pesquisas Ecológicas
IUCN	International Union for Conservation of Nature (União Internacional para a Conservação da Natureza)
LPT	Lowest Presence Threshold
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MOJAC	Mosaico de Unidades de Conservação de Jacupiranga
MPA	Modelos de Probabilidade de Ocupação
MNE	Modelos de Nicho Ecológico
PA	Probabilidade de Ocupação
PELC	Parque Estadual Lagamar de Cananéia
PNS	Parque Nacional do Superagui
RESEX	Reserva Extrativista
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
SDM	Species Distribution Models (Modelos de Distribuição de Espécies)
SEMIL	Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística
SPVS	Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental
TPI	Índice de Posição Topográfica
UC	Unidade de Conservação

RESUMO

Resumo do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre

ANÁLISE ECOLÓGICA E ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO PARA O MICO-LEÃO-DA-CARA-PRETA (*LEONTOPITHECUS CAISSARA*)

Por

Andressa Zapatterra Bassalobre

Agosto 2025

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Gabriela Cabral Rezende

O mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990) é uma espécie endêmica e ameaçada da Mata Atlântica, com distribuição restrita ao sul do estado de São Paulo e norte do Paraná. Este estudo realizou a modelagem de nicho ecológico com variáveis climáticas e de paisagem para identificar áreas prioritárias à conservação da espécie, considerando os filtros ecológicos atuantes em diferentes escalas, locais (estruturais da paisagem) e amplas (climáticas). Utilizamos algoritmos preditivos robustos, aplicados a 82 registros de ocorrência válidos entre 1990 e 2025. Os resultados indicam que apenas 6,7% (198,74 km²) da área total modelada apresenta condições simultaneamente adequadas de clima e paisagem, concentrando-se majoritariamente em regiões já conhecidas de ocorrência da espécie. A análise integrada revelou que 68,6% da paisagem regional é ambientalmente desfavorável, destacando o isolamento geográfico das populações com barreiras significativas a dispersão e conectividade populacional. Áreas como o Vale do Rio dos Patos, região do Sebuí e a RESEX Ilha do Tumba emergem como zonas estratégicas para

monitoramento, manejo e possíveis ações de reforço populacional. Esse estudo oferece subsídios estratégicos para orientar o monitoramento de populações ainda não avaliadas em áreas indicadas como ambientalmente adequadas, além de reforçar a urgência na implementação de ações de manejo populacional e conservação. Destaca-se, ainda, a necessidade de medidas territoriais específicas, como o fortalecimento da fiscalização ambiental e o ordenamento das atividades turísticas, para mitigar os riscos de degradação nas áreas prioritárias para o mico-leão-da-cara-preta.

Palavras-chave: (Modelagem de nicho; Adequabilidade de hábitat; Monitoramento; Calitriquídeo, Primata)

ABSTRACT

Abstract do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre

ECOLOGICAL ANALYSIS AND CONSERVATION STRATEGIES FOR THE BLACK-FACED LION TAMARIN (*LEONTOPITHECUS CAISSARA*)

By

Andressa Zapaterra Bassalobre

August, 2025

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Gabriela Cabral Rezende

The black-faced lion tamarin (*Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990) is an endemic and endangered species of the Atlantic Forest, with a distribution restricted to the south of São Paulo State and the north of Paraná State, Brazil. This study conducted ecological niche modeling using climatic and landscape variables to identify priority areas for the species conservation, considering ecological filters acting at different scales, both local (landscape structure) and broad (climatic). We applied robust predictive algorithms to 82 validated occurrence records from 1990 to 2025. The results indicate that only 6.7% (198.74 km²) of the total modeled area presents simultaneously adequate climate and landscape conditions, mainly concentrated in regions already known for the species occurrence. The integrated analysis revealed that 68.6% of the regional landscape is environmentally unfavorable, highlighting the geographic isolation of populations with significant barriers to dispersal and population connectivity. Areas such as Vale do Rio dos Patos, the Sebuí region, and the Ilha do Tumba Extractive Reserve emerge as strategic zones for monitoring, management, and potential

population reinforcement actions. This study provides strategic insights to guide monitoring of populations not yet assessed in environmentally suitable areas, reinforcing the urgency of implementing population management and conservation actions. Furthermore, it emphasizes the need for specific territorial measures-such as strengthening environmental enforcement and regulating tourism activities-to mitigate degradation risks in priority areas for the black-faced lion tamarin.

Keywords: Niche Modeling; Hábitat suitability; Monitoring; Callitrichid; Primate

1. INTRODUÇÃO

O gênero *Leontopithecus* inclui primatas endêmicos da Mata Atlântica brasileira, que desempenham um papel ecológico crucial como dispersores de sementes, essenciais para a manutenção e regeneração das florestas (LAPENTA et al., 2008; CARDOSO et al., 2011; CATENACCI et al., 2011). O mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*), foi a última espécie desse gênero a ser descrita pela ciência (LORINI & PERSSON, 1990) e sua distribuição geográfica se restringe ao Sul do estado de São Paulo e norte do Paraná, com subpopulações insular (Ilha do Superagui) e continental (litoral sul de São Paulo e região de Guaraqueçaba, Paraná) (NASCIMENTO et al., 2011; SCHMIDLIN, 2013). Ambas as subpopulações ocorrem em áreas protegidas, dentro de dois parques de proteção integral: o Parque Nacional do Superagui (PR) e o Parque Estadual Lagamar de Cananéia (SP), além de outras Unidades de Conservação no entorno, como APAs e Reservas Extrativistas. Atualmente o mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) está classificado como criticamente ameaçado nas listas do estado de São Paulo e Paraná (SÃO PAULO, 2018; PARANÁ, 2024) e como “Em Perigo” na lista nacional (LUDWIG et al., 2025), além de também constar na lista da IUCN sob o mesmo status (IUCN, 2021).

A abertura de um canal hídrico que separou as populações, é identificada como uma das principais barreiras históricas e ameaça à espécie, resultando no isolamento significativo entre essas populações e promovendo a desconexão de hábitat (HOLST et al., 2006, SOUZA, 2022; LUDWIG et al., 2025). Este canal chamado de Canal do Varadouro, foi aberto para o escoamento de produtos do estado de São Paulo para o Paraná, em 1953, 37 anos antes da descrição do mico-leão-da-cara-preta pela ciência. Além disso, eventos climáticos extremos, como o registrado em novembro de 2018, caracterizado por intensa convecção atmosférica e possível ocorrência de rajadas de vento associadas a fenômenos como microexplosão, (*downburst*) ou tornado, devastaram parte de sua área de ocorrência no estado de São Paulo (OLIVEIRA, D. A. G. et al., 2018). Outras ameaças a espécie incluem a circulação do vírus da febre amarela (GUIMARÃES-LUIZ, T. et al., 2021; LUDWIG et al., 2025) e sua baixa

densidade populacional, estimada em 1,79 indivíduos/km², que intensifica a ameaça de extinção (NASCIMENTO et al. 2011).

O mico-leão-da-cara-preta (Figura 1), possui dieta frugívora-insetívora, alimentando-se principalmente de frutas, o que o torna um importante dispersor de semente no ecossistema (VALLADARES-PADUA, C.; PRADO, F., 1996), também consome outros itens como pequenos invertebrados, fungos e exsudatos de plantas em estações menos chuvosa, (LUDWIG, G. 2011; SOUZA, W. L., 2022). O *L. caissara* se diferencia de outras espécies do mesmo gênero por várias características de seu nicho ecológico. Habita florestas maduras em estágios sucessionais tardios, preferindo áreas com pouca variação altitudinal e evitando florestas submontanas, o que demonstra sua especialização em ambientes específicos. Além disso, a espécie utiliza ocos de árvores como principal abrigo na Ilha do Superagui, enquanto nas áreas continentais, onde há menor disponibilidade de ocos, recorre com mais frequência a bromélias, palmeiras como os indaiás (*Attalea dubia*) e outros elementos da vegetação como alternativa de abrigo (NASCIMENTO, A. T. A., SCHMIDLIN, L.A.J., 2011; LUDWIG, G. 2011; LUDWIG et al., 2025).

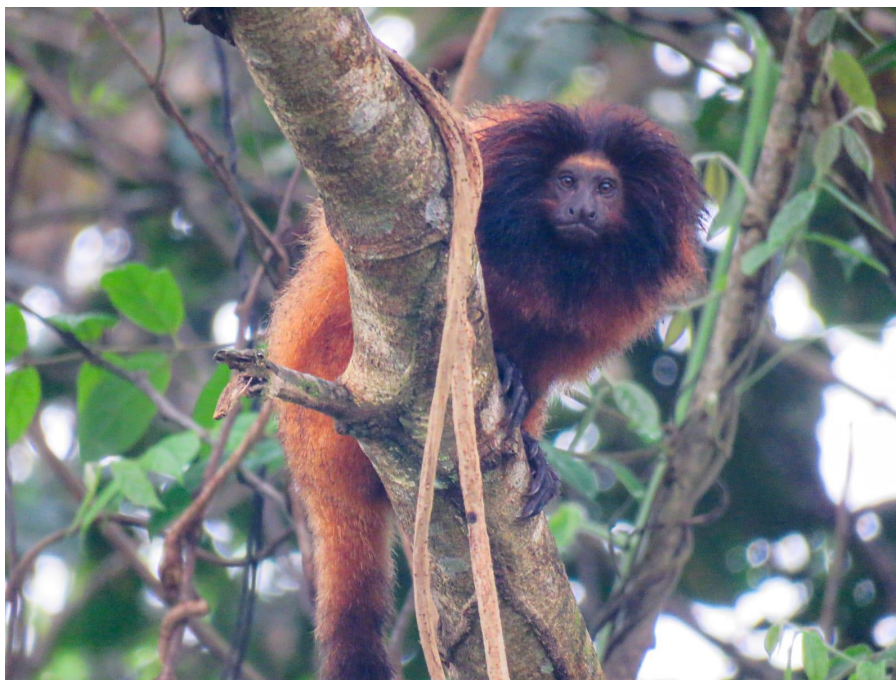


Figura 1. Indivíduo de *Leontopithecus caissara* do Parque Estadual Lagamar de Cananéia (PELC). Fonte: Fundação Florestal; Foto: Giselle Lescano, setembro/2024.

Estudos anteriores indicam diferenças significativas no uso do espaço entre o hábitat insular e continental, com populações continentais ocupando áreas de vida maiores e grupos insulares percorrendo distâncias diárias mais longas, possivelmente devido à distribuição dos recursos disponíveis (NASCIMENTO et al., 2011^a; NASCIMENTO, A. T. A., SCHMIDLIN, L.A.J., 2011). Além disso, padrões de sobreposição espacial e temporal sugerem estratégias de partilha de recursos que podem influenciar a ocupação e a dinâmica populacional. Apesar dos esforços, os últimos estudos que buscaram estimar as populações foram realizados entre 2002 e 2011 (NASCIMENTO et al., 2011b; LUDWIG, 2011), evidenciando uma lacuna significativa sobre a situação atual das subpopulações, especialmente no que se refere às áreas potenciais de ocorrência dessa espécie.

O mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) possui um dos maiores índices de endemismo entre os primatas da Mata Atlântica, com uma distribuição extremamente restrita, limitada a uma faixa costeira que abrange aproximadamente 300 km² entre o litoral sul de São Paulo e o norte do Paraná (LUDWIG et al., 2025). Esse cenário de distribuição altamente restrita torna ainda mais urgente a compreensão aprofundada do contexto espacial e ambiental que sustenta as populações remanescentes da espécie. Importante destacar que a única pesquisa com foco na delimitação da área de ocorrência e no entendimento da ecologia espacial foi realizada há mais de duas décadas, na dissertação de mestrado de Lúcia Schmidlin (2004), o que reforça a necessidade e relevância do presente trabalho.

Neste contexto, a modelagem de distribuição potencial surge como uma abordagem estratégica e fundamental para identificar áreas prioritárias para a conservação e prever possíveis impactos de mudanças ambientais sobre a distribuição geográfica da espécie. Ações para conservação de uma espécie ameaçada exigem um planejamento e tomada de decisões principalmente quando se trata de uma espécie elusiva que habita áreas de difícil acesso devido às características ambientais de seu nicho ecológico (SCHMIDLIN, 2004; NASCIMENTO et al. 2014).

A conservação do mico-leão-da-cara-preta é particularmente relevante devido à sua importância como espécie-chave para a integridade da Mata Atlântica da região e seu papel na biodiversidade do bioma. As florestas costeiras que constituem seu

hábitat são ecossistemas ameaçados, o que torna fundamental a adoção de estratégias de manejo baseadas no conhecimento das características ecológicas da espécie e no contexto da paisagem. Assim, a modelagem de distribuição da espécie emerge como ferramenta essencial para entender a interação entre a espécie e seu ambiente, auxiliando na identificação de áreas prioritárias para conservação e monitoramento (PAGLIA, A.P. et al., 2012; REZENDE; SOBRAL-SOUZA; CULOT, 2020).

Os Modelos de Distribuição de Espécies (SDMs – *Species Distribution Models*) auxiliam no monitoramento e pesquisa, ao integrar conhecimento biológico, ecológico e diferentes tecnologias (GIANNINI et al., 2011, PHILLIPS et al., 2017; WANG et al., 2024). Esses modelos permitem a investigação de fatores bioclimáticos e geoespaciais que influenciam a distribuição da espécie, estimando áreas potenciais de ocorrência, identificando também regiões prioritárias para conservação e monitoramento (PAGLIA et al., 2012; BROWN; YODER, 2015; REZENDE et al., 2022).

Diante disso, este estudo modelou a distribuição potencial para o *Leontopithecus caissara* considerando variáveis ambientais e estruturais da paisagem. Os resultados identificaram áreas com adequabilidade de hábitat para a espécie, indicando áreas prioritárias para conservação e orientando ações futuras de manejo e monitoramento.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Compreender os fatores limitantes para a ocorrência do mico-leão-da-cara-preta e identificar áreas prioritárias para sua conservação.

2.2 Objetivos Específicos

1. Analisar a influência da estrutura da paisagem na distribuição do mico-leão-da-cara-preta;
2. Identificar os fatores abióticos limitantes para ocorrência da espécie avaliando variáveis bioclimáticas, topográficas e estruturais da paisagem;
3. Avaliar as variáveis ambientais e estruturais que mais contribuem para o modelo de nicho ecológico e sua capacidade preditiva;

4. Determinar as áreas prioritárias para pesquisa e conservação da espécie com base nos resultados dos modelos.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A área de estudo compreende as regiões de ocorrência conhecida do mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*), incluindo integralmente o Parque Estadual Lagamar de Cananéia (PELC), no estado de São Paulo, e o Parque Nacional do Superagui (PNS), no estado do Paraná, bem como suas áreas adjacentes. Essas regiões abrigam remanescentes significativos de Floresta Ombrófila Densa da Mata Atlântica costeira, essenciais para a conservação da espécie (BOCHORNY, T.; et al., 2023; IVANAUSKAS N.M., et al., 2024).

O Parque Nacional do Superagui (ICMBio) e o Parque Estadual do Lagamar de Cananéia (Fundação Florestal/SP) abrangem a maior parte da ocorrência conhecida do mico-leão-da-cara-preta. O Parque Nacional do Superagui (PNS) foi criado em 1989, possui extensão de 33.930 hectares, sendo uma unidade de conservação de proteção integral que abrange a Ilha do Superagui, Ilha das Peças e região continental Vale do Rio dos Patos (Figura 2) (BRASIL, MMA/ICMBio, 2020). A Ilha do Superagui, é considerada uma Ilha artificial devido ao histórico de abertura do Canal do Varadouro em 1953, ao qual isolou o Superagui do continente, que antes eram ligados através de um istmo. A motivação da abertura do Canal do Varadouro foi a localização geográfica e relevância econômica, facilitando a navegação de barcos e transporte de produtos entre o estado de São Paulo e Paraná. Este canal é considerado um marco histórico que pode ter isolado as populações do mico-leão-da-cara-preta em continente e ilha, 37 anos antes da descrição da espécie pela ciência. O PNS faz parte de uma ampla rede de unidades de conservação, incluindo a APA de Guaraqueçaba, a Estação Ecológica de Guaraqueçaba, a Reserva Ecológica do Sebuí, entre outras.

O Parque Estadual Lagamar de Cananéia (PELC) foi criado em 2008 e possui uma área de aproximadamente 40.759 hectares, sendo uma unidade de conservação de proteção integral localizada nos municípios de Cananéia e Jacupiranga, litoral sul do estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2025). A unidade protege um dos trechos contínuos e bem preservados de Floresta Ombrófila Densa do bioma Mata Atlântica,

além de uma rica diversidade de ambientes estuarinos e manguezais. A área continental do PELC é considerada estratégica para a conectividade entre fragmentos florestais da região, e abriga registros históricos da espécie, compondo a principal área de ocorrência contínua no estado de São Paulo. Além do PELC, existem outras unidades de conservação importantes que sobrepõe, sendo: Reserva Extrativista da Ilha do Tumba, a Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Itapanhapima, e a Reserva Extrativista do Taquari.

Essa área faz parte do maior contínuo de Mata Atlântica existente (Grande Reserva Mata Atlântica, 2022) e se inclui no complexo Mosaico de Unidades de Conservação Jacupiranga (MOJAC), que inclui unidades federais e estaduais, de uso sustentável e de proteção integral. Essas regiões compõem o Complexo Estuarino Lagunar de Iguape-Cananéia-Paranaguá com 43 Unidades de Conservação (UCs) entre os estados de São Paulo e Paraná (MMA; Portaria nº150, 2006) (ANEXO I).

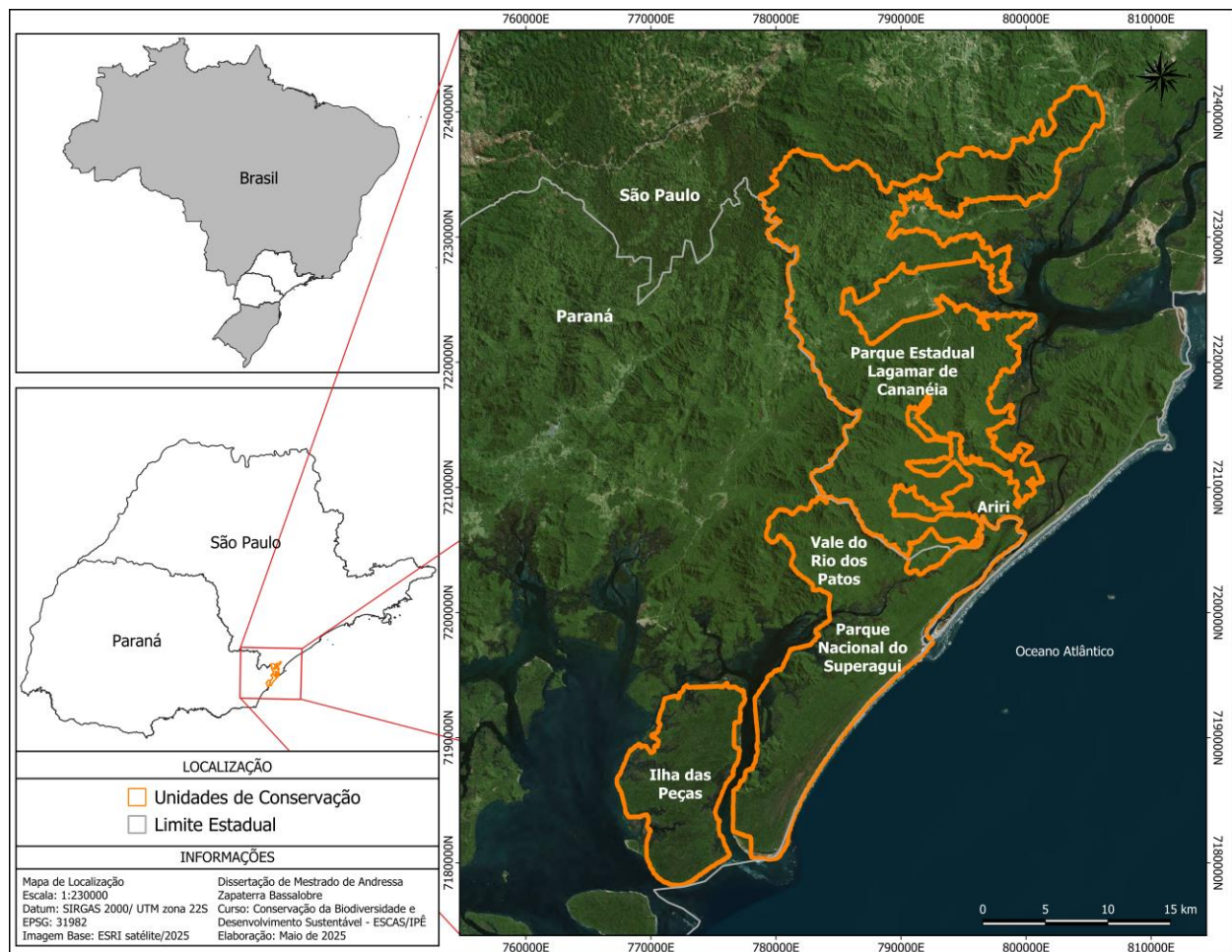


Figura 2. Unidades de Conservação que abrigam a área de ocorrência conhecida para a espécie *Leontopithecus caissara*, Parque Estadual Lagamar de Cananéia (SP) e Parque Nacional do Superagui (PR) e áreas adjacentes.

Para delimitar a área de estudo e modelagem, foi gerado um buffer de 15 quilômetros (Figura 3) a partir dos limites externos das Unidades de Conservação que abrangem a área de ocorrência conhecida da espécie. Este recorte espacial busca representar o contexto ecológico e a paisagem potencialmente adequada às populações de *Leontopithecus caissara*, considerando fatores como: (i) o tamanho médio do home range (1 a 3 km²); (ii) a capacidade de deslocamento diário, que pode atingir até 1,5 km em ambientes favoráveis; (iii) a presença de barreiras ambientais, como corpos d'água e áreas de fragmentação; e (iv) a necessidade de incorporar uma zona de influência ao redor da distribuição conhecida, conforme adotado em modelagens ecológicas para espécies com distribuição restrita (NASCIMENTO, A. T.

A., SCHMIDLIN, L.A.J., 2011; LUDWIG, G. 2011; LUDWIG et al., 2025). Este buffer não reflete dispersão biológica no sentido estrito, mas sim um contexto espacial que considera tanto o uso da paisagem quanto limitações ambientais.

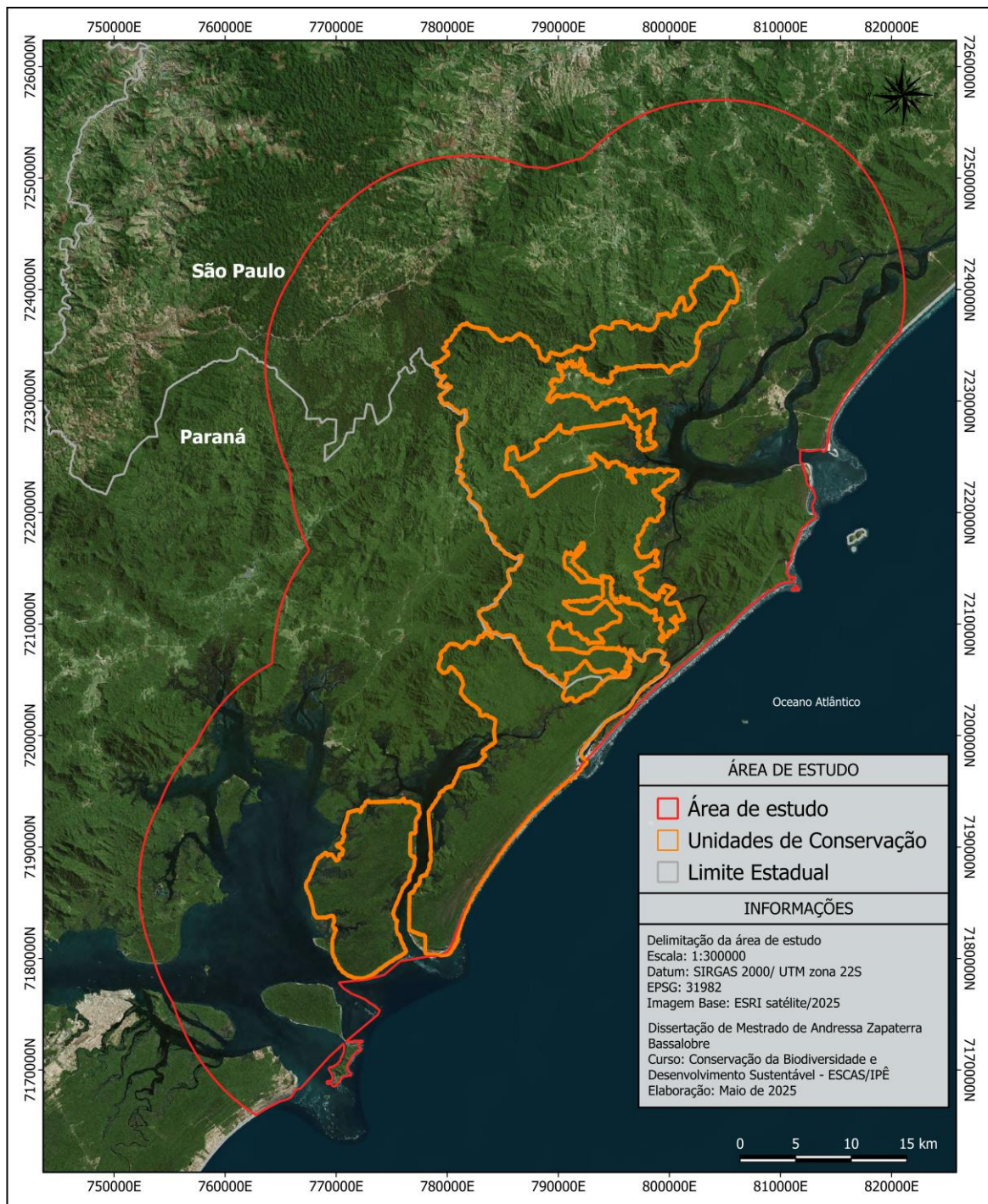


Figura 3. Delimitação da área de estudo através de buffer de 15 km de raio (em vermelho) a partir dos limites externos das UCs com registros de ocorrência de *Leontopithecus caissara*.

A área total delimitada para a modelagem, compreende aproximadamente 295.033,43 hectares (ou 2.950,33 km²) sendo que, dentro desse recorte, o Parque Estadual Lagamar de Cananéia (407,06 km²) e o Parque Nacional do Superagui (338,60 km²), representam conjuntamente cerca de 25,27% da área modelada. A maior parte do território analisado, está fora dos limites dessas UCs, abrangendo 2.204,66 km² (220.465,5 hectares), equivalente a 74,73% da área total. A inclusão dessa matriz territorial mais ampla teve como objetivo avaliar a qualidade do hábitat e a presença de possíveis barreiras ecológicas nas áreas adjacentes às zonas de ocorrência conhecida da espécie, contribuindo para a identificação de fatores que possam limitar sua dispersão natural.

Tabela 1. Área (ha / km²) das Unidades de Conservação e área total de estudo delimitada.

Descrição	Área (ha / km ²)
Parque Estadual Lagamar de Cananéia (SP)	40.705,85 ha (407,06 km ²)
Parque Nacional do Superagui (PR)	33.860,21 ha (338,60 km ²)
Área total das UCs	74.566,06 ha (745,66 km ²)
Área total da área de estudo (buffer)	295.033,43 ha (2.950,33km ²)
Área externa às UCs (buffer)	220.465.5 ha (2204.66 km ²)
% das UCs em relação à área total	25,27 %
% da área externa em relação à total	74,73%

3.2 Dados de ocorrência da espécie

Os registros de ocorrência do mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) utilizados neste estudo são datados entre o período de 1990 a 2025, e foram obtidos a partir de dados oficiais provenientes de instituições e pesquisadores envolvidos com o monitoramento da espécie. Os registros incluem tanto informações históricas quanto dados atuais de projetos em andamento.

Os dados foram fornecidos diretamente por colaboradores institucionais mediante autorização formal, organizados em planilhas com coordenadas geográficas (latitude/longitude) e informações complementares sobre cada registro. As instituições responsáveis incluem: Fundação Florestal, Parque Estadual Lagamar de Cananéia,

Programa de Monitoramento da Biodiversidade da Fundação Florestal, Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ), Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS), bem como o Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros (CPB) e o projeto SALVE, ambos vinculados ao ICMBio/MMA. Além disso, este trabalho incorpora dados não publicados oriundos de projetos de monitoramento em curso em 2025, conduzidos e realizados realizado pela Fundação Florestal – IPA/SEMIL e SPVS.

Para validação, os registros foram analisados espacialmente no software QGIS (versão 3.40.1), com a exclusão de duplicatas e pontos com localização incerta. A verificação foi complementada por consultas à literatura especializada e por geração de mapas para validação visual dos pontos. Com o objetivo de reduzir o viés amostral, foi utilizada uma malha de 1 km² sobre a área de estudo, sendo selecionado um ponto por célula com base na robustez das informações. Esse procedimento assegurou uma distância mínima entre os registros, em conformidade com o tamanho de área de vida conhecido para o gênero *Leontopithecus* (KIERULFF, 2000; OLIVEIRA et al., 2011; PASSOS, 1997a; VALLADARES-PADUA, 1993) e em conformidade com a resolução espacial das camadas ambientais (~1km²).

A base de ocorrência final para uso na modelagem, foi composta por 82 registros confirmados da espécie. Utilizamos o pacote “flexsdm” (SANTIAGO et al., 2022) para gerar pseudo-ausências equivalentes ao dobro no número de ocorrências (n = 164) distribuídas de forma estratificada no espaço ambiental.

3.3 Variáveis ambientais e climáticas

Os limites estaduais e municipais foram obtidos a partir da base cartográfica do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), os limites das Unidades de Conservação foram extraídos da base oficial do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC), disponível em: <https://dados.gov.br/dados/conjuntos-dados/unidadesdeconservacao> (DADOS.GOV.BR, 2024). As áreas de ocorrência conhecidas do mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) foram fornecidos pela Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS). Foram selecionadas 31 variáveis preditoras relacionadas a fatores climáticos, estruturais da paisagem e gradientes de heterogeneidade ambiental. As variáveis climáticas foram

extraídas do banco CHELSA V2.1 (Climatologies at High Resolution for the Earth's Land Surface Areas), que oferece informações de alta resolução (~1 km²) de variáveis climáticas como temperatura e precipitação (KARGER et al., 2017), disponíveis em: <https://chelsa-climate.org>. As variáveis de heterogeneidade da paisagem e de topografia foram obtidas a partir do repositório EarthEnv (<https://www.earthenv.org/>), (AMATULLI, G. et al., 2018). Seleccionamos as variáveis climáticas e de paisagem de acordo com a relevância ecológica para a espécie, considerando fatores como estrutura da paisagem, vegetação predominante, precipitação e clima, além de gradientes ambientais associados à sua distribuição histórica (SCHMIDLIN, 2004; NASCIMENTO et al., 2008, 2011, 2014; LUDWIG et al., 2025).

3.4 Modelo de adequabilidade de hábitat

Para estimar a adequabilidade ambiental para a ocorrência do mico-leão-da-cara-preta, desenvolvemos modelos estatísticos de distribuição, com base em dois conjuntos de variáveis: climáticas e de paisagem, tratadas separadamente, a fim de captar processos ecológicos atuantes em diferentes escalas — ampla (climática) e local (estrutural da paisagem), conforme proposto por Rezende et al. (2020) em seu trabalho com outra espécie do mesmo gênero.

Inicialmente, utilizamos a delimitação espacial gerada para recortar as camadas ambientais de clima e paisagem, delimitando a área de modelagem. Para reduzir a multicolinearidade entre as variáveis ambientais, realizamos uma análise de correlação separada para cada conjunto de variáveis, utilizando o teste de correlação de Pearson ($r \geq 0,7$) e o cálculo do Fator de Inflação da Variância (VIF) como critérios de seleção. As variáveis altamente correlacionadas foram excluídas, resultando na seleção final de três variáveis climáticas e cinco de paisagem. A partir do conjunto de variáveis selecionadas, geramos dois conjuntos independentes de modelos: o primeiro considerando exclusivamente variáveis climáticas, e o segundo, as métricas de paisagem.

A modelagem foi conduzida no ambiente R 4.4.2 (R CORE TEAM, 2025), utilizando quatro algoritmos preditivos amplamente empregados em modelagem de nicho ecológico: MaxEnt (PHILLIPS & DUDÍK, 2008), Support Vector Machines (SVM; TAX & DUIN, 2004), Random Forest (BREIMAN, 2001) e Modelos Lineares

Generalizados – GLM (MCCULLAGH & NELDER, 1989). Foram utilizados 82 registros confirmados da espécie, e, para equilibrar o conjunto de dados, geramos pseudo-ausências em quantidade equivalente ao dobro das presenças ($n = 164$), com auxílio do pacote “flexsdm” (SANTIAGO et al., 2022), também utilizado para a construção dos modelos e a obtenção do modelo final. A manipulação e padronização dos dados foram realizadas com o pacote “tidyverse” (WICKHAM et al., 2019).

O particionamento dos dados de ocorrência para treino e teste foi realizado por meio de validação cruzada com *k-folds* repetidos, utilizando cinco *folds* e dez réplicas para cada algoritmo, totalizando 50 modelos preditivos. Essa abordagem garante uma avaliação robusta dos modelos, uma vez que cada registro é utilizado múltiplas vezes tanto para treinamento quanto para validação, reduzindo o risco de *overfitting* e aumentando a confiabilidade das métricas de desempenho (ARLOT & CELISSE, 2010; AZEVÊDO, 2018).

O desempenho dos modelos foi avaliado por meio do índice TSS (*True Skill Statistic*) e do índice de Sorensen. O TSS é uma métrica amplamente utilizada em modelagem de distribuição, por considerar simultaneamente a taxa de verdadeiros positivos (sensibilidade) e de verdadeiros negativos (especificidade). Adotamos o critério que maximiza a soma entre sensibilidade e especificidade (MaxSSS) para estimar o TSS de cada modelo. Este limiar é reconhecido na literatura como mais indicado para reduzir vieses em superestimar ou subestimar a área potencial de ocorrência (LIU et al., 2005; ALLOUCHE et al., 2006). Esse critério também foi utilizado como base para a seleção dos modelos com melhor desempenho. Os modelos selecionados foram combinados por meio do método de *ensemble* com média ponderada, baseado no cálculo Sorensen, para pesar os valores de adequabilidade de todas as réplicas e gerar o modelo final (ARAÚJO, 2007).

Os resultados dos modelos geraram dois mapas contínuos de adequabilidade ambiental: um associado ao clima e outro à paisagem (Figura 5 A e B), representando a adequabilidade climática e estrutural da paisagem para a ocorrência da espécie. Posteriormente, os modelos foram integrados em um modelo conjunto, refletindo áreas de intersecção entre clima e paisagem, indicando a adequabilidade total do hábitat na área de estudo, para a espécie (Figura 5 C; Tabela 3).

Visando indicar áreas prioritárias para o mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) e orientar estratégias de conservação, aplicamos a abordagem Ecoland a partir dos modelos contínuos. Conforme proposto por Sobral-Souza et al. (2021), a análise Ecoland integra os campos da ecologia da paisagem e da macroecologia em um modelo conceitual multiescala, com a integração gráfica e espacial dos valores de adequabilidade climática (eixo X) e de paisagem (eixo Y), inferindo a classificação dos pixels da área modelada em quatro categorias de adequabilidade: (1) baixa adequabilidade climática e paisagística; (2) alta adequabilidade paisagística e baixa climática; (3) alta climática e baixa paisagística; e (4) alta em ambas as dimensões (Figura 4). Para binarizar os modelos contínuos adotamos o critério LPT (*Lowest Presence Threshold*), definido como o menor valor de adequabilidade entre os pixels com registros confirmados da espécie como limiar (*threshold*) com o objetivo de garantir alta sensibilidade, assegurando que todas as áreas com ocorrência conhecida sejam classificadas como adequadas (LIU et al., 2005).

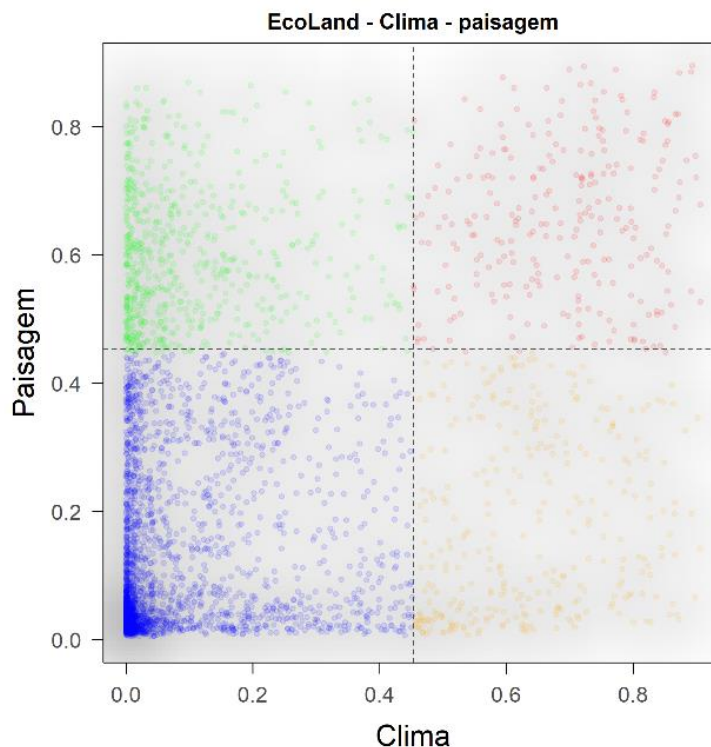


Figura 4. Classificação multiescalar da adequabilidade ambiental para *Leontopithecus caissara* com base na análise EcoLand. O gráfico representa a combinação entre a adequabilidade climática (eixo X) e a adequabilidade da paisagem (eixo Y), ambas

normalizadas entre 0 e 1. A densidade de pontos indica a frequência relativa de cada combinação no espaço geográfico modelado.

3.5 Análises descritivas do hábitat: Ecologia da espécie

Além das modelagens de nicho, realizamos análises descritivas das variáveis com maior representatividade para os modelos, com o objetivo de compreender os padrões climáticos e ambientais associados à distribuição dos valores dessas variáveis nas áreas de ocorrência da espécie. Para realizar análises descritivas nas áreas de ocorrência, selecionamos as variáveis que demonstraram maior importância na composição do modelo final e utilizamos como métrica o coeficiente de variação (CV). Essa abordagem permitiu identificar faixas e distribuição de valores nas três áreas, sendo possível identificar heterogeneidade climática e ambiental entre as áreas, bem como inferir possíveis relações entre a variabilidade dessas variáveis e os padrões de ocorrência.

Com o intuito de verificar a paisagem em questão de cobertura vegetal e uso da terra, consideramos outros aspectos importantes da paisagem para as áreas de ocorrência da espécie. Utilizamos a camada ambiental do MapBiomas (2017) para classificação de uso e cobertura do solo na área de estudo. A verificação das classes de uso e cobertura é um processo importante em estudos ecológicos, para compreender a distribuição espacial das diferentes formações vegetais e dos ambientes antrópicos que compõem a paisagem. Após a classificação, realizamos a extração dos valores dos pixels da camada com base nos pontos de ocorrência selecionados para a modelagem, associando-os às respectivas classes de uso e cobertura.

Em seguida, realizamos a avaliação da densidade da vegetação por meio do EVI (*Enhanced Vegetation Index*) - Índice de Vegetação Aprimorado – um índice espectral desenvolvido para melhorar a sensibilidade e precisão na quantificação da vegetação, especialmente em áreas com densas coberturas florestais e onde o NDVI apresenta limitações. O EVI foi calculado a partir das bandas espectrais do sensor OLI (*Operational Land Imager*) do Landsat-8, utilizando uma camada de máscara oficial disponibilizada pelo USGS (*United States Geological Survey*) em sua plataforma de dados geoespaciais. Este produto, gerado a partir das imagens de Reflectância de

Superfície (*Surface Reflectance*), aplica automaticamente a fórmula padronizada do EVI, garantindo a correção atmosférica e a comparabilidade espacial. O índice foi obtido com resolução espacial de 30 metros, correspondente ao tamanho do pixel das bandas de reflectância do sensor, permitindo uma análise espacialmente detalhada das condições estruturais da vegetação.

4. RESULTADOS

4.1 Modelos de adequabilidade de hábitat: clima e paisagem

Os modelos preditivos desenvolvidos com variáveis de clima, paisagem e a combinação de ambas apresentaram desempenho robusto conforme os indicadores de TSS e Índice de Sorensen (Tabela 2). O modelo de clima obteve valores de TSS, variando entre 0.69 e 0.82, demonstram bom equilíbrio entre sensibilidade e especificidade, com destaque para o modelo Random Forest, que apresentou TSS de 0.82 e Índice de Sorensen 0.86, caracterizando-o como o mais robusto na modelagem climática.

Nos modelos de paisagem, observou-se desempenho ligeiramente inferior, com TSS variando de 0.62 a 0.70 e Sorensen 0.73 a 0.78, refletindo uma maior dificuldade em discriminar áreas adequadas apenas com variáveis de paisagem. O modelo combinado (clima + paisagem) apresentou e TSS entre 0.67 e 0.76 e Sorensen 0.75 a 0.82, sugerindo que a integração entre as variáveis contribuiu para refinar as previsões.

Tabela 2. Métricas de avaliação e desempenho dos modelos.

Modelo	Sorensen (média)	TSS (média)
Clima	0.76–0.86	0.69–0.82
Paisagem	0.73–0.78	0.62–0.70
Combinado	0.75–0.82	0.67–0.76

A predominância das variáveis climáticas no ranking de importância do modelo final e com maiores valores de TSS e Índice de Sorensen nos modelos separados, sugerem que o clima pode ter maior influência sobre a adequabilidade do hábitat, embora as variáveis de paisagem também tenham contribuído para refinar as previsões. Para visualizar espacialmente essas projeções, a Figura 5 apresenta os

mapas contínuos de adequabilidade, destacando separadamente os efeitos das variáveis de paisagem (A) e de clima (B), além do modelo integrado (C).

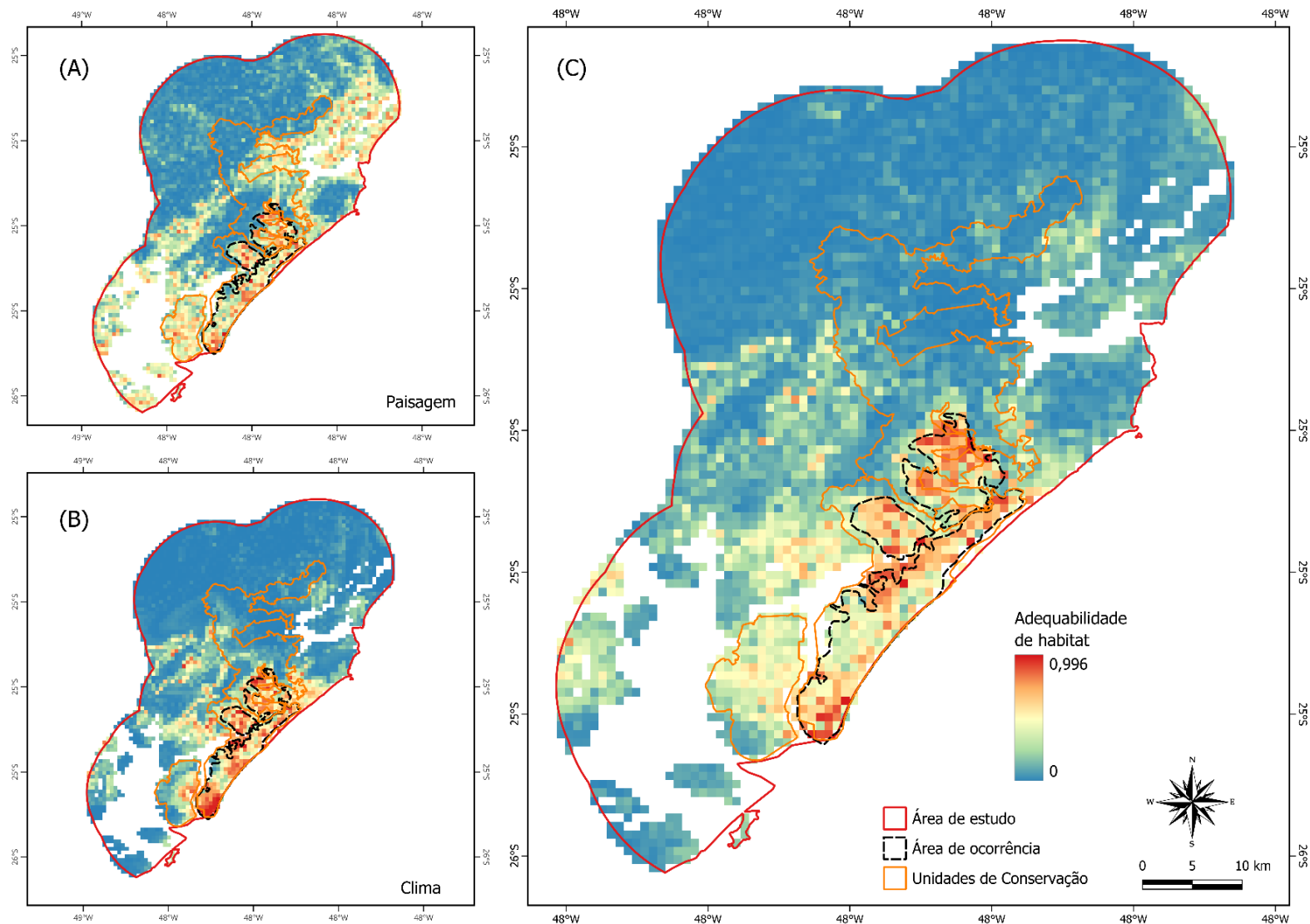


Figura 5. Modelos contínuos de adequabilidade de hábitat, baseados nas variáveis de paisagem (A) e clima (B). O modelo contínuo de adequabilidade (C) foi gerado a partir das médias ponderadas dos modelos de clima e paisagem juntos, para gerar um único mapa de adequabilidade de hábitat para a espécie *Leontopithecus caissara*. As cores indicam a variação na adequação do hábitat, de zero a um (0-1) conforme os valores dos pixels para áreas mais adequadas próximas de 1 – em vermelho e áreas menos adequadas, próximas de zero – em azul. As linhas tracejadas limitam a distribuição conhecida para a espécie.

A partir da área modelada (2.950,33km²), o modelo climático sugeriu 630,42 km² (21,37%) como áreas mais adequadas, distribuídas na parte oeste-norte do Paraná (Figura 5 – B; Tabela 3). A proporção das áreas adequadas no modelo de paisagem (Figura 5 – A; Tabela 3) foi maior que no modelo climático (975,91 km² - 33,14%) e indicou a região leste-sul do estado de São Paulo e a oeste-norte no Paraná, formando um “corredor” de áreas adequadas para a espécie envolto por áreas não adequadas devido a fatores estruturais de escala local (altitude, por exemplo). Este “corredor”, até então sem registros de ocorrência da espécie, conecta áreas de ocorrência já conhecidas.

Tabela 3. Áreas adequadas (km²) para o mico-leão-da-cara-preta indicadas pelos modelos contínuos de clima e paisagem, com base na área total modelada (2.950,33km²), incluindo sua distribuição original. A tabela também apresenta a intersecção de áreas classificadas como adequadas por ambos os modelos (clima e paisagem).

	Clima	Paisagem	Intersecção
LPT (<i>Lowest Presence Threshold</i>)	0.293	0.317	-
Área adequada (km ²)	630.42	975.91	319.36
% da área total	21.41	33.14	10.84

Comparando as áreas de intersecção, em que clima e paisagem são adequadas para a espécie, notamos que apenas 10,84% (319,36 km²) da área total modelada, possui áreas adequadas tanto em clima quanto em paisagem.

A análise Ecoland, foi utilizada para integrar as dimensões climáticas e paisagísticas, categorizando os pixels em quatro categorias de adequabilidade. Os resultados da análise Ecoland indicaram que a maior parte da paisagem — aproximadamente 68,6% da área modelada, correspondente a 2.021,85 km² — foi classificada como de baixa adequabilidade tanto sob a perspectiva climática quanto paisagística (Tabela 4 – Figura 6). As categorias intermediárias, caracterizadas por alta adequabilidade em uma dimensão e mais baixa na outra, ocuparam proporções menores: 16,2% (477,62 km²) para áreas com alta adequabilidade paisagística, e 8,4% (246,80 km²) para áreas com elevada adequabilidade climática.

Tabela 4. Classificação com base na análise EcoLand, combinando a adequabilidade climática e paisagística para *Leontopithecus caissara*. Os valores correspondem à extensão e à proporção relativa de cada categoria de adequabilidade de hábitat na área total modelada.

Categoria EcoLand	Área (km ²)	Porcentagem (%)
Baixa adequabilidade para clima e paisagem	2021.85	68.6%
Alta para paisagem; Baixa para clima	477.62	16.2%
Alta para clima; Baixa para paisagem	246.80	8.4%
Adequada para clima e paisagem (prioritária)	198.74	6.7%

Apenas 6,7% (198,74 km²) da área total modelada, indicada pela análise Ecoland, possui condições simultaneamente favoráveis para a espécie em ambas as dimensões, sendo, portanto, considerada prioritária para ações de conservação, manejo e monitoramento populacional.

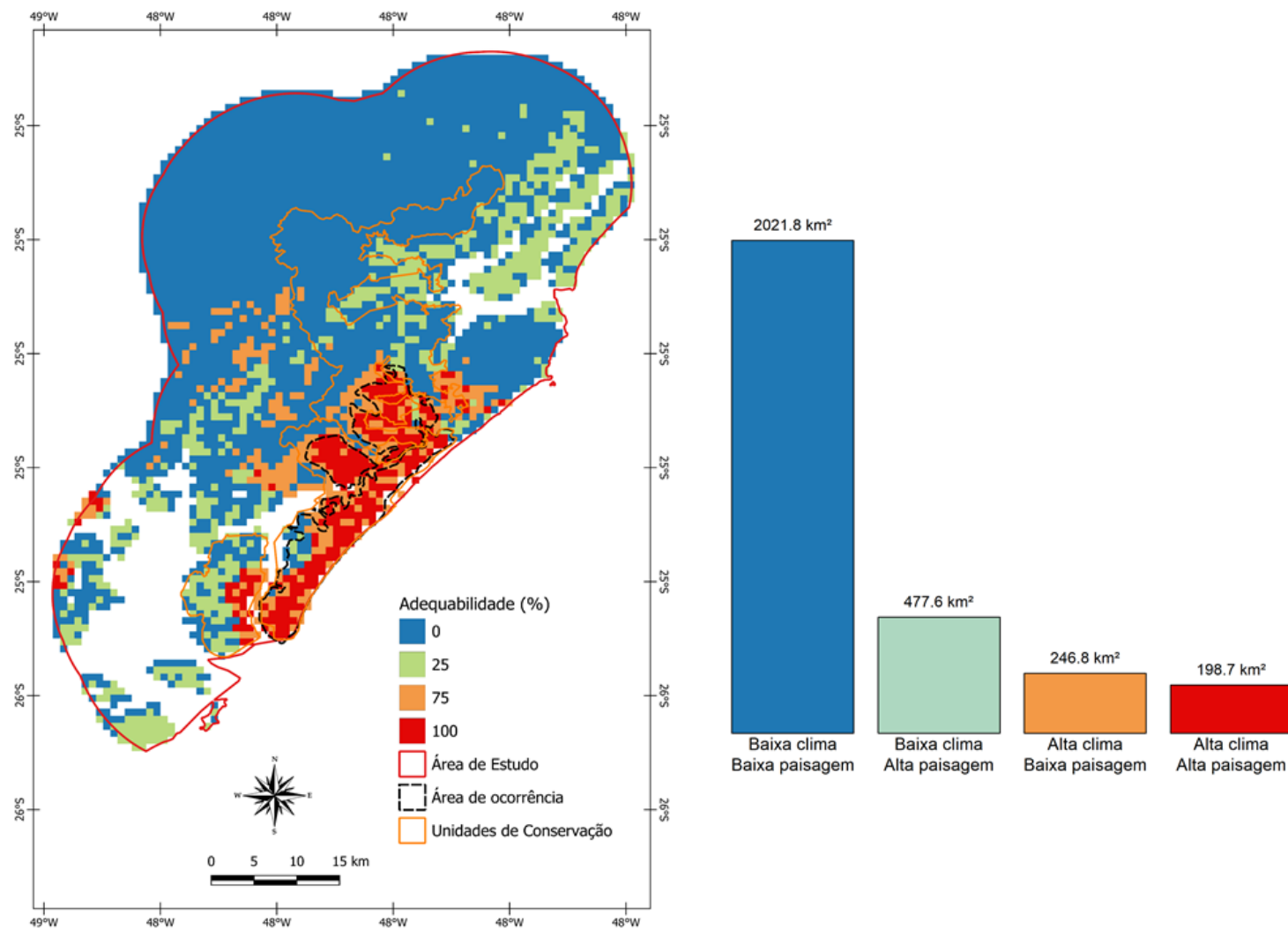


Figura 6. Adequabilidade do habitat (%) para a ocorrência do mico-leão-da-cara-preta, prevista por meio da análise de EcoLand combinando variáveis climáticas e de paisagem. As cores representam diferentes combinações de valores de adequação climática e de paisagem para um habitat potencial para a espécie.

Analizamos também a proporção de adequabilidade para cada uma das três áreas de ocorrência conhecida — Ariri, Vale do Rio dos Patos e Ilha do Superagui (Tabela 5). A área de ocorrência do mico-leão-da-cara-preta no Vale do Rio dos Patos apresentou a maior proporção de zonas com alta adequabilidade (86,49%), seguida pela região de Ariri (66,26%) e Ilha do Superagui (58,49%). Se compararmos o tamanho de cada uma das áreas de ocorrência conhecida, o Vale do Rio dos Patos possui menor extensão (3.212,11 ha) em comparação com a área de ocorrência do Superagui (14.108,50 ha).

Tabela 5. Distribuição das categorias de adequabilidade de habitat nas três áreas de ocorrência conhecidas para *Leontopithecus caissara*: Ariri, Vale do Rio dos Patos e Ilha do Superagui. Valores apresentados em área (km² e ha) e percentual relativo à área total modelada de cada local.

Categoria	Ariri			Vale do Rio dos Patos			Ilha Superagui		
	(km ²)	(ha)	(%)	(km ²)	(ha)	(%)	(km ²)	(ha)	(%)
0.0	0,78	77,52	1,21	-	-	-	11,62	1.161,51	8,77
0.25	2,33	232,60	3,62	-	-	-	3,10	309,72	2,34
0.75	18,61	1.860,66	28,91	3,87	387,47	13,51	40,27	4.026,84	30,40
1.0	42,64	4.264,18	66,26	24,80	2.479,91	86,49	77,44	7.743,80	58,49
TOTAL	64,35	6.434,97	100%	28,67	2.867,38	100%	132,42	13.241,87	100%

Quando a análise é direcionada às unidades de conservação (Tabela 6), o Parque Nacional do Superagui (PNS) destacou-se como a unidade com maior proporção de áreas altamente adequadas em clima e paisagem (categoria 1.0), com 40,4% de sua área total. Em contraste, o Parque Estadual Lagamar de Cananéia (PELC) apresentou 6,56%, e as áreas externas às unidades concentraram apenas 2,05% nessas condições. PNS abrange a Ilha das Peças, que apesar de não ser uma área de ocorrência da espécie, possui características ambientais semelhantes de adequabilidade de habitat com as áreas de ocorrência. Esse resultado evidencia a importância estratégica do PNS para a conservação da espécie, atuando como um refúgio essencial. Já as áreas externas às UCs, apesar de representarem a maior extensão absoluta do território analisado, concentram predominantemente áreas de baixa adequabilidade (74,29%).

Tabela 6. Extensão e proporção das categorias de adequabilidade de hábitat dentro do Parque Nacional do Superagui (PNS), Parque Estadual Lagamar de Cananéia (PELC) e áreas externas às unidades de conservação. Os valores indicam o potencial de cada território para abrigar a espécie *Leontopithecus caissara* com base na análise EcoLand.

Categoria	Área externa UC			PELC			PNS		
	(km ²)	(ha)	(%)	(km ²)	(ha)	(%)	(km ²)	(ha)	(%)
0.0	1.596,35	159.635,33	74,29	294,20	29.419,94	73,18	65,82	6.582,38	20,94
0.25	382,40	38.239,52	17,79	40,35	4.035,30	10,03	46,44	4.644,31	14,77
0.75	126,37	12.637,29	5,88	41,10	4.109,83	10,23	75,13	7.513,01	23,89
1.0	44,18	4.418,03	2,05	26,36	2.636,06	6,56	127,01	12.701,32	40,40

4.2 Análises descritivas do hábitat: Ecologia da espécie

As áreas conhecidas de ocorrência do mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) totalizam aproximadamente 24.130,73 ha (241,31 km²), distribuídas entre três áreas: região continental de Ariri (6.810,11 ha), Vale do Rio dos Patos (3.212,12 ha) e Ilha de Superagui (14.108,5 ha). Essas áreas representam cerca de 32,36% da área total das UCs, PNS e PELC que compõem o núcleo da distribuição atual da espécie.

A Figura 7 apresenta a frequência de valores amostrados para cada variável ambiental nas três regiões de ocorrência: Ariri (rosa), Vale do Rio dos Patos (verde) e Ilha de Superagui (azul). A tabela 7 indica os valores médios para cada uma das variáveis analisadas: Sazonalidade da Temperatura, Sazonalidade da Precipitação, Precipitação do Trimestre Mais Chuvoso, Índice de Posição Topográfica (TPI) e Cosseno do Aspecto.

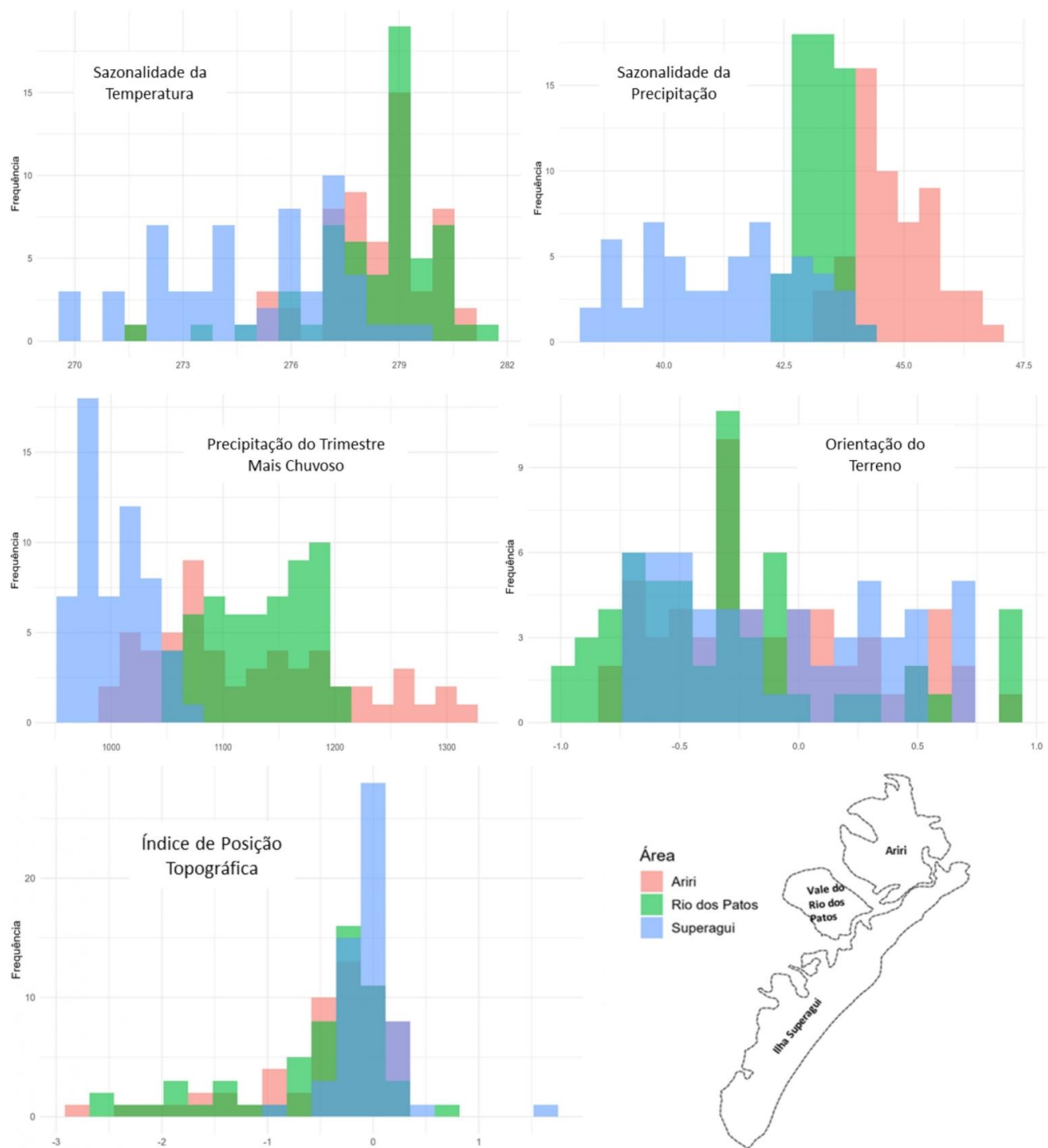


Figura 7. Distribuição da frequência dos valores das principais variáveis ambientais nas três áreas conhecidas de ocorrência do *Leontopithecus caissara*: Ariri (rosa), Vale do Rio dos Patos (verde) e Ilha de Superagui (azul). Os histogramas representam a distribuição de valores para cinco variáveis ambientais. À direita, o mapa indica a localização geográfica das três áreas amostradas.

Tabela 7. Estatísticas descritivas das variáveis ambientais analisadas nas três áreas de ocorrência do *Leontopithecus caissara* (n = 57 por área). CV: Coeficiente de Variação; IC 95%: Intervalo de Confiança de 95%.

Variável	Área	Média	Desvio Padrão	IC 95%	CV (%)
Sazonalidade da Temperatura (Bio4) (°C)	Ariri	22,1	0,85	0,22	3,85
	Rio dos Patos	21,9	0,52	0,13	2,37
	Superagui	22,5	1,02	0,27	4,53
Sazonalidade da Precipitação (Bio15) (%)	Ariri	44,8	0,85	0,22	1,90
	Rio dos Patos	43,3	0,38	0,10	0,87
	Superagui	41,2	1,61	0,42	3,91
Precipitação do Trimestre Mais Chuvoso (Bio16) (kg/m ² /mês)	Ariri	1124	87,0	22,6	7,75
	Rio dos Patos	1133	43,6	11,3	3,85
	Superagui	1003	30,0	7,78	2,99
Índice de Posição Topográfica (TPI)	Ariri	-0,476	0,686	0,178	-1,44
	Rio dos Patos	-0,557	0,761	0,198	-1,37
	Superagui	-0,0274	0,295	0,0766	-10,8
Orientação do Terreno (AspectCosine)	Ariri	-0,105	0,440	0,114	-4,20
	Rio dos Patos	-0,301	0,486	0,126	-1,62
	Superagui	-0,099	0,459	0,119	-4,63

A Sazonalidade da Temperatura (Bio4), expressa em décimos de grau Celsius (Tabela 7), apresentou médias bastante semelhantes entre as três regiões (aproximadamente 27,5–28,2 °C). Essa homogeneidade sugere padrões climáticos próximos, caracterizados por baixa variação térmica anual. Contudo, Superagui destacou-se por apresentar maior heterogeneidade interna (CV = 4,53%) em comparação com Ariri (3,85%) e Rio dos Patos (2,37%). A amostragem estratificada (n = 57) garantiu comparabilidade entre áreas, mantendo as médias estáveis, mas evidenciando aumentos nos desvios padrão e variabilidade local, sobretudo em Superagui (SD = 1,02).

A Sazonalidade da Precipitação (Bio15), medida de variação da precipitação mensal ao longo do ano, apresentou diferenças na heterogeneidade espacial entre as áreas (Tabela 7). O coeficiente de variação foi maior em Superagui (CV = 3,91%), indicando maior variabilidade temporal no regime de chuvas. Em Ariri (1,90%) e Rio dos Patos (0,87%), indicam homogeneidade hídrica, com distribuição mais uniforme das chuvas entre os meses do ano.

Outra variável de precipitação (Bio16) - Precipitação Média Mensal do Trimestre Mais Chuvoso - expressa em kg/m²/mês (valores escalados por 0,1) (Tabela 7), evidenciou que Rio dos Patos possui a maior média de precipitação (1133 kg/m²/mês),

seguido de Ariri (1124 kg/m²/mês) e Superagui (1003 kg/m²/mês). A maior variabilidade interna foi registrada em Ariri (CV = 7,75%), associada provavelmente à sua localização continental, caracterizada por uma rede hidrográfica extensa de áreas alagadas que favorecem a heterogeneidade espacial na disponibilidade de água. Em contraste, Superagui, como ambiente insular, apresentou menor média e variabilidade (CV = 2,99%), denotando menor variação local.

Dentre as variáveis de paisagem importantes para o resultado gerado no modelo, selecionamos o Índice de Posição Topográfica (TPI), que expressa a diferença entre a elevação de uma célula e a média das células vizinhas (Tabela 7). Superagui apresentou média de TPI próxima de zero (-0,0274), indicando predominância de áreas planas. Em contraste, Ariri (-0,476) e Rio dos Patos (-0,557) que apresentaram médias negativas, sugerindo maior presença de vales e encostas. O desvio padrão foi menor em Superagui (0,295), refletindo maior uniformidade topográfica, enquanto Ariri e Rio dos Patos apresentaram maior heterogeneidade no relevo (ANEXO II). O coeficiente de variação mais elevado em Superagui decorre da proximidade da média de zero.

A variável Cosseno do Aspecto – representa o componente Norte-Sul da orientação do terreno (Tabela 7) – apresentou média negativa (-0,301) na área de ocorrência do Vale do Rio dos Patos, evidenciando maior inclinação das encostas para o sul, com menor incidência solar direta, especialmente no período da tarde. Ariri (-0,105) e Superagui (-0,099) apresentaram médias próximas de zero, indicando uma maior proporção de encostas com orientação Leste-Oeste.

A análise de uso e cobertura permitiu identificar os tipos de hábitat potencialmente favoráveis, áreas de maior ou menor conectividade e zonas potenciais de contato antrópico. O mapa de uso e cobertura gerado (Figura 8 - A), revelou que as áreas de ocorrência do mico-leão-da-cara-preta, apresentaram maior proporção de restinga arbórea (74,1%) e formação florestal (12,9%) — seguindo a classificação do MapBiomas — em menor proporção, aparecem as classes de Mosaico de Usos (7,1%), Restinga Herbácea (3,5%) e Mangue (2,4%).

A análise espectral da vegetação (Figura 8 - B; Tabela 8) com base no Índice de Vegetação Aprimorado (EVI), indicou que os valores obtidos para a área de estudo variando entre 0 e 0,43, reflete as condições particulares do ambiente litorâneo,

composto por mosaicos de florestas secundárias, formações pioneiras, manguezais e restingas arbóreas. A distribuição dessas faixas de valores pode ser observada na tabela 7.

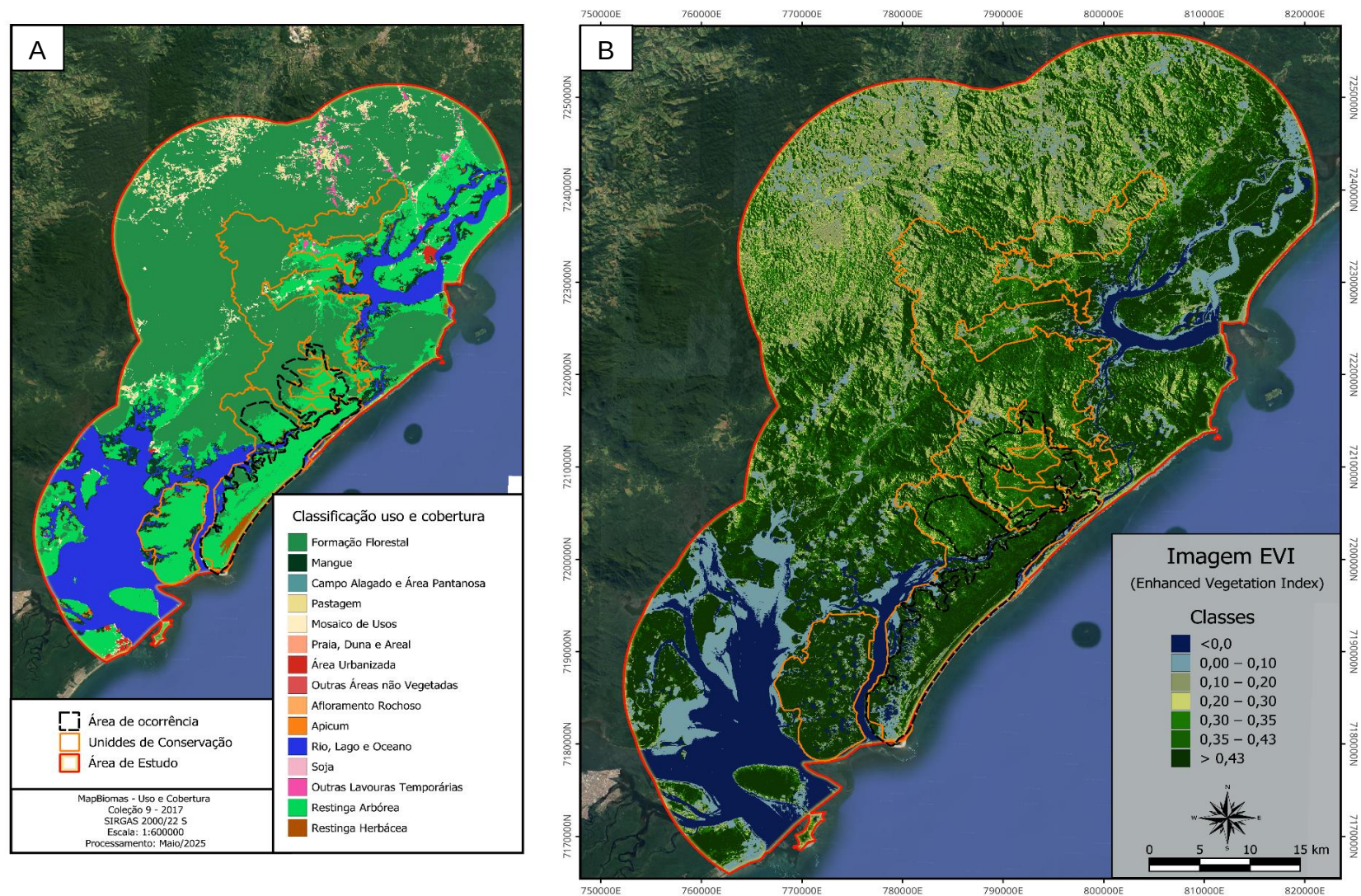


Figura 8. Mapas de uso e cobertura do solo (A) e valores de EVI (B), indicando a densidade da vegetação, de < 0,0 (água ou solo descoberto) até 0,43 (florestas secundárias densas).

Tabela 8. Faixas de EVI e suas respectivas interpretações ecológicas para a área de estudo.

Faixa de EVI	Interpretação ecológica
< 0	Água, superfícies encharcadas, solo exposto ou ruído espectral. Sem presença significativa de vegetação.
0,00 – 0,10	Áreas abertas, solo exposto, praias arenosas, restingas herbáceas muito ralas ou início de colonização vegetal.
0,10 – 0,20	Formações pioneiras em estágio inicial: vegetação esparsa, gramíneas, herbáceas, regeneração incipiente.
0,20 – 0,30	Formações pioneiras consolidadas, como restinga herbácea densa, bordas de manguezais, áreas de regeneração.
0,30 – 0,35	Manguezais e restinga arbórea: vegetação litorânea consolidada, adaptada a solos hidromórficos e ambientes salinos.
0,35 – 0,43	Floresta Ombrófila Densa secundária: vegetação moderadamente densa, regeneração avançada, mas ainda com dossel não totalmente fechado.

A distribuição percentual das classes de uso e cobertura associadas aos pontos de ocorrência do mico-leão-da-cara-preta é apresentada no histograma da Figura 9. Dentre as classes analisadas, a Restinga foi a mais representativa correspondendo a 74,1% dos registros. Em seguida aparecem a Formação Florestal (12,9%), Mosaico de Usos (7,1%), seguido por Restinga Herbácea (3,5%) e os Manguezais (2,4%). O histograma (Figura 9) representa as classes de uso e cobertura para os pontos de ocorrência.

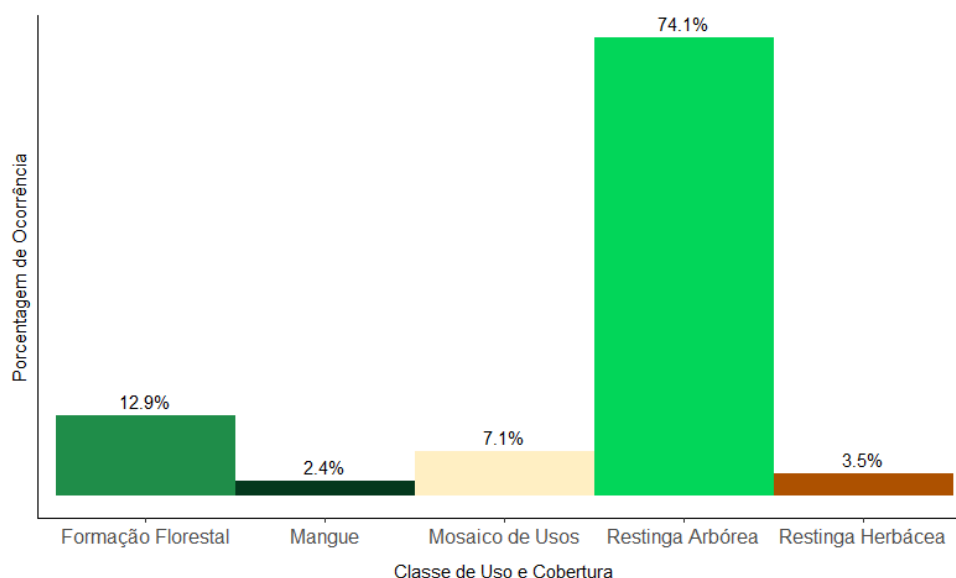


Figura 9. Distribuição percentual das classes de uso e cobertura do solo associadas às ocorrências do mico-leão-da-cara-preta na área de estudo. As categorias são baseadas na classificação do MapBiomas.

5. DISCUSSÃO

Estimamos áreas com adequabilidade de hábitat para a espécie, sendo consideradas potenciais para ocorrência. Os resultados das análises de modelagem trouxeram um conjunto de respostas ambientais que norteiam ações futuras para conservação da espécie e monitoramento populacional, também indicam áreas adequadas fora das áreas de ocorrência já conhecidas, que podem ser consideradas em esforços de monitoramento e conservação.

5.1 Modelos de Adequabilidade de Hábitat

Os modelos contínuos evidenciaram que apenas 10,84% (319,36 km²) da área total modelada, possui áreas adequadas combinando condições climáticas e paisagísticas favoráveis. Esses resultados indicam que as áreas potencialmente favoráveis à ocorrência da espécie, são relativamente restritas em relação ao total da região analisada. Já a análise Ecoland revelou que apenas 6,7% (198,74 km²) da área total modelada apresenta condições simultaneamente favoráveis para o mico-leão-da-cara-preta, concentrando-se majoritariamente nas áreas já conhecidas de ocorrência da espécie. Esse resultado reforça a limitação da distribuição do *L. caissara* e destaca a importância de estratégias conservacionistas voltadas à proteção dessas zonas críticas. A análise Ecoland evidenciou a predominância de áreas de baixa adequabilidade, correspondendo a 68,6% (2.021,85 km²) da área total modelada, sugerindo a existência de barreiras ecológicas e ambientais – como relevo desfavorável, cobertura vegetal inadequada ou condições climáticas restritivas – que podem dificultar a dispersão e o estabelecimento de novas populações.

Seguindo para as análises das três áreas de ocorrência conhecidas – Ilha do Superagui, Vale do Rio dos Patos e Ariri – observamos que o Vale do Rio dos Patos apresentou maior percentual de hábitat adequado (86,49%), mesmo sendo a área de ocorrência com menor extensão territorial em comparação com Ariri e Ilha do Superagui. O Vale do Rio dos Patos possui registros históricos da espécie (LUDWIG et

al., 2025) porém não existem estudos ou monitoramentos da população. Essa região faz parte da área do PNS (Parque Nacional do Superagui).

No contexto de unidade de conservação que engloba a ocorrência total da espécie – PNS e PELC – a análise Ecoland evidenciou o PNS como um importante refúgio, com 40,4% de sua área em condições altamente favoráveis, incluindo a Ilha das Peças como hábitat favorável (Tabela 6). No PNS a espécie ocorre apenas na Ilha do Superagui e Vale do Rio dos Patos, sendo, portanto, a Ilha das Peças uma área indicada pelos modelos como adequada em algumas regiões, porém nunca houve registro da espécie nessa ilha.

Já o PELC apresentou apenas 6,56% de áreas adequadas em clima e paisagem. Essa diferença entre as unidades de conservação atribui-se principalmente às diferenças de altitude, onde o PNS possui mais áreas de baixada em comparação com o PELC, sendo essa uma característica importante para a distribuição da espécie, já relatada anteriormente em outros trabalhos (NASCIMENTO, A. T. A., SCHMIDLIN, L.A.J., 2011; LUDWIG, G. 2011; LUDWIG et al., 2025). Enquanto a população da Ilha do Superagui apresenta distribuição em quase todo território ocupando cerca de 41,66% da Ilha, a população continental do Ariri se concentra na região sul do parque, ocupando 16,72% da área total do PELC.

Os diferentes padrões de distribuição, já foram observados no trabalho de Nascimento et al. (2011), evidenciando que os grupos continentais (PELC) possuem áreas de vidas mais amplas, porém os grupos insulares (PNS) apresentaram maiores deslocamentos diários. Isso também foi observado no trabalho de Nascimento e Schmidlin (2011), que determinou a capacidade de suporte tanto para a Ilha quanto para o continente e relatou que existem diferenças associadas às características ecológicas e estruturais entre os habitats insular e continental, que por sua vez, podem atuar na diferença entre as áreas de distribuição, além de causar pressões distintas sobre as populações. Neste trabalho, identificamos que existem barreiras geográficas no PELC associada ao relevo, uma vez que o PNS apresenta predominância de áreas de baixada, enquanto o PELC possui maior variação altitudinal e presença de morros. Essa variação altitudinal que ocorre no PELC, sugere baixa adequabilidade em

paisagem, indicada pelos modelos como um fator limitante para um hábitat adequado para a espécie.

As áreas externas ao PNS e PELC apresentam, em sua maioria, baixa adequabilidade para a espécie, acentuando o efeito de isolamento geográfico na paisagem gerando o efeito de “ilhas”, mesmo para as populações continentais. Esse padrão evidencia a vulnerabilidade das populações frente à fragmentação, às mudanças climáticas e às restrições impostas pela configuração da paisagem regional (ANEXO II). Outros trabalhos evidenciam o isolamento geográfico entre as populações, seja por pressões antrópicas históricas ou isolamento por barreiras naturais da paisagem, como estuários, rios e elevação abrupta. Os mapas gerados a partir dos modelos contínuos e pela análise Ecoland, surgem como ferramentas de estratégia e planejamento para orientar ações de conservação, ao identificar áreas prioritárias e a análise de fatores ambientais que podem limitar a ocorrência e dispersão natural da espécie.

5.2 Características ambientais das áreas de ocorrência

A análise da distribuição dos valores das variáveis ambientais nas áreas de ocorrência, revelou diferenças sutis, porém relevantes. Essas diferenças indicam que, embora as três regiões apresentem condições climáticas semelhantes em escala regional, pequenas variações locais podem gerar microclimas distintos, com reflexos sobre a disponibilidade de recursos e o comportamento das populações.

Na Ilha do Superagui, observou-se maior variação térmica e maior sazonalidade das chuvas, sugerindo maior variação térmica entre diferentes pontos da ilha, possivelmente pela interação entre relevo plano, exposição solar e influência marinha. Em contraste, Ariri e Rio dos Patos apresentaram ambientes mais homogêneos termicamente. Embora as médias sejam semelhantes, os CVs sugerem que pequenos gradientes térmicos podem gerar microclimas distintos, afetando o comportamento térmico e os padrões de atividade da espécie, assim como a disponibilidade de recursos.

A sazonalidade da precipitação, indicou diferenças entre as áreas de ocorrência da espécie. Na Ilha do Superagui, o coeficiente de variação indicou um regime pluviométrico sazonal, com estações seca e chuvosa bem definidas ao longo do ano. Em contraste com Ariri e Vale do Rio dos Patos, apresentam menor variação sazonal, indicando um regime pluviométrico mais constante, com chuvas distribuídas ao longo do ano e estação pouco definida, com chuvas mesmo durante a estação seca. Essas diferenças entre as áreas, indicam que Ariri e Vale do Rio dos Patos, possuem características semelhantes no regime pluviométrico, influenciado pelas condições da paisagem com presença de vales e encostas, além de presença de rios e áreas alagadas e características da vegetação. De maneira distinta, a Ilha do Superagui, apresenta maior parte de relevo plano.

Durante trimestre mais chuvoso, Ariri apresenta maior variação espacial da precipitação, seguida do Vale do Rio dos Patos e da Ilha do Superagui. Esses dados indicam que, em Ariri, a distribuição da chuva durante o trimestre mais chuvoso, é desigual entre os diferentes pontos da paisagem, refletindo heterogeneidade espacial associada a complexidade topográfica e o mosaico de usos do solo, que geram microclimas com distintas condições de umidade. Essa diversidade local, pode influenciar a distribuição da vegetação e disponibilidade de recursos. Já a menor variação em Superagui sugere um regime hídrico mais homogêneo ao longo da área, com chuvas bem distribuídas ao longo de todo o território.

De maneira geral, na Ilha do Superagui, a chuva é bem distribuída espacialmente, porém concentrada em determinados meses, estações seca e chuvosa bem definidas, que influenciam na disponibilidade de insetos e frutos ao longo do ano. Por outro lado, Ariri e Vale do Rio dos Patos, apresentam regime pluviométrico constante, com períodos de chuva ao longo de todo o ano, no entanto, a precipitação é heterogênea espacialmente – chuva não se distribui uniformemente pelo território – com áreas alagadiças e microambientes distintos, gerando variações locais na disponibilidade de água e de recursos, favorecendo a diversidade de habitats, podendo influenciar a distribuição distinta entre as populações.

A análise do Índice de Posição Topográfica (TPI) reforça as diferenças no relevo entre as áreas de ocorrência do mico-leão-da-cara-preta. A média do TPI em

Superagui foi próxima de zero, indicando predominância de áreas planas ou suavemente onduladas, o que é corroborado pelo menor desvio padrão, refletindo baixa variabilidade topográfica. Em contraste, Ariri e Rio dos Patos apresentaram médias negativas, indicando maior presença de feições côncavas do relevo, como vales e encostas, associadas a terrenos com maior declive. Nessas duas regiões, os maiores desvios padrão (0,686 e 0,761, respectivamente) indicam maior heterogeneidade no relevo, o que pode estar associado a um mosaico mais complexo de micro-habitats. Embora o coeficiente de variação tenha sido mais alto em Superagui, esse valor se deve à proximidade da média zero, o que distorce a interpretação dessa métrica para variáveis que admitem valores negativos ou muito baixos. Assim, para o TPI, a interpretação deve se concentrar principalmente nos valores absolutos da média e do desvio padrão, os quais apontam para uma paisagem mais uniforme e plana em Superagui, em contraste com a maior complexidade topográfica observada em Ariri e Rio dos Patos.

A análise da variável Aspecto do Cosseno, que expressa a componente norte-sul da orientação do terreno, também revelou diferenças importantes entre as áreas de ocorrência. O Vale do Rio dos Patos apresentou a média mais negativa, indicando predominância de encostas voltadas para o sul — estas, no hemisfério sul, recebem menor incidência direta de radiação solar ao longo do dia, especialmente no inverno, o que favorece a manutenção de microclimas mais úmidos, sombreados e com temperaturas moderadas. Ariri e Ilha do Superagui, por sua vez, apresentaram médias próximas de zero, sugerindo uma distribuição mais equilibrada entre encostas voltadas para o norte (mais ensolaradas) e para o sul (mais sombreadas), sem uma orientação predominante.

Essa diferença tem implicações ecológicas relevantes, pois encostas voltadas para o norte tendem a ser mais secas e quentes, enquanto aquelas voltadas para o sul oferecem condições mais favoráveis à manutenção de umidade e temperatura estável, o que pode influenciar a disponibilidade de recursos e a estrutura da vegetação devido aos períodos de incidência solar nas áreas. Ainda assim, observa-se que Ariri e Vale do Rio dos Patos compartilham médias mais próximas entre si, o que pode estar relacionado às características semelhantes dessas áreas continentais, que apresentam

maior complexidade topográfica, com presença de encostas e altitudes acima de 50 metros ao redor das zonas analisadas. Em contraste, Superagui, por ser uma ilha com relevo predominantemente plano e de baixa elevação, tende a apresentar uma orientação mais homogênea do terreno (ANEXO II).

Por fim, as análises de uso do solo e índice de vegetação, indicaram componentes da paisagem já observados em outros estudos. As áreas de ocorrência do mico-leão-da-cara-preta, apresentaram maior proporção de áreas de restinga arbórea e formação florestal, seguindo em menor proporção, aparecem as classes de mosaico de usos, restinga herbácea e mangue. Esta composição sugere que o hábitat preferencial da espécie está relacionado a vegetações litorâneas adaptadas a condições edáficas específicas, especialmente solos hidromórficos e sujeitos a alagamentos periódicos.

A preferência por Restinga Arbórea é coerente com o encontrado no trabalho de Nascimento e Schmidlin (2011), que observaram que os grupos de micos da Ilha do Superagui (população insular) apresentaram uso intensivo de floresta de planície e restinga arbórea. No entanto, nas populações continentais (região de Ariri), os grupos mostraram preferência significativa por áreas de brejo, várzea e caxetal, bem como por florestas secundárias em estágio intermediário de regeneração, indicando uma maior flexibilidade no uso de habitats sucessionais e perturbados. Neste estudo a classificação do MapBiomas indicou a classe de Restinga Arbórea também no continente diferente do encontrado pelos autores. Porém no trabalho de Ivanauskas et al. (2024), um estudo recente da vegetação do PELC, os autores classificaram as fitofisionomias no parque que abrangem a área de ocorrência do mico-leão-da-cara-preta. As fitofisionomias incluem: Floresta de Encosta; Floresta Alta de Restinga; Floresta Baixa de Restinga; Floresta Aluvial e Floresta Paludosa (caxetal e guanandizal), além de outras classes de usos na área como Floresta secundária em sucessão intermediária e vegetação alterada. Apesar das Florestas Submontanas estarem presentes nessa região, já foi relatado que o mico-leão-da-cara-preta evita altitudes acima de 40 metros.

A análise espectral da vegetação, baseada no índice EVI, reforça a predominância de vegetações em estágio sucessionais secundários. Com valores que

variaram de 0 a 0,43, o EVI da área de estudo é compatível com vegetações pioneiras consolidadas e formações secundárias — muito abaixo dos valores comumente associados a florestas ombrófilas densas primárias, que tipicamente apresentam EVI acima de 0,6 (HUETE et al., 2002; ZHAO et al., 2016). Essa ausência de valores elevados pode ser atribuída tanto à estrutura natural dos ecossistemas costeiros quanto ao histórico de exploração de recursos vegetais, como a extração de palmito e madeira, além da pressão antrópica sobre os remanescentes florestais.

A elevada representatividade das Restingas Arbóreas como característica do habitat do mico-leão-da-cara-preta, pode estar relacionada à capacidade de oferecer cobertura vegetal, recursos alimentares variados e elementos estruturais importantes para abrigo e locomoção. Como observado por Nascimento e Schmidlin (2011), mesmo em paisagens insulares onde há menor diversidade de formações vegetacionais, a espécie mantém padrões de uso intensivo nessas formações, reforçando seu valor ecológico para a manutenção das populações. A conservação dessas características de habitat, é fundamental para garantir a viabilidade populacional da espécie, principalmente diante das pressões climáticas e antrópicas que afetam os ecossistemas costeiros.

5.3 Áreas prioritárias para conservação e monitoramento para o estado de São Paulo e Paraná

Compreender as áreas potenciais para distribuição de uma espécie é fundamental para o planejamento de monitoramentos e conservação das populações. Os resultados obtidos, reforçam o caráter restrito da distribuição do *Leontopithecus caissara*. A baixa proporção de área considerada adequada e a coincidência de áreas altamente adequadas em áreas já conhecidas de ocorrência, indicam que a espécie está altamente dependente dessas áreas florestais remanescentes em que ocorre. Além disso, as áreas de ocorrência natural funcionam como “ilhas” mantendo as populações cercadas de barreiras geográficas que restringem sua distribuição, sendo altitude, clima e cursos d’água que isolam as populações e áreas potenciais para sua ocorrência. Apesar desta região ser parte da Grande Reserva da Mata Atlântica e

possuir um conjunto de Unidades de Conservação que se sobrepõe, a espécie apresenta características ecológicas marcantes que restringem seu potencial de distribuição e o deslocamento para novas áreas.

Ao analisar as áreas de ocorrência da espécie em mapas de adequabilidade de hábitat (EcoLand – Figura 6), é possível perceber que estas áreas estão associadas a pixels com maior adequabilidade de clima, sendo este um possível fator de macroescala determinante para a espécie. Regiões com altitudes acima de 50 metros são consideradas barreiras para a espécie, como relatado anteriormente nos estudos de Schmidlin, (2004) e Nascimento (2008) e confirmados neste estudo através da análise de TPI descrita anteriormente. Assim como áreas abertas - desconectadas por estuários largos, rios ou pequenos vilarejos e fazendas, tornam-se barreiras naturais e antrópicas que acentuam a restrição do hábitat.

A análise EcoLand (SOBRAL-SOUZA, T. et al., 2021) também contribuiu significativamente para direcionar os locais para esforços de conservação, indicando os fatores de atenção para as regiões. Além disso, os resultados fornecem subsídios para manejo populacional, indicando fragmentos florestais mais apropriados para reintroduções ou reforços populacionais, conforme já proposto em estratégias semelhantes para outras espécies ameaçadas do mesmo gênero. A malha de quadrantes de 1 km² gerados neste estudo, a partir das camadas matriciais resultantes da análise Ecoland (Figura 10), podem servir para guiar futuros monitoramentos das populações de mico-leão-da-cara-preta, assim como indicar de forma prática as áreas prioritárias para manejo populacional. As áreas prioritárias indicadas pelos modelos para conservação, monitoramento e manejo da espécie no lado do Paraná são: Região do Sebuí, Vale do Rio dos Patos e Ilha do Superagui.

Situada na porção continental do município de Guaraqueçaba, dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaraqueçaba, na região do Rio Sebuí, foram identificadas áreas com alta adequabilidade climática, 2.247,16 hectares de hábitat adequado, entretanto, ao considerar características de paisagem – como estuários e elevação altitudinal – apenas 232,46 hectares foram classificados como hábitat potencialmente favorável. Essa região abriga registros históricos da espécie (década de 1990), sendo, portanto, prioritária para o monitoramento de possíveis populações

remanescentes. No estudo de Schimidlin (2004), estimou que essa região tinha aproximadamente 2.972 hectares de hábitat adequado para o mico-leão-da-cara-preta, também estimou a capacidade de suporte dessa região para até 97 indivíduos e considerou relevante para a conservação como área potencial para manejo ou recolonização. Neste estudo, comprovamos que esta região permanece ao longo do tempo, uma área importante para a espécie, visto o quão pouco hábitat disponível resta ao redor de sua área original. Além disso, essa região pode conectar-se com a área de ocorrência do *L. caissara* já conhecida na região do Vale do Rio dos Patos.

A APA Guaraqueçaba é composta majoritariamente por Floresta Ombrófila Densa, com estágios de regeneração variáveis, sendo a região considerada como mosaico de Unidades de Conservação, atuando como corredor biológico (SCHMIDLIN, L. A. J., 2004). Essa região também abrange a Reserva Ecológica do Sebuí, sendo uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) localizada no município de Guaraqueçaba. Criada em 1999, a reserva possui uma área de 400,78 hectares e integra o Mosaico Lagamar. Outra área destacada pelos modelos, que apresentou condições ambientais favoráveis e se sobrepõe a APA Guaraqueçaba, é a região da Reserva Biológica Bom Jesus próximo a comunidade de Medeiros. Embora tenham apresentado alta adequabilidade de hábitat para a espécie, essas duas últimas áreas são isoladas por barreiras geográficas naturais que dificultam a dispersão espontânea da espécie para ocupação de novas áreas.

Os modelos também indicaram alta adequabilidade ambiental para a Ilha das Peças. Esta ilha apresenta formações vegetais importantes como restinga e manguezais, porém muitas áreas estão em estágio de regeneração secundária, devido a atividades passadas de extração de madeira e caça (SCHMIDLIN, L. A. J., 2004). A Ilha das Peças é protegida integralmente pelo Parque Nacional do Superagui e, foi estimado no trabalho de Schimidlin (2004), cerca de 8.384 hectares de área adequada para o mico-leão-da-cara-preta. Apesar desta ilha ser considerada adequada em termos de clima (773,92 ha) e paisagem (3.869,79 ha), é importante considerar que nunca houve registro da espécie no local e apesar do bom estado aparente da vegetação, a estrutura interna encontra-se alterada, caracterizando a chamada “floresta vazia”, com redução da fauna dispersora de sementes além de ser uma ilha suscetível

a alterações climáticas extremas (SCHMIDLIN, L. A. J., 2004; PAGLIA, A.P.et al.,2012). Outro fator a ser considerado é a condição insular, que impede a colonização natural por *L. caissara*; ainda assim, a área deve ser considerada prioritária para conservação e manejo, pois mantêm atributos ecológicos compatíveis com os requisitos da espécie e estão próximas à sua área de ocorrência atual.

A região do Vale do Rio dos Patos, localizado no continente, dentro dos limites do PNS, apresentou alta adequabilidade para a espécie e apresenta significativa cobertura de Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, com presença de áreas de várzeas e brejos que servem de corredores ecológicos. As áreas adequadas em clima e paisagem somam 2.479,91 hectares de 2.867,38 hectares modelados, sendo a área de ocorrência com maior adequabilidade de hábitat para a espécie (86,49%). Esta região já integra a atual distribuição do *L. caissara*, e segundo o trabalho de Schmidlin (2004), possui estimativa de capacidade de suporte para cerca de 71 a 98 indivíduos segundo o método kernel utilizado em seu trabalho, indicando alta capacidade de suporte e hábitat em boas condições. A área também foi considerada relativamente preservada, com baixa porcentagem de áreas degradadas (5,7%) e inclui espécies vegetais importantes como *Tabebuia cassinoides* (caxeta), *Euterpe edulis* (palmito) e *Schizolobium parahyba*.

Neste estudo, identificamos que o Vale do Rio dos Patos possui grande importância para a espécie, funcionando como um “corredor” natural que conecta a região do Sebuí. Embora sejam áreas distintas, elas estão próximas e interligadas por elementos da paisagem – áreas de baixa altitude e vegetação contínua – formando um ambiente potencialmente permeável à dispersão. Atualmente, o Vale do Rio dos Patos é considerado parte da área de ocorrência conhecida para a espécie, incluindo a verificação de registros históricos.

A Ilha do Superagui é o núcleo histórico da distribuição do *L. caissara* e compõe o Parque Nacional do Superagui. Sua vegetação é dominada por Floresta Ombrófila Densa Submontana, das Terras Baixas e Aluviais, restingas e formações pioneiras, com trechos em diferentes estágios sucessionais. Apesar da existência de áreas degradadas (especialmente no sul da ilha), boa parte da cobertura florestal apresenta estrutura complexa e biodiversidade elevada. No entanto, há indícios de exploração

histórica de madeira e áreas agrícolas abandonadas, agora em regeneração. No trabalho de Schmidlin (2004) a Ilha do Superagui foi indicada como a maior área contínua de hábitat adequado: (14.511 ha). A capacidade de suporte estimada na época do estudo foi de 275,5 a 377,2 indivíduos da espécie. Através deste estudo confirmamos a alta adequabilidade de hábitat em paisagem e clima confirmada como maior área contínua de hábitat para a espécie sendo 7.743,80 hecatres, porém em questões de qualidade de hábitat em relação a proporção da área toda, a Ilha do Superagui apresenta regiões de baixa adequabilidade climática e paisagem sendo 1.161,51 hectares.

Para o estado de São Paulo, fora das áreas de ocorrência conhecida, grande parte das regiões indicadas na análise Ecoland possuem maior adequabilidade em paisagem do que em clima. As áreas indicadas pelos modelos, com potencial de hábitat fora da área de ocorrência conhecida na região de Ariri, abrangem a Ilha do Cardoso (PEIC) e três regiões de Reservas Extrativistas, incluindo Mandira, Taquari e Tumba que sobrepõe regiões do extremo sul da Área de Proteção Ambiental de Cananéia-Iguapé-Peruíbe (ANEXO I).

A Reserva Extrativista do Taquari, está localizada no município de Cananéia e protege uma área de 1.662,20 hectares, inserida no Complexo Estuarino Lagunar de Iguape-Cananéia-Paranaguá, reconhecido como um dos maiores berçários marinhos do mundo. A vegetação predominante é composta por manguezais bem preservados, fundamentais para a manutenção da biodiversidade e para a reprodução de diversas espécies marinhas. Neste estudo, as áreas da Reserva Extrativista do Taquari e da Reserva Extrativista do Mandira, apresentaram um dos maiores contínuos de hábitat com alta adequabilidade de paisagem, porém baixa adequabilidade climática. Além da RESEX, a região do bairro do Taquari, analisada por Schmidlin L. (2004), compreende uma área muito mais ampla, com aproximadamente 8.911 hectares de hábitat adequado para o mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*), representando a maior área contínua fora da distribuição atual da espécie durante o estudo realizado em 2004.

Apesar de não haver registros recentes da espécie no local, o Taquari possui potencial elevado para ações de manejo, podendo funcionar como área de expansão e

corredor ecológico, especialmente pela sua conexão potencial com a área ocupada pela população do Ariri. A área apresenta Floresta Ombrófila Densa e formações pioneiras, encontrando-se em bom estado de conservação. Assim o Taquari é considerado uma área estratégica para a conservação e futuro monitoramento, pois mantém atributos ecológicos importantes, principalmente estruturais da paisagem, com potencial para reforçar a conectividade entre fragmentos florestais essenciais à sobrevivência do *L. caissara*. A Reserva Extrativista do Mandira, criada em 2002, protege uma área de 1.175 hectares de manguezais, rios, canais de maré e uma faixa de restinga. A RESEX Mandira é habitada por uma comunidade quilombola que realiza manejo sustentável dos recursos, especialmente a coleta de ostras e caranguejos.

Além do Taquari e do Mandira, o município de Cananéia apresenta uma pequena parte ao sul, a Ilha Comprida, identificada pelo modelo de paisagem como área adequada, que, contudo, não tem indicação de adequabilidade climática. No entanto, apesar de serem áreas adequadas em termos de paisagem, elas estão desconectadas do ambiente continental da população mais próxima que é da região de Ariri. Além disso, grande parte de seus territórios estão em áreas já urbanizadas e com alto fluxo de turismo. O mesmo acontece no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, em que o modelo indicou poucas áreas adequadas de clima e paisagem, e por ser uma ilha, possui barreiras geográficas para a dispersão natural da espécie.

A região da Reserva Extrativista (RESEX) Ilha do Tumba, foi indicada pelos modelos com alta adequabilidade de hábitat para a espécie (852,87 ha), além de suas áreas adjacentes, está localizada ao norte da área de ocorrência da população de mico-leão-da-cara-preta do Ariri, formando uma possível conexão entre habitats adequados. A RESEX Ilha do Tumba, criada em 2008, abrange uma área de 1.128,26 hectares destacando-se por seus extensos e bem preservados manguezais, que integram o Complexo Estuarino Lagunar de Iguape-Cananéia-Paranaguá. A RESEX foi criada com o objetivo de assegurar o uso sustentável dos recursos naturais pelas comunidades tradicionais caiçaras, como as do Marujá (Ilha do Cardoso) e Ariri (parte continental de Cananéia). Nessas comunidades, práticas como o extrativismo de caranguejos, a pesca artesanal e a coleta de taquaras para a construção de cercos de pesca são atividades tradicionais que sustentam a economia local e preservam a

cultura regional. A RESEX também abriga importantes sambaquis, sítios arqueológicos que estão entre os mais antigos do litoral sul, evidenciando a ocupação humana na região há milhares de anos. Não houve registros da espécie nessa região, porém por sua alta adequabilidade e proximidade com a população de Ariri, por fazer parte da área continental e estar inserida em uma unidade de conservação, a RESEX Ilha do Tumba possui grande potencial para monitoramento em busca de grupos ou uma possível área de ocupação futura pela espécie. Deve ser considerada para fiscalizações e monitoramentos, assim como ser alvo do incentivo a pesquisas na região, para garantir a conservação de áreas adequadas ao redor da única área de ocorrência conhecida para espécie no estado de São Paulo. Em termos de áreas prioritárias fora da área de ocorrência conhecida, a região da RESEX Ilha do Tumba foi a melhor região em termos de habitat indicadas pelos modelos de clima e paisagem.

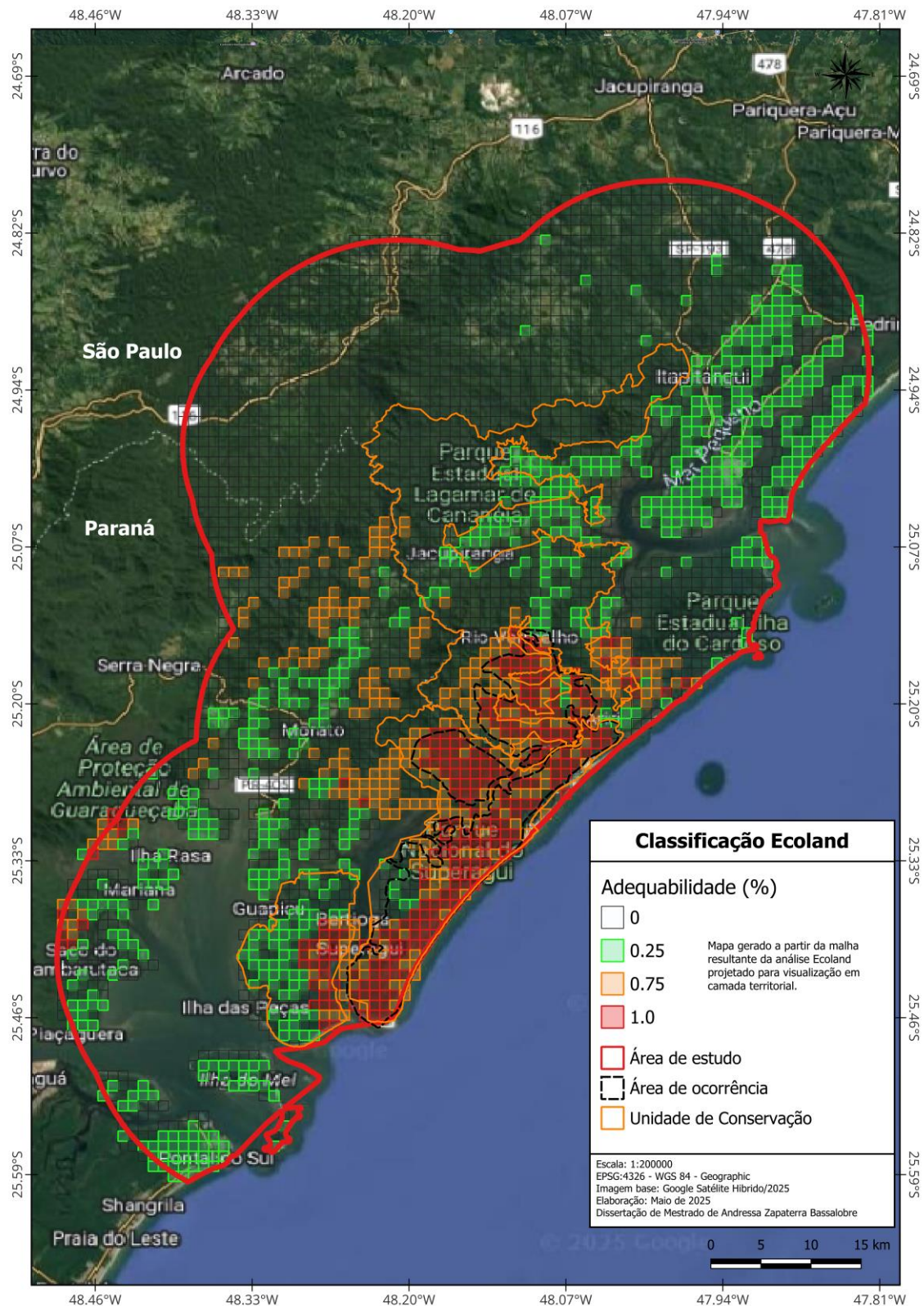


Figura 10. Mapa de adequabilidade de hábitat baseado na análise de Ecoland e projetado para visualização em camada territorial e imagem de satélite.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos neste estudo indicam que a distribuição potencial do mico-leão-da-cara-preta apresenta uma configuração espacial restrita, com maior concentração de áreas adequadas no estado do Paraná em comparação com o estado de São Paulo. A identificação de um “corredor” de adequabilidade no Paraná, entre a região do Vale do Rio dos Patos e Sebuí, representa uma oportunidade estratégica para ações de conservação, monitoramento e eventual expansão do conhecimento sobre a situação populacional. Segundo Ludwig et al. (2025) essa área possui registros históricos e atualmente está sendo considerada na delimitação da área de distribuição total da espécie.

No estado de São Paulo, fatores topográficos e antrópicos atuam como barreiras e a presença de áreas urbanizadas, estradas e atividades agropecuárias, associada a variações altitudinais significativas, limita a conectividade entre as áreas adequadas identificadas. Esses elementos reforçam a necessidade de estratégias de manejo que considerem a situação de *L. caissara*, com sua baixa densidade populacional e áreas de hábitat extremamente restritas, para considerar uma população ex situ. Importante destacar também a vulnerabilidade das populações insulares, com especial atenção para a Ilha do Superagui, que abriga uma das maiores extensões de hábitat com alta adequabilidade para a espécie. Sua condição de isolamento e a intensa pressão exercida pelo turismo e outras atividades humanas exigem a implementação de medidas específicas de conservação e fiscalização. A proteção dessa área é fundamental para garantir a viabilidade demográfica da população local e evitar processos de degradação que comprometam a qualidade do hábitat. Essa população, também pode estar mais suscetível à eventos climáticos e alterações na paisagem devido a sua condição insular.

Como contribuição para a conservação da espécie, recomenda-se que estudos futuros integrem abordagens botânicas para identificar e mapear as espécies vegetais-chave para alimentação e abrigo do mico-leão-da-cara-preta, especialmente nas áreas de adequabilidade prioritária, confirmando áreas potenciais em recursos para manejo

populacional. Além disso, destaca-se a importância de monitorar subpopulações potenciais, como a do Vale do Rio dos Patos e do Sebuí. É recomendada uma especial atenção para a região do Sebuí, pois além de apresentar registros históricos da espécie e alta adequabilidade ambiental, essa região é abrigada por unidades de conservação e não existem estudos para a potencial população dessa área. Redirecionar o foco de projetos de monitoramento para essas novas regiões identificadas como habitat potencial e registro histórico de ocorrência, pode contribuir para preencher lacunas sobre a real situação populacional do mico-leão-da-cara-preta.

No estado de São Paulo, ações prioritárias incluem o monitoramento contínuo da população do Ariri, que está sujeita a pressões decorrentes da extração ilegal de palmito (*Euterpe edulis*) e madeira. Recomenda-se também a investigação da presença do mico-leão-da-cara-preta na Reserva Extrativista Ilha do Tumba, que se sobrepõe à extremidade sul da APA de Cananéia-Iguape-Peruíbe, visando identificar novos grupos. Nas regiões do Taquari e Mandira, a continuidade da fiscalização e das ações de conservação é fundamental para manter a integridade dos habitats, assegurando a persistência da espécie em longo prazo.

Por fim, a partir deste estudo com as indicações de áreas adequadas, reforçando os dados encontrados para habitat da espécie no trabalho de Nascimento e Schmidlin, (2011), e com as recomendações de áreas para monitoramento e manejo populacional, espera-se que os resultados encontrados neste trabalho, reforcem a necessidade e urgência de projetos de monitoramento voltados para estas áreas que estão sendo indicadas para a espécie há mais de 21 anos. Ainda, espera-se que este trabalho contribua com as localizações de áreas adequadas, com intuito de subsidiar projetos de monitoramento voltados para as populações existentes e orientar ações de manejo futuro.

Esta espécie compõe e é símbolo da diversidade biológica da região em que ocorre e suas características ecológicas se mostram cada vez mais peculiares, sendo a única espécie do gênero *Leontopithecus* sem uma estimativa de tamanho populacional atualizada e que não possui população ex situ. Pelas suas particularidades, existem

ainda lacunas sobre sua ecologia a serem melhor compreendidas, como interações com outras populações de primatas da região, dieta e disponibilidade abrigos de pernoite. Estas pesquisas devem ser empreendidas complementarmente às modelagens de nicho, buscando subsidiar melhor decisões para o manejo conservacionista de *L. caissara*. Cabe pontuar que estudos voltados para a atualização da estimativa populacional da espécie estão em curso.

7. RECOMENDAÇÕES

Monitoramento e Pesquisa

- Priorizar o monitoramento da região do Sebuí, dado seu histórico de ocorrência e ausência de pesquisas, assim como o Vale do Rio dos Patos.
- Ampliar os esforços de monitoramento em áreas de alta adequabilidade ambiental ainda sem confirmação da presença da espécie, como RESEX Ilha do Tumba ao lado da área de ocorrência conhecida na região do Ariri e região da RESEX do Taquari, por ter apresentado alta adequabilidade de paisagem neste estudo e no de Schmidlin (2004), configurando a região como maior contínuo de área adequada para o estado de São Paulo, fora dos limites já conhecidos para a espécie.
- Investigar interações ecológicas com outras espécies, principalmente o macaco-prego (*Sapajus nigritus*), que ocorre em áreas em comum com a população da região de Ariri e pode causar pressões ecológicas. Recomenda-se investigar se houve aumento populacional de macaco-prego na área e se podem estar causando algum tipo de pressão nas populações de *L. caissara*, principalmente no que diz respeito a uso da área e dos recursos.
- Padronização e integração de metodologias de monitoramento aplicadas entre Paraná e São Paulo, para ampliar o conhecimento sobre as características da espécie e manter o fluxo de informações sobre as populações.
- Realizar estudos botânicos para identificar e mapear espécies vegetais essenciais à alimentação e abrigo do MLCP.

- Utilizar os dados de modelagem ambiental como base para direcionar campanhas de campo e definir áreas prioritárias para monitoramento.

Manejo Populacional

- Desenvolver um protocolo técnico para futuro manejo populacional *ex situ*, considerando as particularidades ecológicas do mico-leão-da-cara-preta.
- Avaliar a viabilidade de introdução ou reforço populacional em áreas identificadas com alta adequabilidade ambiental, especialmente dentro de Unidades de Conservação.
- Priorizar áreas como Sebuí, Ilha das Peças e Taquari para áreas potenciais de introdução da espécie, desde que respaldadas por estudos sobre disponibilidade de recursos e conectividade.
- Considerar a conectividade funcional entre fragmentos como critério para o manejo e a movimentação assistida de indivíduos.

Gestão Territorial e Conectividade

- Incentivar ações de restauração florestal em áreas estratégicas, com destaque para a região de Ariri, que apresentou maior grau de degradação devido ao evento climático e pressões antrópicas.
- Avaliar os efeitos do isolamento geográfico (“ilhas continentais”) sobre a viabilidade populacional.
- Integrar ações aos Planos Nacionais de Ação (PAN) e comitês gestores das UCs que compõe as áreas prioritárias.
- Promover eventos e campanhas de conscientização de comunidades tradicionais para a conservação da espécie e cuidados com animais domésticos que podem interferir diretamente nos habitats.

Ameaças emergentes e Mitigação

- Monitorar impactos de grandes empreendimentos, como por exemplo o risco do empreendimento de dragagem do Canal do Varadouro, e o turismo desordenado em áreas sensíveis como Superagui.
- Reforçar a fiscalização em áreas sob pressão de impactos de desmatamento como na região de Ariri com extração de palmito e madeira, combatendo a extração ilegal, caça e especulação imobiliária.
- Reforçar a fiscalização em ambientes altamente adequados para a espécie, mantendo a integridade ecológica das áreas potenciais para o mico-leão-da-cara-preta.
- Intensificar a vigilância epidemiológica e desenvolver protocolos de resposta integrados à saúde humana, animal e ambiental, principalmente em áreas com animais domésticos adentrando ambientes florestais.

8. REFERÊNCIAS

AMATULLI, Giuseppe et al. A suite of global, cross-scale topographic variables for environmental and biodiversity modeling. *Scientific data*, v. 5, n. 1, p. 1-15, 2018.

ARLOT, Sylvain; CELISSE, Alain. A survey of cross-validation procedures for model selection. 2010.

ARAUJO, M. B.; CABEZA, M.; THUILLER, W.; HANNAH, L.; WILLIAMS, P. H. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology*, v. 10, n. 9, p. 1618-1626, set. 2004.

ARAÚJO, M. B.; NEW, Mark. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in ecology & evolution*, v. 22, n. 1, p. 42-47, 2007.

AUSTIN, Mike P. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological modelling*, v. 157, n. 2-3, p. 101-118, 2002.

AZEVEDO, Luana Lúcia Alves de. Métodos estatísticos em aprendizado de máquinas para problemas de classificação. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Portaria MMA nº 148, de 7 de junho de 2022.** Altera os Anexos da Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, da Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014, e da Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 09 jun. 2022. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2020/P_mma_148_2022_altera_anexos_P_mma_443_444_445_2014_atualiza_especies_ameacadas_extincao.pdf. Acesso em: 31 jan. 2025.

BOYCE, M. S. Scale for resource selection functions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 34, p. 159-184, 2003.

BOCHORNY, T.; BORGES, R.; BROTTTO, M. L.; ENGELS, M. E.; GOLDENBERG, R.; HINOSHITA, L. K. R.; LABIAK, P. H.; LIMA, D. F.; KAEHLER, M.; MONGE, M.; RENON, P.; FORZZA, R. C. Lista de espécies de plantas vasculares do Parque Nacional do Superagui. In: JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. Catálogo de Plantas das Unidades de Conservação do Brasil. 2023. Disponível em: <https://catalogo-ucs-brasil.jbrj.gov.br>.

BROENNIMANN, O.; TREIER, U. A.; MÜLLER-SCHÄRER, H.; THUILLER, W.; PETERSON, A. T.; GUIBAN, A. Evidence of climatic niche shift during biological invasion. *Ecology Letters*, v. 10, n. 8, p. 701-709, ago. 2007.

BROWN, Jason L.; YODER, Anne D. Shifting ranges and conservation challenges for lemurs in the face of climate change. *Ecology and Evolution*, v. 5, n. 6, p. 1131-1142, 2015. DOI: 10.1002/ece3.1418.

BUMBEER, J.; ROCHA, R. M.; BORNATOWSKI, H.; ROBERT, M. C.; AINSWORTH, C. Predicting impacts of lionfish (*Pterois volitans*) invasion in a coastal ecosystem of southern Brazil. *Biological Invasions*, v. 20, n. 5, p. 1257-1274, maio 2017.

CARDOSO, Nayara A. et al. Frugivory patterns and seed dispersal by golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in Una Biological Reserve, Bahia, Brazil.

CATENACCI, Lilian S.; DE VLEESCHOUWER, Kristel M.; NOGUEIRA-FILHO, Sérgio LG. Seed dispersal by golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas* in southern Bahian Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica*, v. 41, n. 6, p. 744-750, 2009.2011.

CHATTERJEE, S.; HADI, A. S. *Regression analysis by example*. 4. ed. New York: John Wiley & Sons, 2006.

CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. Ecopath II: a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*, v. 61, n. 3-4, p. 169-185, jun. 1992.

CHRISTENSEN, V.; WALTERS, C. J. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling*, v. 172, n. 2-4, p. 109-139, mar. 2004.

CHRISTENSEN, V.; WALTERS, C. J.; PAULY, D. *Ecopath with Ecosim: a user's guide*. Vancouver: University of British Columbia, 2005. 130 p.

DA COSTA, Andreza Diniz. Fatores que afetam a probabilidade de ocupação e detecção de espécies de pequenos mamíferos em uma região de Mata Atlântica. 2024. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2024.

DADOS.GOV.BR. Polígono CNUC 2024_10 - Shapefiles das Unidades de Conservação. 2024. Disponível em: Acesso em: 31 jan. 2025.

DALAPICOLLA, J. *Tutorial de modelos de distribuição de espécie: guia teórico*. Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 2016.

DE CARVALHO, Alexandre Cariêlo *et al.* Fatores que influenciam o uso do hábitat pelo tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*) em uma das maiores províncias minerárias do mundo. 2022.

DE GUSMÃO CÂMARA, I. Conservation status of the black-faced lion tamarin, *Leontopithecus caissara*. *Neotropical Primates*, v. 2, suplemento, p. 50-51, 1994.

DE MARCO JR., P.; SIQUEIRA, M. F. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista? *Megadiversidade*, v. 5, n. 1-2, p. 65-76, dez. 2009.

DE MENEZES REBELLO, Karoline; DE ALMEIDA, Gracineide Selma Santos; DE BRITO, Gustavo Reis. Modelagem de distribuição de *Moquiniastrum oligocephalum* (Gardner) G. Sancho (Asteraceae: Gochnatieae) para a Bahia, Brasil. *Peer Review*, v. 5, n. 19, p. 414-428, 2023.

DIETZ, J. M. *et al.* Determinants of reproductive success in golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology*, v. 42, n. 4, p. 411-421, 1997.

DORMANN, Carsten F. *et al.* Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, v. 36, n. 1, p. 27-46, 2013.

ELITH, J., PHILLIPS, S. J., HASTIE, T., DUDÍK, M., CHEE, Y. E., & YATES, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1), 43-57. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>

FENG, Xiao *et al.* A checklist for maximizing reproducibility of ecological niche models. *Nature Ecology & Evolution*, v. 3, p. 1382–1395, out. 2019. DOI: 10.1038/s41559-019-0972-5.

GIANNINI, T. C.; TAKAHASI, A.; MEDEIROS, M. C. M. P.; SARAIVA, A. M.; ALVES-DOS-SANTOS, I. Ecological niche modeling and principal component analysis of *Krameria* Loefl. (Krameriaceae). *Journal of Arid Environments*, v. 75, n. 9, p. 870-872, set. 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.04.006>. Acesso em: 1 fev. 2025.

GOTELLI, N. J. *Ecologia*. 4. ed. [S. l.]: Planta, 2009. 287 p.

GUIMARÃES-LUIZ, T. et al. Análise de risco da febre amarela para o mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*). 2021.

HEIKKINEN, R. K.; LUOTO, M.; ARAÚJO M. B.; VIRKKALA, R.; THUILLER, W.; SYKES, M. T. Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Progress in Physical Geography*, v. 30, n. 6, p. 751-777, dez. 2006.

HOLST, B., MÉDICI, E.P., MARINI-FILHO, O.J., KLEIMAN, D., LEUS, K., PISSINATTI, A., VIVEKANANDA, G., BALLOU, J.D., TRAYLOR-HOLZER, K., RABOY, B., PASSOS, F., VLEESCHOUWER, K. & MONTENEGRO, M.M. (2006) Lion Tamarin Population and Habitat Viability Assessment Workshop 2005 final report. IUCN/SSX Conservation Breeding Specialist Group.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Malhas territoriais: acesso ao produto* – 2023. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html>. Acesso em: 31 jan. 2025.

ICMBio. *Atualização da lista oficial das espécies ameaçadas de extinção*. Brasília, 2022. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/cepsul/destaques-e-eventos/704-atualizacao-da-lista-oficial-das-especies-ameacadas-de-extincao.html>. Acesso em: 10 fev. 2025.

IUCN. *Leontopithecus caissara*. The IUCN Red List of Threatened Species, 2021. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/species/11503/206547044>. Acesso em: 10 fev. 2025.

IVANAUSKAS, Natália Macedo et al. Characterization of the Parque Estadual Lagamar de Cananéia vegetation, South Coast, São Paulo State, Brazil. *Hoehnea*, v. 51, p. e342023, 2024.

KARGER, D. N. et al. Climatologies at high resolution for the Earth's land surface areas. *Scientific Data*, v. 4, p. 170122, 2017. DOI: 10.1038/sdata.2017.122.

KIERULFF, M. C. M. The ecology and behavior of the golden lion tamarin, *Leontopithecus rosalia* (Linnaeus, 1766) in a reintroduced population. 2000. Tese (Doutorado em Antropologia) – University of Cambridge, Cambridge, 2000.

LAPENTA, Marina J. et al. Frugivory and seed dispersal of golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*) in a forest fragment in the Atlantic Forest, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, n. 2, p. 241-249, 2008.

LIU, Canran et al. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, v. 28, n. 3, p. 385-393, 2005.

LORINI, M.L. & PERSSON, V.G. (1990) Nova espécie de *Leontopithecus* Lesson, 1840, do sul do Brasil (Primates, Callitrichidae). Boletim do Museu Nacional. Nova Série Zoologia. 338, 1--14.

LORINI, M. L. *Abordagem hierárquica e multiescalar para análises de distribuição geográfica da biodiversidade: sistemas quaternários costeiros da Mata Atlântica como estudo de caso*. Rio de Janeiro, 2007.

LORINI, M. L.; PERSSON, V. G. Status of field research on *Leontopithecus caissara*: The black-faced lion tamarin project. *Neotropical Primates*, v. 2, suplemento, p. 52-55, 1994.

LORINI, M. L.; PERSSON, V. G.; XAVIER-DA-SILVA, J. Geoprocessamento aplicado à conservação de espécies ameaçadas de extinção: o projeto mico-leão-da-cara-preta. *Anais da 1ª Semana Estadual de Geoprocessamento*, p. 147-159, 1996.

LUDWIG, G. Padrão de atividade, hábito alimentar, área de vida e uso do espaço do mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990) (Primates, Callitrichidae) no Parque Nacional do Superagui, Guaraqueçaba, Estado do Paraná. 2011. Dissertação (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2011.

LUDWIG, G.; VALENÇA-MONTENEGRO, M.M.; GUIMARÃES-LUIZ, T.; BOSS, R.L.; SIPINSKI, E.A.B.; BUENO, M.G.; OLIVEIRA, E.M.; MARTINS, M.M.; NASCIMENTO, A.T.A. 2025. *Leontopithecus caissara*. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. Disponível em: <https://salve.icmbio.gov.br> - Acesso em: 10 de mar. de 2025.

LUDWIG, G.; NASCIMENTO, A. T. A.; MIRANDA, J. M. D.; MARTINS, M.; JERUSALINSKY, L.; MITTERMEIER, R. A. *Leontopithecus caissara*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 2021. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T11503A206547044.en>. Acesso em: 10 fev. 2025

MMA, Ministério do Meio Ambiente 08/05/2006 Portaria nº150, de 08 de maio de 2006.

MACKENZIE, D. I. et al. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, v. 83, n. 8, p. 2248-2255, 2002. DOI: 10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2.

MARTUSCELLI, P.; RODRIGUES, M. G. Novas populações do mico-leão-caiçara, *Leontopithecus caissara* (Lorini & Persson, 1990) no sudeste do Brasil (Primates-Callitrichidae). *Revista do Instituto Florestal*, v. 4, n. 3, p. 920-924, 1992.

MENEGASSI, Duda. Corrida contra o tempo para conhecer (e proteger) o mico-leão-caiçara. *O Eco*, 16 out. 2023. Disponível em: <https://oeco.org.br/>.

MEROW, C., SMITH, M. J., & SILANDER Jr, J. A. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10), 1058-1069. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x>

MOREIRA, D. O. et al. The distributional ecology of the maned sloth: environmental influences on its distribution and gaps in knowledge. *PLoS One*, v. 9, n. 10, p. e110929, 2014.

NASCIMENTO, A. T. A. *Uso do espaço e seleção de hábitat pelo mico-leão-da-cara-preta (Leontopithecus caissara)*. 2008. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo.

NASCIMENTO, Alexandre T. Amaral et al. A comparison of the home range sizes of mainland and island populations of black-faced lion tamarins (*Leontopithecus caissara*) using different spatial analysis. *American Journal of Primatology*, v. 73, n. 11, p. 1114-1126, 2011.

NASCIMENTO, Alexandre T. Amaral; PRADO, Fabiana; VALLADARES-PADUA, Claudio B.; JÚNIOR, Paulo Marco. Population density of black-faced lion tamarin (*Leontopithecus caissara*). *Neotropical Primates*, Arlington, VA, USA, v. 18, n. 1, p. 17–21, 2011. DOI: 10.1896/044.018.0103. Disponível em: <https://primate.socgen.ucla.edu/index.php/multivitaminic/article/view/723>. Acesso em: 6 dez. 2024.

NASCIMENTO, Alexandre T. Amaral; SCHMIDLIN, Lucia AJ. Hábitat selection by, and carrying capacity for, the Critically Endangered black-faced lion tamarin *Leontopithecus caissara* (Primates: Callitrichidae). *Oryx*, v. 45, n. 2, p. 288-295, 2011.

NASCIMENTO, A. T. A. *Ecologia e conservação do mico-leão-da-cara-preta (Leontopithecus caissara) na região do Ariri, Cananéia, São Paulo*. 2014. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais.

NAIMI, B. et al. *usdm: Uncertainty analysis for species distribution models*. R package version 1.1-10, 2014.

NAIMI, B.; ARAÚJO, M. B. sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography*, v. 39, n. 4, p. 368-375, 2016.

OLIVEIRA, D. A. G. et al. Evento meteorológico extremo na área de ocorrência de *Leontopithecus caissara*: risco potencial à espécie ameaçada. 2018.

OLIVEIRA MIRANDA, Jéssica; MATOS, Mara; ORGE, Maria. Aplicação da modelagem de distribuição de espécies (MDE) no Bioma Mata Atlântica: uma análise bibliométrica. *Revista Políticas Públicas & Cidades*, v. 13, e1017, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.23900/2359-1552v13n2-146-2024>. Acesso em: 28 jan. 2025.

OLNEY, P. J.; MACE, G.; FEISTNER, A. (Ed.). *Creative conservation: interactive management of wild and captive animals*. Springer Science & Business Media, 1993.

OLIVEIRA, P. P. et al. Hábitat use, diet, and food availability of the golden-headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*): a review. *Neotropical Primates*, v. 18, n. 2, p. 72-76, 2011.

PAGLIA, Adriano Pereira et al. Modelos de distribuição de espécies em estratégias para a conservação da biodiversidade e para adaptação baseada em ecossistemas frente a mudanças climáticas. *Natureza & Conservação*, v. 10, n. 2, p. 231-234, 2012. Disponível em: <https://www.conservation.org/docs/default-source/publication-pdfs/species-distribution-models-in-conservation-strategies-and-eba.pdf>. Acesso em: 1 fev. 2025.

PAINE, R. T. Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. *Journal of Animal Ecology*, v. 49, n. 3, p. 666-685, out. 1980.

PARANÁ. Decreto nº 6.040, de 5 de junho de 2024. Reconhece as espécies da fauna ameaçada de extinção no Estado do Paraná e dá outras providências. Diário Oficial do Estado do Paraná, Curitiba, 5 jun. 2024. Disponível em: <https://www.aen.pr.gov.br/Noticia/Com-108-novos-animais-governo-atualiza-Lista-de-Especies-da-Fauna-Ameacada>. Acesso em: 10 fev. 2025

PASSOS, F. C. Padrão de atividade, hábito alimentar, área de vida e uso do espaço em um grupo de mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) no Parque Estadual Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema, SP. 1997. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1997a.

PERSSON, L. et al. Culling prey promotes predator recovery: alternative states in a whole-lake experiment. *Science*, v. 316, n. 5832, p. 1743-1746, jun. 2007.

PETERSON, A. T. Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *Quarterly Review of Biology*, v. 78, n. 4, p. 419-433, dez. 2003.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; DUDÍK, M.; SCHAPIRE, R. E.; BLAIR, M. E. Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography*, v. 40, p. 887-893, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ecog.03049>

PROJETO MAPBIOMAS. Coleção 9 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil. Acessado em 10 fev. 2025. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org>.

R CORE TEAM. *sdm: A reproducible and extensible R platform for species distribution modelling*. 2016. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/sdm/index.html>. Acesso em: 10sdm fev. 2025.

R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2025. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

REZENDE, Gabriela Cabral; SOBRAL-SOUZA, Thadeu; CULOT, Laurence. Integrating climate and landscape models to prioritize areas and conservation strategies for an endangered arboreal primate. *American Journal of Primatology*, v. 82, e23202, 2020. DOI: 10.1002/ajp.23202

REZENDE, Gabriela Cabral. Uso do hábitat, padrões de movimento e gasto energético de micos-leões-pretos (*Leontopithecus chrysopygus*). 2022.

RODRIGUES, Thiago Ferreira. *Ocupação de paisagens dentro e fora de unidades de conservação pelo veado-catingueiro (Mazama gouazoubira Fischer, 1814) no nordeste paulista*. 2015. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2015. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/59/59139/tde-24062015-154114/>. Acesso em: 5 fev. 2025.

RODRIGUES, Vinicius. Entenda o que é AUC e ROC nos modelos de Machine Learning. Medium. c2018. Disponível em: <<https://medium.com/bio-data-blog/entenda-o-que-%C3%A9-auc-e-roc-nos-modelos-de-machine-learning-8191fb4df772>>. Acesso em fev 10, 2025.

SANTOS, P. M. et al. Local and landscape influences on the hábitat occupancy of the endangered maned sloth *Bradypus torquatus* within fragmented landscapes. *Mammalian Biology*, v. 81, n. 5, p. 447-454, 2016.

SÃO PAULO. Conselho Estadual do Meio Ambiente – CONSEMA. Plano de Manejo do Parque Estadual Lagamar de Cananéia – PELC. São Paulo: CONSEMA-SP, 2025. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/consema>.

SÃO PAULO. *Decreto nº 63.853, de 27 de novembro de 2018: Declara as espécies da fauna silvestre no estado de São Paulo como regionalmente extintas, ameaçadas de extinção, quase ameaçadas e com dados insuficientes para avaliação, estabelecendo diretrizes para sua proteção e conservação*. São Paulo, 2018. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2018/decreto-63853-27.11.2018.html>. Acesso em: 10 fev. 2025.

SCHMIDLIN, Lucia Agathe Juliana. Análise da disponibilidade de hábitat para o mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara* LORINI & PERSSON, 1990) e identificação de áreas preferenciais para o manejo da espécie por técnicas de geoprocessamento. 2004. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

SCHMIDLIN, L. A. J. et al. Mapeamento e caracterização da vegetação da Ilha de Superagüi utilizando técnicas de geoprocessamento. *Floresta*, v. 35, n. 2, p. 303-315, 2005.

SILVA, E. L. da; ROCHA, W. A. da. Implicações da modelagem de nicho ecológico na distribuição e conservação de espécies: revisão de literatura. *CONTRIBUCIONES A LAS CIENCIAS SOCIALES*, [S. l.], v. 17, n. 5, p. e6430, 2024. DOI: 10.55905/revconv.17n.5-147. Disponível em: <https://ojs.revistacontribuciones.com/ojs/index.php/clcs/article/view/6430>. Acesso em: 5 fev. 2025.

SIQUEIRA, M. F. *Uso de modelagem de nicho fundamental na avaliação do padrão de distribuição geográfica de espécies vegetais*. 2005. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

SOBRAL-SOUZA, T. et al. EcoLand: A multiscale niche modelling framework to improve predictions on biodiversity and conservation. *Perspect Ecol Conserv* 19: 362–368 [em linha]. 2021.

VALLADARES-PADUA, C. A. A. A. Comportamento, ecologia e biologia do mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus* Mikan, 1823) na Estação Ecológica do Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema, SP. 1993. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1993.

VALLADARES-PADUA, C. B.; CULLEN JR., L. A re-introduction of black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*) in the Pontal do Paranapanema region, São Paulo State, Brazil. *Neotropical Primates*, v. 2, n. 1, p. 24-26, 1994.

VALLADARES-PADUA, CLAUDIO; PRADO, FABIANA. Notes on the natural history of the black-faced lion tamarin *Leontopithecus caissara*. *Dodo Journal of Wildlife Preservation Trusts*, v. 32, p. 123-125, 1996.

WALTERS, C.; CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, v. 7, n. 2, p.139-172, June 1997.

WALTERS, C.; PAULY, D.; CHRISTENSEN, V.; KITCHELL, J. F. Representing density dependent consequences of life history strategies in aquatic ecosystems: EcoSim II. *Ecosystems*, [s. l.], v. 3, n. 1, p. 70-83, Jan. 2000.

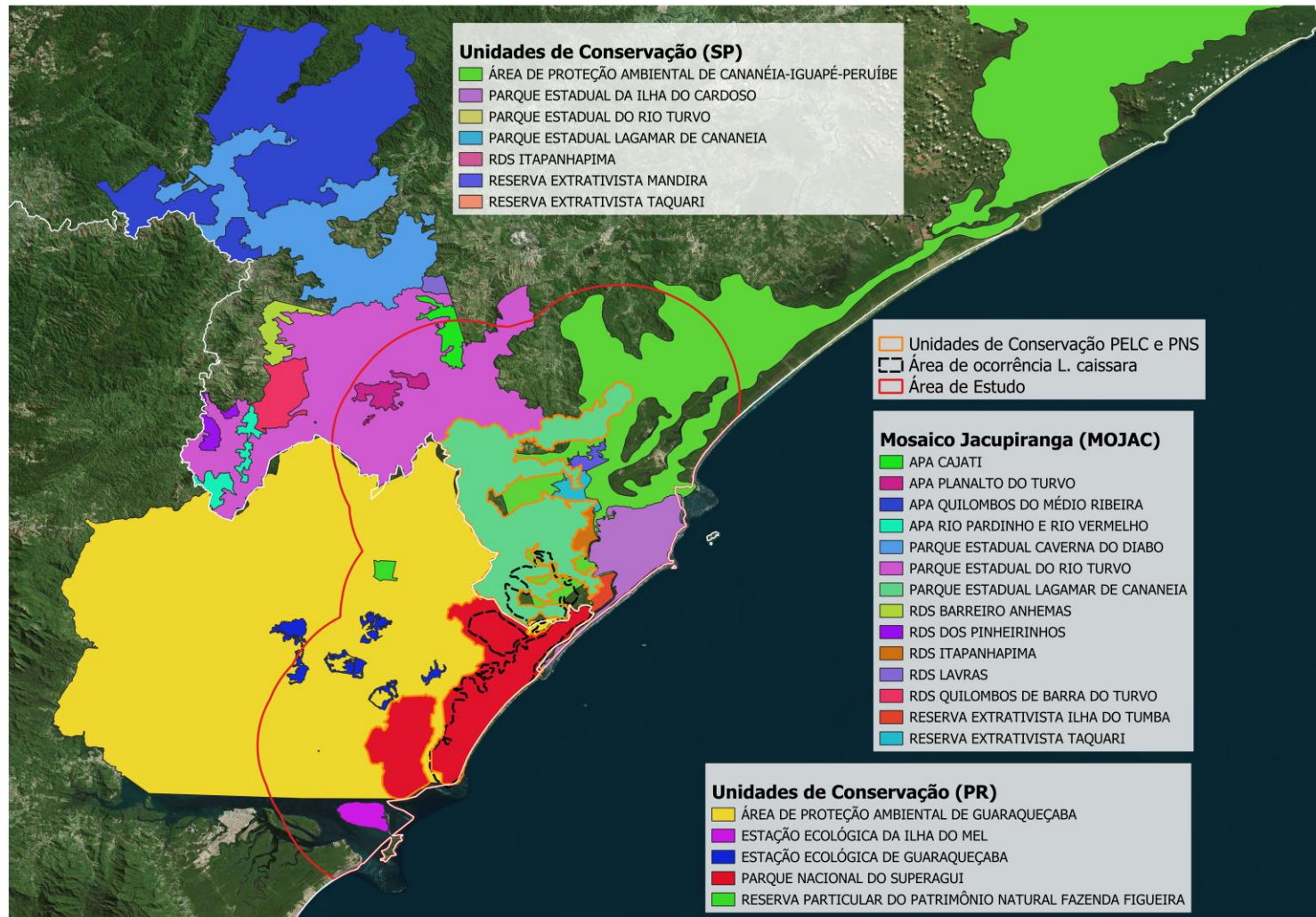
WIENS, J. J.; GRAHAM, C. H. Niche conservatism: integrating evolution, ecology, and conservation biology. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, [s. l.], v. 36, n. 1, p. 519-539, Dec. 2005.

WANG, Fang; YUAN, Xingzhong; SUN, Yingjun; LIU, Yaohui. Species distribution modeling based on MaxEnt to inform biodiversity conservation in the Central Urban Area of Chongqing Municipality. *Ecological Indicators*, v. 158, 111491, jan. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111491>. Acesso em: 5 fev. 2025.

ZURELL, Damaris et al. A standard protocol for reporting species distribution models. *Ecography*, v. 43, n. 9, p. 1261-1277, 2020. DOI: 10.1111/ecog.04960

ANEXO I

Mapa temático para verificar as Unidades de Conservação que compõe as áreas de ocorrência da espécie.



ANEXO II

Modelo Digital de Elevação da área de estudo.

