

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
INSTITUTO DE RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MEIO AMBIENTE E RECURSOS
HÍDRICOS

GIOVANA DAVID CABRAL

MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICOS E CONSERVAÇÃO DE AVES AO LONGO
DE UM GRADIENTE ALTITUDINAL: IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS
FUTURAS

Itajubá (MG)

2025

GIOVANA DAVID CABRAL

**MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICOS E CONSERVAÇÃO DE AVES AO LONGO
DE UM GRADIENTE ALTITUDINAL: IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS
FUTURAS**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em
Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade
Federal de Itajubá como pré-requisito para obtenção do
título de Mestre em Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Área de Concentração: Gestão e Conservação da Natureza

Orientador: Prof. Dr. Thiago Vernaschi Vieira da Costa

Itajubá (MG)

2025

GIOVANA DAVID CABRAL

**MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICOS E CONSERVAÇÃO DE AVES AO LONGO
DE UM GRADIENTE ALTITUDINAL: IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS
FUTURAS**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em
Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade
Federal de Itajubá como pré-requisito para obtenção do
título de Mestre em Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Área de Concentração: Gestão e Conservação da Natureza

Orientador: Prof. Dr. Thiago Vernaschi Vieira da Costa

Aprovado em 27 de fevereiro de 2025.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Thiago Vernaschi Vieira Da Costa

Prof. Dr. Roger Rodrigues Torres

Dr. Vinícius Rodrigues Tonetti

Itajubá (MG)

2025

AGRADECIMENTOS

Ao meu avô, Darcy Cabral (*in memoriam*), que, com seu amor pela natureza e pelos passarinhos, despertou em mim a curiosidade e o encanto pelas aves. Sua inspiração ecoa em cada página deste trabalho.

Aos meus pais, Rose e César, por estarem sempre ao meu lado, dedicando seus esforços e amor incondicional à construção da minha educação e dos valores que carrego. À minha irmã, Caroline, obrigada por acreditar em mim e me inspirar a seguir em frente.

Ao meu noivo, melhor amigo e maior incentivador, Fábio, sua presença ilumina meus dias e seus ensinamentos nos primeiros passos de programação foram essenciais para este trabalho. Sou imensamente grata por nossa família – nós dois e nossas filhas de quatro patas – que tornam tudo mais especial.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Thiago Vernaschi, que, desde a graduação, me guiou com dedicação e carinho por toda a minha trajetória acadêmica, sempre acreditando no meu potencial.

À minha parceira de mestrado, Maria Eduarda da Silva, que compartilhou comigo cada momento de aprendizagem e descoberta. Você foi incrível nesse processo todo!

Agradeço também ao Dr. Vinícius Tonetti (Universidade Federal de São Carlos) e ao Dr. Gustavo R. Brito (Universidade Estadual Paulista) pela generosidade em compartilhar seus conhecimentos e por auxiliarem na compreensão dos métodos de Modelagem de Nicho Ecológico. À professora Dra. Vanessa S. B. Carvalho (UNIFEI), sou grata pela valiosa contribuição na construção dos conceitos climáticos essenciais para esta pesquisa.

Por fim, sou grata à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento desta pesquisa, que foi essencial para a concretização deste trabalho.

“O fato é que nenhuma espécie jamais teve tanto controle total sobre tudo na Terra, vivo ou morto, como temos agora. Isso nos impõe, quer gostemos ou não, uma responsabilidade terrível. Em nossas mãos agora está não apenas o nosso próprio futuro, mas o de todas as outras criaturas vivas com quem compartilhamos a Terra.”

(David Attenborough)

RESUMO

A Mata Atlântica é um dos ecossistemas mais biodiversos do mundo e, apesar de ser uma prioridade para a conservação, restam apenas cerca de 28% de sua cobertura original, principalmente em fragmentos isolados. No entanto, ainda existem grandes blocos de vegetação, especialmente nas regiões montanhosas do sul e sudeste do Brasil. Em uma escala global, as montanhas abrigam um terço da biodiversidade terrestre, mas ao mesmo tempo são extremamente vulneráveis às mudanças climáticas, que afetam de forma acentuada as aves montanas devido à sua alta especialização em relação ao habitat. Este estudo tem como objetivo mapear a adequabilidade de habitat de quatorze espécies de aves endêmicas das regiões de altitude elevada da Mata Atlântica Sul-Sudeste, analisando as variações de adequabilidade entre o cenário atual e os cenários futuros de mudanças climáticas, com base no cenário SSP3-7.0 para o período de 2081-2100. Além disso, avalia a efetividade das Áreas de Proteção Integral (APIs) na conservação dessas espécies. Para tanto, foram selecionados quatorze táxons de aves endêmicas da Mata Atlântica, e, utilizando variáveis bioclimáticas e preditores topográficos, foram modelados seus nichos ecológicos com os algoritmos Maxent e Random Forest no RStudio. A precisão dos modelos foi avaliada com os índices AUC (*Area Under the ROC Curve*) e TSS (*True Skill Statistic*), gerando modelos consensuais para cada espécie. Mapas de adequabilidade ambiental foram elaborados no QGIS para quantificar áreas de habitat apropriado. A efetividade das APIs foi analisada a partir da variação na área protegida ocupada pelas espécies e pela identificação de lacunas de conservação. Os resultados indicam uma significativa redução de habitat para nove das quatorze espécies analisadas, com uma perda média de 46,28%. Quanto à efetividade das APIs, a análise revelou que a maioria dos táxons apresentará redução de adequabilidade dentro das Unidades de Conservação, sendo classificada como “Parcialmente Protegida” nos cenários atual e futuro. Esses resultados ressaltam a importância de estratégias de gestão adaptativas e a necessidade urgente de políticas públicas voltadas à ampliação e aprimoramento das APIs, visando mitigar os impactos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade das aves montanas da Mata Atlântica Sul-Sudeste e garantir sua persistência no longo prazo.

Palavras-chave: biogeografia; mata atlântica; aves montanas; mudanças climáticas.

ABSTRACT

The Atlantic Forest is one of the most biodiverse ecosystems in the world and, despite being a conservation priority, only about 28% of its original coverage remains, mainly in isolated fragments. However, large blocks of vegetation still exist, especially in the mountainous regions of southeastern Brazil. On a global scale, mountains house a third of terrestrial biodiversity but are also highly vulnerable to climate change, which particularly affects montane birds due to their high habitat specialization. This study aims to map habitat suitability for fourteen species of endemic birds from high-altitude regions of the Southern and Southeastern Atlantic Forest, analyzing variations in suitability between the present scenario and future climate change scenarios, based on the SSP3-7.0 scenario for the 2081-2100 period. Additionally, it evaluates the effectiveness of Protected Areas (PAs) in the conservation of these species. To this end, fourteen species of endemic birds were selected, and using bioclimatic variables and topographic predictors, their ecological niches were modeled with the Maxent and Random Forest algorithms in RStudio. The accuracy of the models was assessed using AUC (Area Under the ROC Curve) and TSS (True Skill Statistic) indices, generating consensus models for each species. Environmental suitability maps were produced in QGIS to quantify areas of suitable habitat. The effectiveness of PAs was analyzed based on variations in the protected area occupied by the species and the identification of conservation gaps. The results indicate a significant reduction in habitat for nine of the fourteen species analyzed, with an average loss of 46,28%. Regarding the effectiveness of PAs, the analysis revealed that most taxa will experience a reduction in suitability within Conservation Units, being classified as "Partially Protected" in both the current and future scenarios. These results emphasize the importance of adaptive management strategies and the urgent need for public policies aimed at expanding and improving PAs, to mitigate the impacts of climate change on the biodiversity of montane birds in the Southern and Southeastern Atlantic Forest and ensure their long-term persistence.

Keywords: biogeography, atlantic forest, montane birds, climate change.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 — Extensão da Mata Atlântica Sul-Sudeste do Brasil.....	11
Figura 2 — Gradiente Altitudinal da Mata Atlântica Sul-Sudeste.....	12
Figura 3 — Mapa de Montanhas e Serras da Mata Atlântica Sul-Sudeste.....	13
Figura 4 — Percentual de Mudança de Habitat.....	25
Figura 5 — Adequabilidade Ambiental de <i>A. moreirae</i> : Cenários Atual e Futuro.....	27
Figura 6 — Adequação Ambiental de <i>C. thoracicus</i> : Cenários Atual e Futuro.....	28
Figura 7 — Adequabilidade Ambiental de <i>D. genei</i> : Cenários Atual e Futuro.....	30
Figura 8 — Adequabilidade Ambiental de <i>D. xanthopterus</i> : Cenários Atual e Futuro.....	31
Figura 9 — Adequabilidade Ambiental de <i>L. setaria</i> : Cenários Atual e Futuro.....	33
Figura 10 — Adequabilidade Ambiental de <i>L. ater</i> : Cenários Atual e Futuro.....	34
Figura 11 — Adequabilidade Ambiental de <i>N. chrysolophum</i> : Cenários Atual e Futuro.....	35
Figura 12 — Adequabilidade Ambiental de <i>O. abeillei</i> : Cenários Atual e Futuro.....	37
Figura 13 — Adequabilidade Ambiental de <i>O. chloricterus</i> : Cenários Atual e Futuro.....	39
Figura 14 — Adequabilidade Ambiental de <i>P. pileata</i> : Cenários Atual e Futuro.....	40
Figura 15 — Adequabilidade Ambiental de <i>P. eximius</i> : Cenários Atual e Futuro.....	42
Figura 16 — Adequabilidade Ambiental de <i>S. petrophilus</i> : Cenários Atual e Futuro.....	43
Figura 17 — Adequabilidade Ambiental de <i>S. speluncae</i> : Cenários Atual e Futuro.....	45
Figura 18 — Adequabilidade Ambiental de <i>S. diadematus</i> : Cenários Atual e Futuro.....	46
Figura 19 — Variação na Extensão das Áreas Protegidas Ocupadas pelas Espécies (Δ PR)..	47

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 — Espécies de Aves Endêmicas da Mata Atlântica Seleccionadas e Respectivas Faixas Altitudinais de Ocorrência.....	13
Tabela 2 — Valores de Limiar de Corte por Táxon.....	18
Tabela 3 — Valores de AUC e TSS dos Algoritmos Maxent e Random Forest.....	21
Tabela 4 — Áreas de Adequabilidade Ambiental (km ²) no Cenário Presente e Futuro para Aves de Habitats Montanhosos da Mata Atlântica.....	24
Tabela 5 — Classificação das Espécies em Relação ao Cumprimento das Metas de Conservação nos Cenários Atual e Futuro.....	49

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	7
2. OBJETIVOS.....	10
2.1 Objetivos Gerais.....	10
2.2 Objetivos Específicos.....	10
3. METODOLOGIA.....	11
3.1 Caracterização da Área de Estudo.....	11
3.2 Seleção de Táxons de Estudo e Obtenção de Dados de Ocorrência.....	13
3.3 Obtenção das Variáveis Ambientais.....	15
3.4 Modelagem de Nicho Ecológico.....	15
3.5 Elaboração e Análise dos Mapas de Adequabilidade Ambiental.....	17
3.6 Avaliação da Adequabilidade Ambiental em Áreas de Proteção Integral.....	19
4. RESULTADOS.....	21
4.1 Modelagem de Nicho Ecológico.....	21
4.2 Impactos das Mudanças Climáticas na Adequabilidade Ambiental de Aves de Habitats Montanhosos na Mata Atlântica Sul-Sudeste.....	23
4.3 Mapas de Adequabilidade Ambiental: Cenários Presente e Futuro.....	26
4.3.1 <i>Asthenes moreirae</i>	26
4.3.2 <i>Castanozoster thoracicus</i>	27
4.3.3 <i>Drymophila genei</i>	29
4.3.4 <i>Dysithamnus xanthopterus</i>	30
4.3.5 <i>Leptasthenura setaria</i>	32
4.3.6 <i>Lipaugus ater</i>	33
4.3.7 <i>Neopelma chrysolophum</i>	35
4.3.8 <i>Orchesticus abeillei</i>	36
4.3.9 <i>Orthogonys chloricterus</i>	38
4.3.10 <i>Piprites pileata</i>	39
4.3.11 <i>Pogonotriccus eximius</i>	41
4.3.12 <i>Scytalopus petrophilus</i>	42
4.3.13 <i>Scytalopus speluncae</i>	44

4.3.14 <i>Stephanophorus diadematus</i>	45
4.4 Efetividade das Áreas de Proteção Integral.....	47
DISCUSSÃO.....	51
5.1 Avaliação dos Modelos e Limitações Metodológicas.....	51
5.2 Variações na Adequabilidade de Habitat em Resposta às Mudanças Climáticas.....	52
5.2.1 Impactos das Mudanças Climáticas em Espécies com Redução de Habitat.....	53
5.2.2 Impactos das Mudanças Climáticas em Espécies com Ganho de Habitat.....	54
5.3 Importância das Áreas de Preservação e Refúgios Climáticos.....	56
5.5 Implicações para a Políticas de Conservação.....	58
6. CONCLUSÃO.....	61
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	63
APÊNDICE A — Pontos de Ocorrências e Buffer das Espécies.....	73
APÊNDICE B — Peso de Variáveis no Desempenho dos Modelos de Nicho Ecológico.....	80
APÊNDICE B — Peso de Variáveis no Desempenho dos Modelos de Nicho Ecológico.....	81

1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é reconhecida como um dos domínios morfoclimáticos mais biodiversos do planeta, sendo considerada uma área prioritária para a conservação da diversidade biológica. Originalmente, este bioma abrangia cerca de 160 milhões de hectares em condições ambientais bastante heterogêneas, estendendo-se principalmente pela região oriental do Brasil mas também em partes do leste do Paraguai e nordeste da Argentina (Marques; Grelle, 2021). No entanto, a Mata Atlântica foi intensamente explorada desde a colonização, resultando em uma drástica redução da cobertura florestal, com apenas 28% da área original subsistindo (Rezende *et al.*, 2018) e a maior parte remanescente dividida em pequenos fragmentos isolados (Ribeiro *et al.*, 2009).

Esse domínio morfoclimático abrange uma vasta gama de cinturões climáticos e formações vegetais, desde ambientes tropicais até subtropicais, e sua altitude varia do nível do mar até 2.900 metros, resultando em mudanças abruptas nas características do solo e na temperatura média do ar (Mantovani, 2003). As regiões litorâneas recebem mais de 4.000 mm de chuva anualmente, enquanto as regiões interioranas recebem cerca de 1.000 mm (Câmara, 2003).

A heterogeneidade ambiental favorece as altas taxas de diversidade e endemismos da Mata Atlântica. Estima-se que o bioma concentre 18.000 espécies de plantas; 3.500 espécies de vertebrados (Figueiredo *et al.*, 2021); mais de 65% de todas (e 82% das endêmicas) espécies de árvores são classificadas como ameaçadas (Vancine *et al.*, 2024). Além de sua notável biodiversidade, a Mata Atlântica é responsável por serviços ecossistêmicos essenciais para mais de 150 milhões de pessoas, tais como provisão de água, geração de energia hidrelétrica, produção de alimentos, polinização, proteção do solo, armazenamento de carbono e serviços culturais (Joly *et al.*, 2014).

Apesar da extrema redução na cobertura da Mata Atlântica, grandes blocos de floresta ainda existem, particularmente localizados em regiões montanhosas (Bicudo da Silva *et al.*, 2020). No Brasil, embora o ponto de maior altitude esteja no bioma Amazônico (o Pico da Neblina), a maior concentração de regiões montanhosas está na zona costeira oriental, predominantemente no domínio da Mata Atlântica (Ab'Saber, 2003). Essas regiões abrigam uma notável diversidade de espécies, incluindo muitas endêmicas e restritas a determinadas faixas altitudinais, abrigando aproximadamente um terço da biodiversidade global (Schunck, 2019). A complexidade topográfica, variação climática e isolamento geográfico dessas áreas contribuem para a especiação e resultam em altas taxas diversidade beta, riqueza total de

espécies e elevados números de táxons endêmicos e ameaçados de extinção (Schunck, 2019; Körner; Spehn, 2002; Brooks *et al.*, 2006; Steinbauer *et al.*, 2016).

Globalmente, as aves que habitam regiões de altitude elevada enfrentam condições extremas, incluindo variações de temperaturas, limitações energéticas, intensa radiação solar, hipóxia e variações na disponibilidade de recursos alimentares (Martin *et al.*, 2023). Esses desafios ecológicos singulares podem representar tanto restrições quanto oportunidades para essas espécies, influenciando seus ciclos reprodutivos e estratégias de sobrevivência (Scridel, 2014). Devido à complexidade e diversidade encontradas em um espaço geográfico relativamente limitado, essas áreas oferecem excelentes oportunidades para estudos ecológicos (Schunck, 2019). A avifauna, em particular, destaca-se como um grupo chave para a pesquisa em ecossistemas de altitude, dada a elevada diversidade de espécies e os complexos padrões de distribuição ao longo do gradiente altitudinal (Schunck, 2019).

Os impactos das mudanças climáticas sobre a diversidade avifaunística e suas respostas já são amplamente documentados (Pearce-Higgins; Green, 2014; Dunn; Møller, 2020). Em escala global, observa-se uma reorganização das comunidades de aves ao longo dos continentes (Stephens *et al.*, 2016), acompanhada por mudanças significativas nas populações (Pearce-Higgins *et al.*, 2015). As evidências mostram que as distribuições das espécies estão se deslocando em direção aos polos (Chen *et al.*, 2011), enquanto nas regiões tropicais essas mudanças apresentam maior variabilidade (VanDerWal *et al.*, 2013). Espécies associadas a climas mais quentes têm aumentado em abundância, frequentemente em detrimento daquelas adaptadas a climas mais frios (Devictor *et al.*, 2012).

Embora as regiões montanhosas tropicais sejam reconhecidas por sua alta riqueza e endemismo (Orme *et al.*, 2005; Rahbek, 2019), há uma notável escassez de estudos sobre os impactos das mudanças climáticas na avifauna dessas áreas (Pearce-Higgins; Martin, 2023). Essa lacuna é particularmente preocupante, já que as aves de montanhas tropicais, com suas especificidades de habitat, são altamente vulneráveis às alterações nas temperaturas globais e aos deslocamentos nos padrões de distribuição altitudinal (Salisbury, 2012; Sheard *et al.*, 2020; Janzen, 1967; McCain, 2009; Şekercioğlu *et al.*, 2007; Avalos; Hernández, 2015; Freeman, 2018).

Nesse sentido, as Áreas Protegidas (APs) desempenham um papel essencial na conservação da biodiversidade e na manutenção do funcionamento dos ecossistemas (Watson, 2014), sendo, portanto, peças centrais nas políticas de adaptação às mudanças climáticas (Mawdsley *et al.*, 2009). No entanto, seu potencial de conservação a longo prazo depende diretamente da capacidade de preservar as condições bióticas e abióticas que sustentam a

biodiversidade ao longo do tempo (Elsen *et al.*, 2020). Com as mudanças climáticas, surge a preocupação de que a localização fixa dessas áreas possa se tornar inadequada para a proteção das espécies, à medida que estas deslocam suas distribuições em resposta às alterações ambientais (Batllori, 2017).

Pesquisas destacam a importância das Áreas Protegidas na redução dos impactos das mudanças climáticas sobre as espécies, seja facilitando seus deslocamentos por meio de corredores ecológicos, seja acomodando alterações em suas áreas de ocorrência (Gaüzère *et al.*, 2016). Além disso, a diversidade de habitats e condições climáticas dentro dessas áreas tem sido cada vez mais valorizada como um fator-chave para um planejamento de conservação mais eficaz diante das mudanças climáticas (Ackerly *et al.*, 2010). Ambientes preservados dentro dessas áreas podem tanto abrigar espécies em deslocamento devido às mudanças climáticas (Hole *et al.*, 2009) quanto continuar servindo como habitat para aquelas que permanecem em seus limites, seja em refúgios climáticos locais (Sweet *et al.*, 2019) ou sob novas condições ambientais (Wiens *et al.*, 2011).

Diante das mudanças climáticas globais e da vulnerabilidade acentuada dos táxons de regiões montanhosas, especialmente em biomas ricos em biodiversidade, como a Mata Atlântica, é fundamental compreender os impactos dessas alterações na distribuição e sobrevivência das aves que habitam essas áreas. Por isso, esta pesquisa busca investigar como esses táxons podem responder às pressões climáticas futuras e avaliar a eficácia das redes de Áreas de Proteção Integral na conservação dessas espécies no cenário climático atual e em projeções para o futuro.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivos Gerais

- Mapear a adequabilidade de habitat para quatorze espécies de aves endêmicas de regiões de altitude elevada da Mata Atlântica Sul-Sudeste, analisando como essa adequabilidade varia entre o cenário presente e futuro de mudanças climáticas.

2.2 Objetivos Específicos

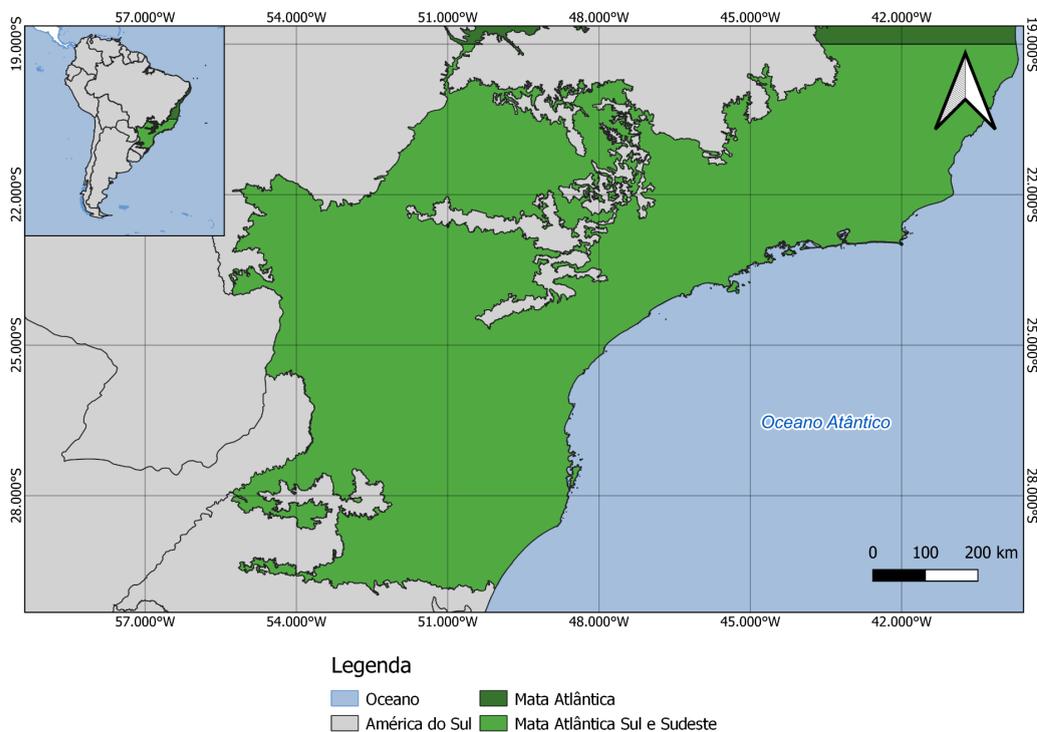
- Projetar e comparar a adequabilidade ambiental de aves típicas de habitats de elevada altitude em cenários futuros de mudanças climáticas, utilizando projeções climáticas SSP3-7.0 para o período de 2081-2100;
- Identificar e analisar as variáveis ambientais que mais influenciam a adequabilidade ambiental para as aves selecionadas;
- Avaliar a eficácia das Áreas de Proteção Integral na conservação das espécies em estudo, considerando sua adequabilidade de habitat nos cenários presente e futuro;
- Identificar e analisar as lacunas de conservação nas Áreas de Proteção Integral em relação à representatividade da diversidade das espécies em questão.

3. METODOLOGIA

3.1 Caracterização da Área de Estudo

O bioma Mata Atlântica abrange dezessete estados brasileiros, estendendo-se ao longo da zona costeira, com uma área total de 1.110.182 km² (da Silva *et al.*, 2020). No contexto deste estudo, a Mata Atlântica do Sul-Sudeste do Brasil estende-se de 19°S na margem sul do Rio Doce, no estado do Espírito Santo, até 29° S no estado do Rio Grande do Sul (Fig. 1). Nessa região, há predominância de três tipos principais de vegetação: Floresta Densa Atlântica, Floresta Estacional e Floresta Mista de Araucária (Carlucci *et al.*, 2021). As Florestas Densas Atlântica distribuem-se ao longo da costa, com destaque à Serra do Mar, em climas quentes, úmidos e não sazonais. Já as Florestas Estacionais ocorrem na porção de interior, menos úmidas e em climas moderadamente sazonais. Por fim, nas Florestas Mistadas de Araucária das porções sulinas e alto-montanas de interior, são observadas temperaturas mais baixas e alta precipitação (Carlucci *et al.*, 2021).

Figura 1 — Extensão da Mata Atlântica Sul-Sudeste do Brasil.

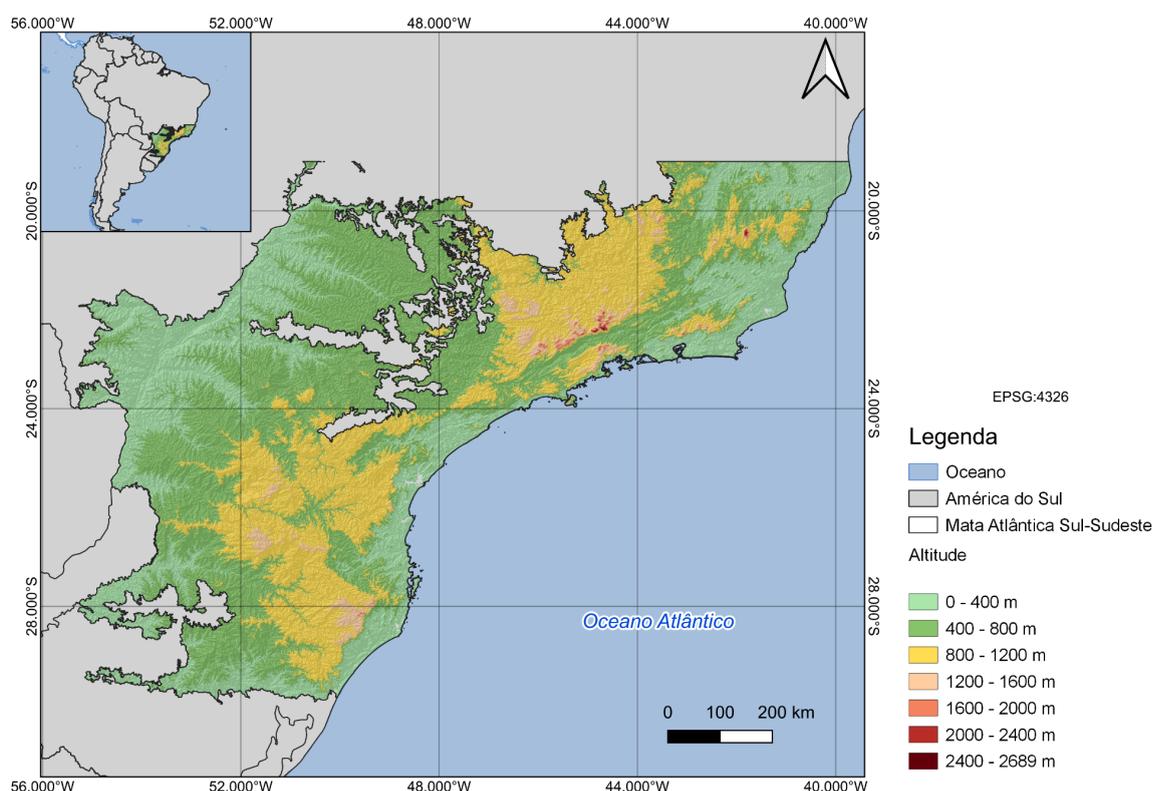


Fonte: Autoria Própria, baseada em IBGE (2019).

Para caracterizar a altitude da área de estudo, foram obtidos dados de elevação disponibilizados pelo AMBDATA (Amaral *et al.*, 2013) gerados a partir de dados do Shuttle

Radar Topographic Mission (Earth Resources Observation and Science, 2018). Os dados SRTM original foram reamostrados para a resolução espacial de $\sim 1 \text{ km}^2$ pelo AMBDATA. Com isso, constatou-se que a altitude da Mata Atlântica Sul-Sudeste varia entre 0 a 2.688,42 metros (Fig. 2).

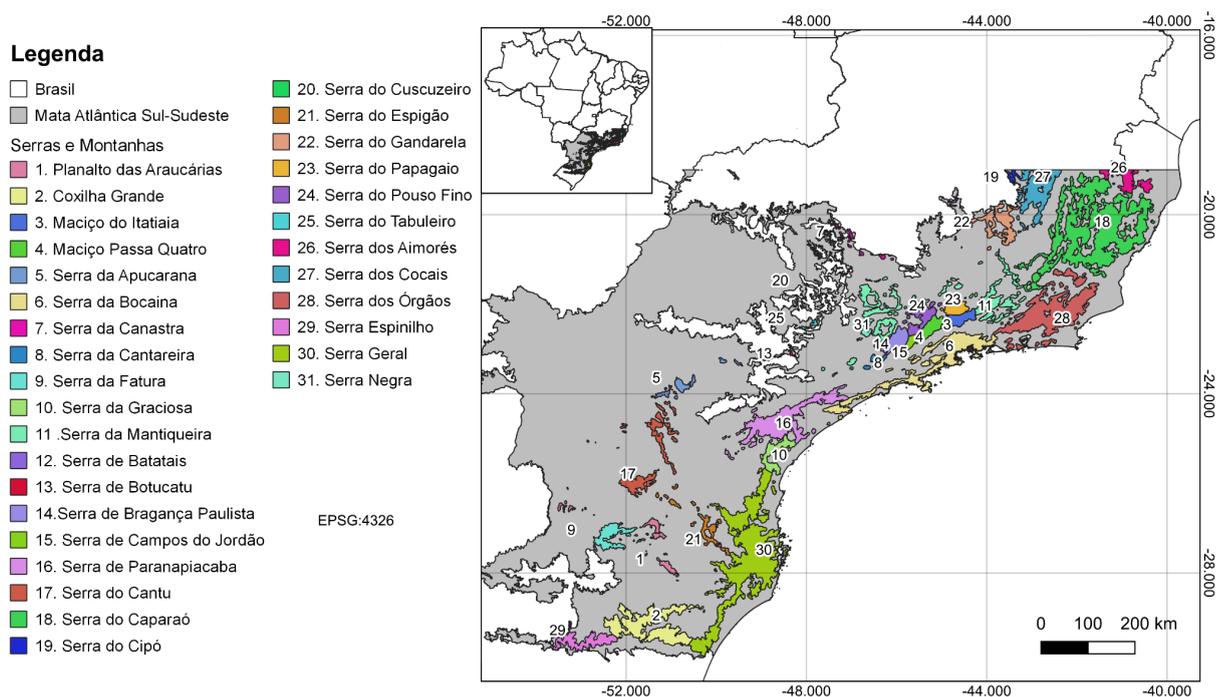
Figura 2 — Gradiente Altitudinal da Mata Atlântica Sul-Sudeste.



Fonte: A autoria Própria, baseada em Amaral *et al.*, 2013.

Para delimitar as regiões de serras e montanhas da Mata Atlântica Sul-Sudeste, utilizou-se a camada *shapefile* do inventário GMBA v2.0, que abrange 8327 polígonos sobrepostos e 8616 polígonos adicionais em diferentes níveis hierárquicos disponíveis no portal EarthEnv (Snethlage *et al.*, 2024). A partir dessa base, as áreas de montanhas e serras foram recortadas para coincidir com a extensão geográfica da Mata Atlântica Sul-Sudeste (Fig. 3).

Figura 3 — Mapa de Montanhas e Serras da Mata Atlântica Sul-Sudeste



Fonte: Elaboração Própria, baseada em Snethlage *et al.*, 2024.

3.2 Seleção de Táxons de Estudo e Obtenção de Dados de Ocorrência

Foram selecionados 14 táxons de aves endêmicas da Mata Atlântica, conhecidos por sua distribuição predominante em áreas de altitudes elevadas. A escolha dessas espécies se deve à dependência de habitats específicos encontrados em regiões montanhosas, o que as torna particularmente vulneráveis às mudanças climáticas. A Tabela 1 apresenta os táxons selecionados, juntamente com suas respectivas faixas altitudinais de ocorrência, obtidas a partir do portal *Birds of the World* (Cornell Lab, 2024), e seu *status* de conservação, de acordo com a lista vermelha de espécies ameaçadas da *International Union for Conservation of Nature* (2024).

Tabela 1 — Espécies de Aves Endêmicas da Mata Atlântica Selecionadas e Respectivas Faixas Altitudinais de Ocorrência.

Táxon	Faixa Altitudinal de Distribuição	Status de Conservação
<i>Asthenes moreirae</i>	1.850 – 2.800 m	Pouco Preocupante
<i>Castanozoster thoracicus</i>	800 – 1.500 m	Pouco Preocupante

<i>Drymophila genei</i>	800 – 2.200 m	Pouco Preocupante
<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	750 – 1.700 m	Pouco Preocupante
<i>Leptasthenura setaria</i>	750 – 1.900 m, geralmente <1.400 m	Quase Ameaçada
<i>Lipaugus ater</i>	1.200 – 2.050 m	Pouco Preocupante
<i>Neopelma chrysolophum</i>	1.150 – 1.750 m	Pouco Preocupante
<i>Orchesticus abeillei</i>	750 – 1.600 m	Quase Ameaçada
<i>Orthogonys chloricterus</i>	900 – 1.800 m	Pouco Preocupante
<i>Piprites pileata</i>	900 – 2.000m	Quase Ameaçada
<i>Pogonotriccus eximius</i>	800 - 1.700 m	Quase Ameaçada
<i>Scytalopus petrophilus</i>	900 - 2.100 m	Pouco Preocupante
<i>Scytalopus speluncae</i>	1000 – 2.870 m	Pouco Preocupante
<i>Stephanophorus diadematus</i>	até 2.400 m	Pouco Preocupante

Fonte: *Birds of the World* (2024) e *International Union for Conservation of Nature* (2024).

A partir da seleção das espécies, os pontos de ocorrência georreferenciados foram obtidos diretamente da plataforma *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF, 2024) utilizando a linguagem R e o pacote “*dismo*”. Para minimizar incertezas e erros de amostragem, os dados foram filtrados para incluir apenas ocorrências no Brasil, e as colunas de interesse (espécie, latitude e longitude) foram selecionadas. Em seguida, duplicatas foram removidas e valores ausentes foram descartados, utilizando funções do pacote “*dplyr*”. Posteriormente, aplicou-se uma filtragem espacial para reduzir o efeito de amostragem espacial excessiva, utilizando o pacote “*spThin*”. Esse processo de rarefação espacial foi realizado com uma distância mínima de 10 km entre os pontos de ocorrência, repetido 100 vezes para selecionar o conjunto de dados com melhor distribuição espacial. Os pontos de ocorrências utilizados na modelagem podem ser visualizados no Apêndice A.

3.3 Obtenção das Variáveis Ambientais

Foram selecionadas 19 variáveis bioclimáticas, incluindo medidas de temperatura e precipitação, para o cenário de referência (1970–2000, denominado "cenário presente") e os cenários futuros (2081–2100), todas com resolução espacial de 30 segundos ($\sim 1 \text{ km}^2$). As variáveis foram obtidas da plataforma WorldClim 2.1 (Fick; Hijmans, 2017); no cenário presente, foram extraídas diretamente, enquanto as projeções futuras foram geradas na linguagem R, utilizando o pacote geodata. Para esses cenários, adotaram-se dois Modelos de Circulação Global (GCMs), MIROC6 e GFDL, considerando o cenário de mudança climática SSP3-7.0 (cenário mediano negativo; IPCC, 2023), garantindo compatibilidade de resolução com as variáveis do presente. Além das variáveis bioclimáticas, incluíram-se dois preditores topográficos, altitude e declividade, obtidos na plataforma AMBDATA (Amaral *et al.*, 2013), também com resolução de $\sim 1 \text{ km}^2$.

A correlação entre duas ou mais variáveis predictoras em um modelo estatístico pode resultar em problemas de multicolinearidade (Naimi; Araujo, 2016). Para abordar essa questão, foi realizada uma análise de multicolinearidade após a seleção das variáveis, utilizando o Fator de Inflação da Variância (VIF), disponível no pacote usdm na linguagem R. O VIF é uma ferramenta amplamente empregada na Modelagem de Nicho Ecológico, pois avalia a medida em que cada preditor pode ser explicado pelos demais preditores (Naimi; Araujo, 2016). Em geral, um VIF superior a 5 indica um problema de colinearidade (Tonetti *et al.*, 2022; Guisan *et al.*, 2017). Assim, foi estabelecido um valor máximo de $\text{VIF} \leq 5$ para garantir a ausência de colinearidade significativa. Após essa filtragem, apenas as variáveis com $\text{VIF} \leq 5$ foram mantidas, assegurando a minimização de problemas de colinearidade nas análises subsequentes.

3.4 Modelagem de Nicho Ecológico

A Modelagem de Nicho Ecológico (MNE) foi realizada utilizando a linguagem R, por meio do software RStudio versão 2024.04.2. Para o ajuste do modelo, foram utilizados dados de presença de cada táxon, além de variáveis bioclimáticas e topográficas como preditores. A delimitação da área acessível para cada espécie foi feita para considerar apenas áreas potencialmente acessíveis, a fim de evitar extrapolações irrealistas (Barve *et al.*, 2011). Para isso, foi gerado um Mínimo Polígono Convexo (MPC) envolvendo todas as ocorrências da espécie, e posteriormente aplicado um buffer de 2 graus de coordenada ao redor desse polígono (Tonetti *et al.*, 2022). Essa abordagem permitiu uma delimitação espacial mais

realista da área de estudo, garantindo que as variáveis preditoras fossem recortadas de acordo com o espaço ambiental acessível às espécies. É importante ressaltar que as mudanças nas variáveis climáticas foram calculadas com base nas áreas delimitadas pelos buffers de cada táxon, o que pode resultar em valores diferentes daqueles calculados para toda a área de estudo da Mata Atlântica Sul-Sudeste.

Em seguida, foram gerados 10.000 pontos de *background* aleatórios, distribuídos pela área de estudo delimitada pelo *buffer*, excluindo as localizações de presença verdadeira (Apêndice A). A estratégia de seleção de pontos de *background* foi adotada para maximizar a especificidade do modelo (Barbet-Massin *et al.*, 2012), pois proporciona uma amostragem abrangente das condições ambientais disponíveis, contribuindo para uma discriminação mais eficiente entre áreas adequadas e inadequadas para as espécies.

Na literatura, não há consenso sobre o algoritmo mais adequado para a calibração de modelos (Tonetti *et al.*, 2022; Qiao *et al.*, 2015). Diante disso, foram utilizados dois algoritmos amplamente empregados em estudos: Maxent e Random Forest. Ambos são especialmente úteis em contextos de escassez de dados de ausência, sendo adequados para modelagem baseada apenas em registros de presença (e.g., Sierra-Morales *et al.*, 2021; de Souza *et al.*, 2011; Zhao *et al.*, 2022).

O Maxent estima a distribuição de probabilidade de entropia máxima, considerando restrições derivadas dos dados de ocorrência das espécies (Phillips *et al.*, 2006). Já o Random Forest constrói múltiplas árvores de decisão com preditores selecionados aleatoriamente, reduzindo erros de generalização (Prasad *et al.*, 2006). A combinação desses métodos, fundamentados em princípios estatísticos distintos, permite comparações complementares, aumentando a robustez e a confiabilidade das projeções.

Na fase de teste, o conjunto de dados de ocorrência foi dividido em treinamento e teste: 70% e 30%, respectivamente (Naimi; Araújo, 2016). Para evitar vieses na estimativa dos parâmetros, aplicou-se o método de reamostragem conhecido como subamostragem aleatória, que repete a divisão aleatória dos dados em proporções de treinamento, fazendo 10 testes que utilizam amostragem sem reposição (Naimi; Araújo, 2016). Gerou-se, então, 10 modelos distintos para cada táxon.

A avaliação da precisão dos modelos gerados é fundamental para verificar a capacidade preditiva dos mesmos. Para isso, utilizou-se duas métricas amplamente reconhecidas: a *Area Under the ROC Curve* (AUC) e a *True Skill Statistic* (TSS). A AUC mede a capacidade do modelo de distinguir entre presenças e ausências, variando de 0 a 1, onde 0,5 indica uma discriminação aleatória (Fielding; Bell, 1997; de Moraes *et al.*, 2024). Já

a TSS é calculada como a soma da sensibilidade e especificidade menos um, variando de -1 a 1, sendo que valores próximos de 1 indicam alta acurácia preditiva (Allouche *et al.*, 2006; Leroy *et al.*, 2018). O uso conjunto de AUC e TSS permite uma avaliação mais completa do desempenho dos modelos, garantindo que a discriminação entre áreas adequadas e inadequadas seja capturada de forma abrangente.

Com o objetivo de reduzir a incerteza inerente aos diferentes modelos, foi implementada a técnica de *ensemble*. Essa abordagem combina os resultados dos diferentes modelos gerados para cada táxon, utilizando a função "ensemble" do pacote *sdm* (Naimi; Araújo, 2016). O método escolhido foi a média ponderada baseada no TSS, o que permite que modelos com melhor desempenho tenham maior peso na previsão final. Esta abordagem é particularmente eficaz, pois reduz a incerteza associada às previsões individuais e oferece uma representação mais robusta das áreas de adequabilidade (Araújo; New, 2007).

Para as projeções futuras, adotou-se dois Modelos de Circulação Global (GCMs), GFDL e MIROC6. A média das projeções desses dois GCMs foi calculada, proporcionando uma visão consensual das possíveis alterações climáticas. Assim, foram geradas as projeções de adequabilidade para os cenários presentes e futuros, refletindo as potenciais mudanças climáticas sobre a distribuição das espécies analisadas.

Por fim, para avaliar a importância relativa das variáveis ambientais na construção dos Modelos de Nicho Ecológico, foi utilizada a função *getVarImp* do pacote *sdm* na linguagem R. O procedimento consiste em avaliar o impacto da exclusão ou permutação de cada variável no desempenho do modelo, fornecendo uma estimativa percentual de sua importância. No presente estudo, os resultados obtidos por meio dessa função foram analisados individualmente para cada espécie, a fim de compreender as relações entre os preditores ambientais e os habitats modelados.

3.5 Elaboração e Análise dos Mapas de Adequabilidade Ambiental

Os modelos resultantes da MNE geram mapas de previsões contínuas, interpretados como adequações relativas para a ocorrência de espécies (Liu *et al.*, 2015). No entanto, para algumas análises, como as de impactos das mudanças climáticas e estratégias de conservação, é necessário converter essas previsões contínuas em mapas binários de presença/ausência (Liu *et al.*, 2015). A fim de realizar essa binarização, foi utilizado o método "maxSSS", baseado no *True Skill Statistic* (TSS). Esse método identifica o limiar de corte que maximiza a soma da sensibilidade (capacidade de prever corretamente as presenças) e da especificidade (capacidade de prever corretamente as ausências) (Liu *et al.*, 2005). O procedimento foi

aplicado individualmente para cada espécie, garantindo uma abordagem específica para as diferentes respostas às variáveis ambientais. Os detalhes desta aplicação estão resumidos na Tabela 2.

Tabela 2 — Valores de Limiar de Corte por Táxon.

Táxon	Limiar de Corte
<i>Asthenes moreirae</i>	0,3
<i>Castanozoster thoracicus</i>	0,23
<i>Drymophila genei</i>	0,13
<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	0,22
<i>Leptasthenura setaria</i>	0,45
<i>Lipaugus ater</i>	0,23
<i>Neopelma chrysolophum</i>	0,25
<i>Orchesticus abeillei</i>	0,19
<i>Orthogonys chloricterus</i>	0,27
<i>Piprites pileata</i>	0,32
<i>Pogonotriccus eximius</i>	0,45
<i>Scytalopus petrophilus</i>	0,35
<i>Scytalopus spelunca</i>	0,22
<i>Stephanophorus diadematus</i>	0,36

Fonte: Autoria Própria.

Após a binarização, os mapas de adequabilidade foram convertidos de *raster* para vetor para permitir a análise das áreas de adequação de habitat. Para obter maior precisão nas medições de área dentro do território brasileiro, os dados foram reprojatados para a projeção cartográfica SIRGAS 2000 Brazil Polyconic EPSG:5880, que utiliza metros como unidade de medida. Em seguida, as áreas de adequabilidade ambiental, tanto para o cenário presente (Ap) quanto para o cenário futuro (Af), foram então calculadas no software QGIS 3.28.10-Firenze utilizando a função "Calculadora de Campo". A variação percentual de habitat entre os cenários foi então calculada pela equação 1, onde valores positivos indicam um ganho de

habitat no cenário futuro, enquanto valores negativos representam uma perda de habitat em relação ao cenário presente.

$$\text{Mudança de Habitat} = \frac{(Af - Ap)}{Ap} \times 100 \text{ (1)}$$

Por fim, os mapas resultantes foram visualizados em um gradiente de cores, no qual tons frios representam áreas de menor adequabilidade ambiental e tons quentes indicam regiões de maior adequabilidade. Todos os dados finais foram projetados no sistema de coordenadas WGS 84 (EPSG:4326).

3.6 Avaliação da Adequabilidade Ambiental em Áreas de Proteção Integral

Para avaliar o grau de proteção proporcionado às espécies de aves estudadas, foram consideradas exclusivamente as Áreas de Proteção Integral (APIs). Essa escolha se justifica pelo fato de que as APIs têm como objetivo principal a conservação da biodiversidade, assegurando a manutenção dos processos ecológicos e a preservação do habitat natural das espécies (OECD Environmental Performance Reviews, 2015). Além disso, essas áreas restringem atividades humanas, proibindo o uso direto ou o consumo de recursos naturais, conforme estabelecido pela legislação ambiental brasileira (Brasil, 2000). Essa característica torna as APIs especialmente relevantes para este estudo, pois oferecem um cenário mais confiável para avaliar a eficácia da proteção ambiental, minimizando pressões antrópicas que poderiam comprometer os habitats das espécies analisadas.

As categorias de Unidades de Conservação no Brasil estão alinhadas às classificações estabelecidas pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, do inglês *International Union for Conservation of Nature*), o que possibilita sua integração aos padrões e diretrizes internacionais. Nesse contexto, as Áreas de Proteção Integral (APIs) correspondem às seguintes categorias da IUCN: (a) Estação Ecológica e Reserva Biológica, classificadas como IUCN Ia; (b) Parques Nacionais, Estaduais ou Municipais, enquadrados como IUCN II; e (c) Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre, pertencentes à categoria IUCN III (Ministério do Meio Ambiente, 2022).

Os limites das Unidades de Conservação foram obtidos por meio de um *shapefile* disponibilizado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (2024). Esse arquivo abrangia todas as categorias de Unidades de Conservação, incluindo tanto as de Uso Sustentável quanto as de Proteção Integral. Para garantir a relevância dos dados ao objetivo

do estudo, foi realizado um processo de filtragem no software QGIS 3.28.10-Firenze, selecionando exclusivamente as feições correspondentes às APIs. Essa etapa assegurou que apenas as áreas destinadas integralmente à conservação fossem consideradas nas análises.

Para avaliar os impactos das mudanças climáticas no nível de proteção oferecido pelas APIs, foi analisada a variação na área protegida ocupada pelas espécies (ΔPR), seguindo a metodologia de Berteaux *et al.* (2018). Essa análise envolveu o cálculo da sobreposição espacial entre as APIs e as áreas de adequabilidade ambiental modeladas para cada espécie nos cenários presente (PR presente) e futuro (PR futuro), também utilizando o QGIS 3.28.10-Firenze. Assumiu-se, então, que as espécies acompanhariam integralmente as mudanças nas condições climáticas adequadas ao longo do tempo. A variação ΔPR foi calculada conforme a Equação 2, sendo positiva quando a área protegida ocupada pela espécie aumenta no futuro e negativa quando ocorre redução (Berteaux *et al.*, 2018).

$$\Delta PR = \frac{(PR \text{ futuro} - PR \text{ presente})}{PR \text{ presente}} \times 100 \quad (2)$$

Posteriormente, foi realizada uma análise de lacunas de conservação para analisar a eficácia das APIs na representação da diversidade de espécies (Rodrigues *et al.*, 2004). Tal métrica classifica as espécies com base na representatividade de suas áreas de distribuição dentro das APs (de Moraes *et al.*, 2024). Espécies com distribuição inferior a 1.000 km² devem ser 100% protegidas, enquanto aquelas com mais de 250.000 km² necessitam de no mínimo 10% de sua área protegida, sendo os valores intermediários calculados por interpolação logarítmica (de Moraes *et al.*, 2024; Rodrigues *et al.*, 2004). As espécies foram classificadas em quatro categorias: protegidas ($\geq 90\%$ da meta), parcialmente protegidas (20–90%), espécies lacuna ($\leq 20\%$) e não protegidas, quando nenhuma porção de sua distribuição ocorre nas APIs (de Moraes *et al.*, 2024). Essas classificações foram realizadas considerando tanto as projeções das espécies no cenário atual quanto nos cenários futuros.

4. RESULTADOS

4.1 Modelagem de Nicho Ecológico

Os Modelos de Nicho Ecológico apresentaram, de forma geral, um bom desempenho, com o algoritmo Maxent demonstrando uma tendência a resultados ligeiramente superiores. Na métrica *Area Under the ROC Curve* (AUC), ambos os algoritmos apresentaram valores semelhantes na maioria dos casos, com diferenças geralmente pequenas (máximo de 0,03): Maxent obteve melhor desempenho em 9 táxons, enquanto Random Forest foi superior em 3, e houve empate em outros 2. Em relação ao *True Skill Statistic* (TSS), o Maxent mostrou, na maioria das vezes, valores ligeiramente superiores ao Random Forest, exceto para táxons como *C. thoracicus*, *D. genei*, *D. xanthopterus*, *O. abeillei* e *S. speluncae*, nos quais Random Forest teve desempenho um pouco melhor. De modo geral, os valores de AUC variaram entre 0,76 e 0,91, e os de TSS, entre 0,43 e 0,71 (Tabela 3).

Tabela 3 — Valores de AUC e TSS dos Algoritmos Maxent e Random Forest

Táxon	Algoritmo	AUC	TSS
<i>Asthenes moreirae</i>	Maxent	0,83	0,62
	Random Forest	0,83	0,61
<i>Castanozoster thoracicus</i>	Maxent	0,83	0,55
	Random Forest	0,84	0,57
<i>Drymophila genei</i>	Maxent	0,85	0,63
	Random Forest	0,87	0,64
<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	Maxent	0,91	0,70
	Random Forest	0,88	0,71
<i>Leptasthenura setaria</i>	Maxent	0,84	0,57
	Random Forest	0,82	0,56
<i>Lipaugus ater</i>	Maxent	0,89	0,67
	Random Forest	0,88	0,65

<i>Neopelma chrysolophum</i>	Maxent	0,85	0,60
	Random Forest	0,83	0,57
<i>Orchesticus abeillei</i>	Maxent	0,85	0,62
	Random Forest	0,88	0,67
<i>Orthogonys chloricterus</i>	Maxent	0,89	0,70
	Random Forest	0,89	0,68
<i>Piprites pileata</i>	Maxent	0,83	0,56
	Random Forest	0,82	0,53
<i>Pogonotriccus eximius</i>	Maxent	0,77	0,48
	Random Forest	0,76	0,43
<i>Scytalopus petrophilus</i>	Maxent	0,87	0,68
	Random Forest	0,86	0,61
<i>Scytalopus speluncae</i>	Maxent	0,86	0,59
	Random Forest	0,85	0,60
<i>Stephanophorus diadematus</i>	Maxent	0,83	0,54
	Random Forest	0,81	0,53

Fonte: Aatoria Própria.

A contribuição das variáveis bioclimáticas para a capacidade preditiva dos modelos apresentou diferentes padrões entre as espécies analisadas (Apêndice B). De maneira geral, a variável BIO3 (isotermalidade) destacou-se pela alta relevância para a maioria dos táxons, com exceção de *Drymophila genei* e *Scytalopus petrophilus*. Essa variável foi especialmente importante para *Dysithamnus xanthopterus* (26,1%), *Leptasthenura setaria* (15,5%), *Lipaugus ater* (22,2%) e *Orthogonys chloricterus* (22,2%). Outra variável de destaque foi a BIO13 (precipitação do mês mais úmido), que contribuiu para dez dos quatorze modelos, apresentando alta importância para *Leptasthenura setaria* (15,9%) e *Pogonotriccus eximius* (15,7%). Por fim, a BIO18 (precipitação do trimestre mais quente) foi relevante para sete

táxons, com influência marcante em *Drymophila genei* (18,2%), *Dysithamnus xanthopterus* (18,2%) e *Lipaugus ater* (9,4%).

Algumas variáveis bioclimáticas não foram utilizadas na construção de nenhum Modelo de Nicho Ecológico, a saber: BIO1 (temperatura média anual), BIO6 (temperatura mínima do mês mais frio), BIO10 (temperatura média do trimestre mais quente), BIO11 (temperatura média do trimestre mais frio), BIO16 (precipitação do trimestre mais úmido), BIO17 (precipitação do trimestre mais seco) e BIO19 (precipitação do trimestre mais frio). A ausência de contribuição mensurada dessas variáveis pode ser atribuída a sua baixa relevância estatística para as espécies analisadas ou à alta colinearidade com outras variáveis preditoras mais influentes nos modelos.

Entre as variáveis topográficas, embora a declividade tenha apresentado menor influência em relação às variáveis bioclimáticas, ela foi consistentemente incluída nos modelos de quase todas as espécies, com valores variando de 1% a 3,9%. Isso sugere um papel secundário, mas não negligenciável, especialmente para táxons que dependem de áreas montanhosas. A altitude, por sua vez, demonstrou alta relevância para apenas três espécies: *Neopelma chrysolophum* (16,7%), *Orchesticus abeillei* (17,1%) e *Scytalopus petrophilus* (13%). Apesar de sua importância evidente para espécies associadas a habitats de alta elevação, a altitude apresenta alta correlação com diversas variáveis bioclimáticas, o que explica sua ausência na maioria das modelagens realizadas.

4.2 Impactos das Mudanças Climáticas na Adequabilidade Ambiental de Aves de Habitats Montanhosos na Mata Atlântica Sul-Sudeste

As modelagens climáticas realizadas para toda a extensão da Mata Atlântica Sul-Sudeste, com base em dados raster do WorldClim, indicam um aumento significativo na temperatura média anual. Atualmente, a média calculada para essa região é de 19,62 °C, podendo atingir 22,73 °C no futuro, conforme projeções para o cenário SSP3-7.0, o que representa um acréscimo médio de 3,11 °C.

Em relação à precipitação anual, os valores médios para toda a área de estudo mostram pouca variação: enquanto o cenário atual apresenta uma média de 1486,25 mm, no futuro espera-se uma leve redução para 1481,1 mm, resultando em uma diferença de 5,15 mm. No entanto, a análise dos extremos revela uma redistribuição espacial das chuvas, com algumas áreas tornando-se mais secas e outras registrando aumento na precipitação, sugerindo mudanças importantes na dinâmica hídrica regional.

No cenário presente, as áreas de adequabilidade ambiental das espécies estudadas variam amplamente, destacando diferentes padrões de distribuição e potenciais riscos ecológicos (Tab. 4). No cenário atual, *Scytalopus speluncae* apresenta a maior área de adequação, com 139.389,37 km². Outras espécies com áreas expressivas incluem *Orchesticus abeillei* (131.710,50 km²) e *Stephanophorus diadematus* (137.096,42 km²). Em contrapartida, *Asthenes moreirae* registra a menor área, limitada a 17.580,50 km², sugerindo maior susceptibilidade às mudanças climáticas. Adicionalmente, espécies como *Scytalopus petrophilus* (31.315,40 km²) e *Lipaugus ater* (37.193,48 km²) apresentam áreas relativamente pequenas.

Tabela 4 — Áreas de Adequabilidade Ambiental (km²) no Cenário Presente e Futuro para Aves de Habitats Montanhosos da Mata Atlântica

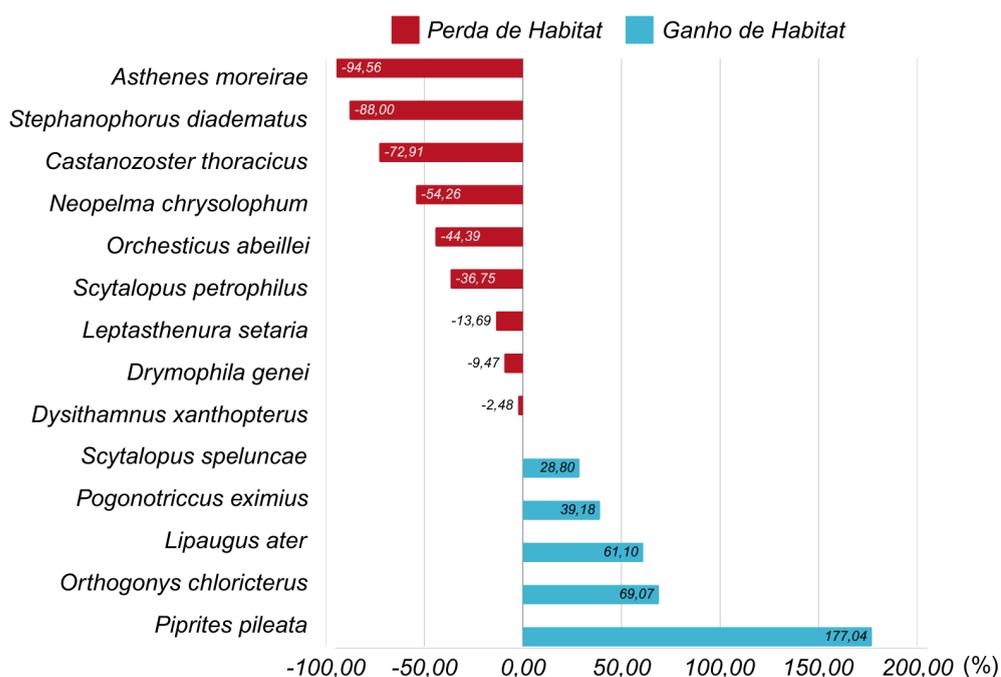
Táxon	Área (km ²)	
	Presente (Ap)	Futuro (Af)
<i>Asthenes moreirae</i>	17.580,50	960,96
<i>Castanozoster thoracicus</i>	71.736,44	19.430,83
<i>Drymophila genei</i>	91.701,86	83.017,67
<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	76.316,47	74.421,62
<i>Leptasthenura setaria</i>	66.415,04	57.323,78
<i>Lipaugus ater</i>	37.193,48	59.916,91
<i>Neopelma chrysolophum</i>	54.981,6	25.148,3
<i>Orchesticus abeillei</i>	13.1710,5	73.247,55
<i>Orthogonys chloricterus</i>	67.159,5	113.546,52
<i>Piprites pileata</i>	47.977,75	132.919,13

<i>Pogonotriccus eximius</i>	132.098,93	183.849,7
<i>Scytalopus petrophilus</i>	31.315,4	19.807,5
<i>Scytalopus speluncae</i>	139.389,37	179.534,95
<i>Stephanophorus diadematus</i>	137.096,42	164.47,44

Fonte: Elaboração Própria.

No contexto das mudanças climáticas projetadas para o período de 2081 a 2100, os modelos preveem uma contração significativa nas áreas ambientalmente adequadas para a maioria das espécies analisadas, com 9 das 14 aves do estudo enfrentando reduções consideráveis em seus habitats potenciais (Tab. 4; Fig. 4). Para essas espécies, a média da perda de habitat é de 46,28%. Entre os casos mais preocupantes destacam-se *A. moreirae*, com apenas 960,96 km² de área remanescente (uma perda de 94,53% na adequabilidade ambiental); *S. diadematus*, que terá 16.447,44 km² disponíveis (uma redução de 88%); e *C. thoracicus*, com 19.430,83 km² (representando uma diminuição de 72,91%).

Figura 4 — Percentual de Mudança de Habitat



Fonte: Autoria Própria.

Por outro lado, sob condições climáticas futuras, 5 espécies apresentaram projeções de expansão nas áreas de adequabilidade ambiental (Fig. 4). A média dos valores de aumento de habitat é de 75,04%. O menor ganho foi observado para *S. speluncae*, cuja área futura alcançará 179.534,95 km², representando um aumento de 28,80%. Em contraste, o maior aumento foi registrado para *P. pileata*, com uma expansão de 177,04%, resultando em uma área projetada de 132.919,13 km². Esses resultados evidenciam que algumas espécies possam beneficiar-se de condições climáticas futuras.

4.3 Mapas de Adequabilidade Ambiental: Cenários Presente e Futuro

Conforme apresentado anteriormente, a análise indica que 9 espécies estudadas enfrentarão uma redução significativa em seus habitats potenciais, enquanto 5 apresentarão expansão nas áreas ambientalmente adequadas. Nesta seção, serão apresentados e detalhados os mapas de adequabilidade ambiental para cada táxon, destacando as mudanças previstas entre os cenários presente e futuro.

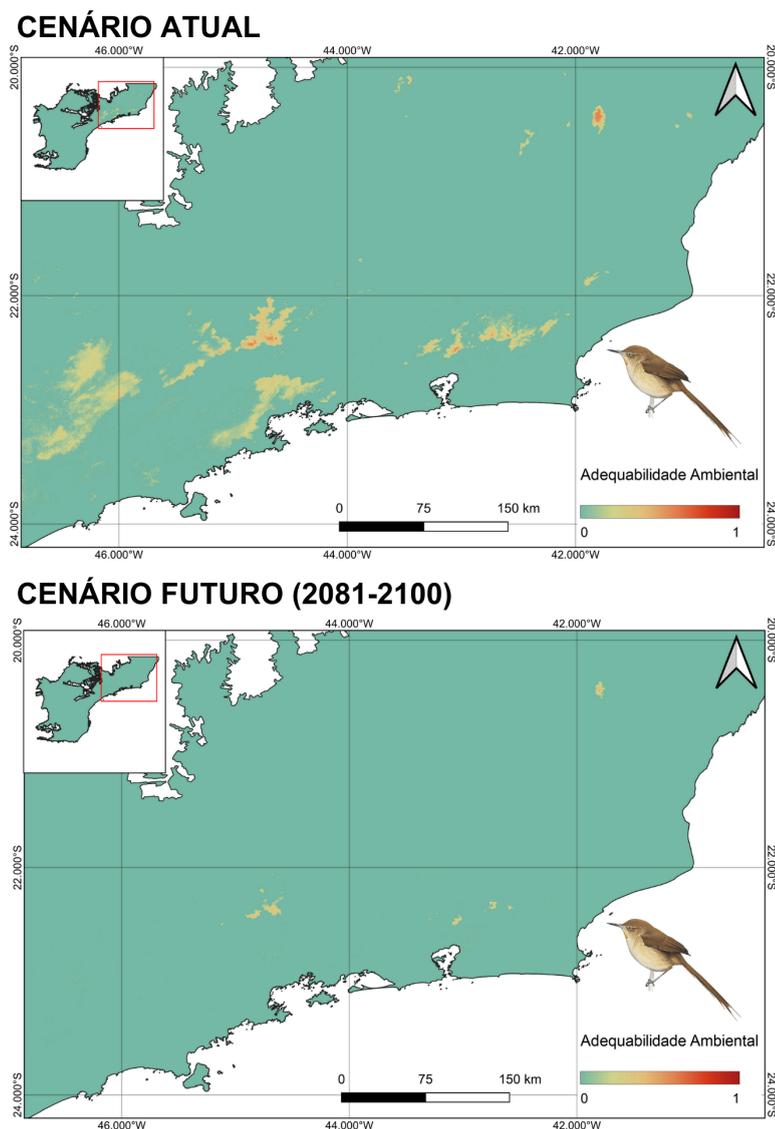
4.3.1 *Asthenes moreirae*

No cenário atual, sua distribuição geográfica inclui as serras do Sudeste do Brasil, como Caparaó, Órgãos, Itatiaia (Sick, 1997), e também outras áreas de campos de altitude na Serra da Mantiqueira (Fig. 5).

Com uma preocupante redução de 94,53% de adequação de habitat no contexto das mudanças climáticas projetadas para o período de 2081 a 2100, *A. moreirae* sofrerá uma contração em toda sua área original de distribuição (Fig. 5), com os remanescentes localizados principalmente em Áreas de Proteção Integral (APIs), tais como nos Parques Nacionais do Itatiaia, Serra dos Órgãos e Caparaó, bem como no Parque Estadual da Serra do Papagaio.

Entre as variáveis bioclimáticas que mais contribuíram para explicar a redução da adequação de habitat, a BIO5 (temperatura máxima do mês mais quente) apresentou uma influência significativa. No período histórico, a resposta da espécie é maior em locais com temperaturas máximas em torno de 25 °C, enquanto os modelos projetados indicam um aumento médio de 3,26 °C, elevando a temperatura máxima para valores médios de 28,31 °C no presente para 31,57 °C no futuro. Esse aumento coloca grande parte da área atualmente habitável da espécie fora de sua faixa climática ideal, com valores máximos futuros alcançando até 35,9 °C. Essa mudança evidencia a sensibilidade térmica da espécie e a limitação imposta pelo aquecimento climático em regiões montanhosas, corroborando a contração observada na área de adequação.

Figura 5 — Adequabilidade Ambiental de *A. moreirae*: Cenários Atual e Futuro



Fonte: Mapa de Autoria Própria. Ilustração: Norfolk, 2020a.

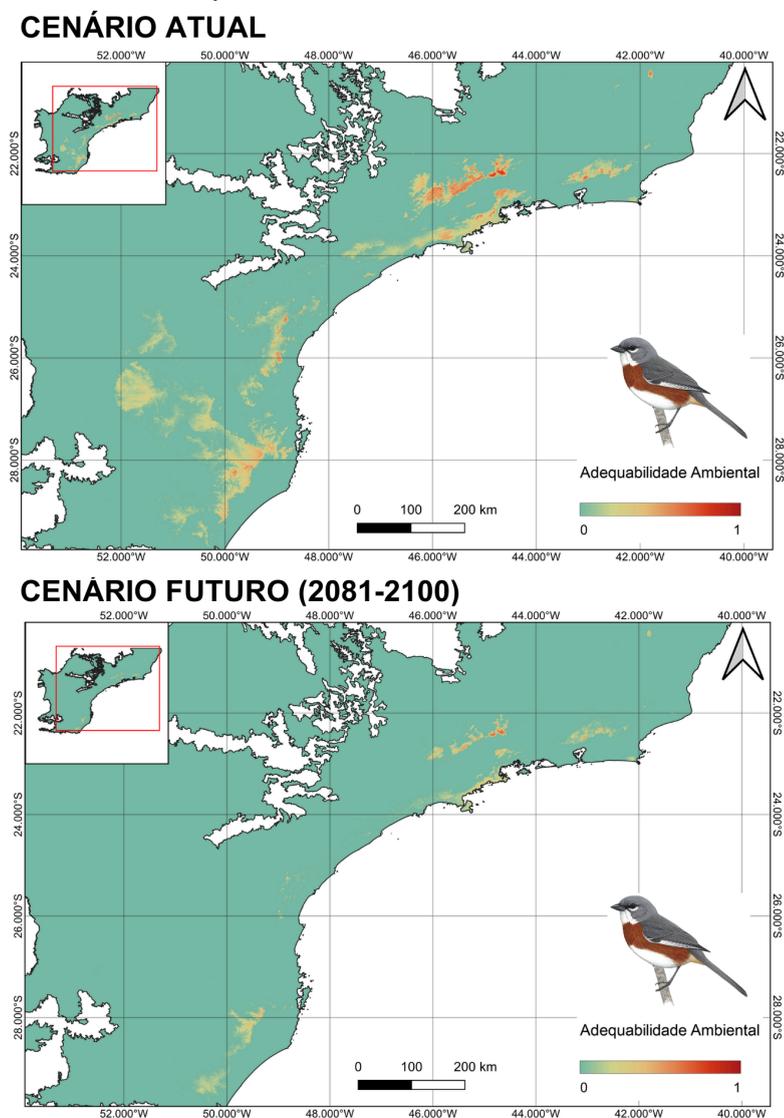
4.3.2 *Castanozoster thoracicus*

A distribuição atual do Peito-pinhão (*C. thoracicus*) abrange serras elevadas — acima de 900 m (Mello *et al.*, 2020) — da região Sudeste, como Caparaó, Itatiaia e Bocaina; além de regiões no Paraná, Santa Catarina e no nordeste do Rio Grande do Sul (Sick, 2001; Fig. 6).

As projeções climáticas para o período de 2081 a 2100 indicam que *C. thoracicus* sofrerá uma redução de 72,91% em suas áreas adequadas (Fig. 6). Essa diminuição reflete a sensibilidade da espécie a alterações térmicas sazonais, que estão entre os principais fatores limitantes de sua distribuição. As temperaturas médias do trimestre mais úmido (BIO8) e mais

seco (BIO9), que atualmente favorecem a espécie em intervalos moderados, deverão se elevar em cerca de 3 °C em ambos os períodos.

Figura 6 — Adequação Ambiental de *C. thoracicus*: Cenários Atual e Futuro



Fonte: Mapa de Autoria Própria. Ilustração: Small, 2021.

Atualmente, as áreas mais adequadas para a espécie apresentam temperaturas médias de aproximadamente 12–13 °C durante o trimestre mais úmido e acima de 10 °C no trimestre mais seco. No entanto, as projeções futuras sugerem que essas temperaturas médias alcançarão valores próximos a 24 °C no trimestre úmido e 19 °C no trimestre seco, o que poderia ultrapassar a faixa de tolerância térmica para *C. thoracicus*.

Essa alteração térmica é especialmente preocupante em regiões como as Serras do Papagaio, Campos do Jordão e Graciosa, onde há uma forte contração de áreas adequadas.

Ainda assim, a espécie poderá persistir em Áreas de Proteção Integral (APIs), incluindo os Parques Nacionais de São Joaquim, Itatiaia e Serra dos Órgãos, bem como em áreas remanescentes na Serra da Bocaina, onde a adequabilidade ambiental poderá aumentar ligeiramente.

4.3.3 *Drymophila genei*

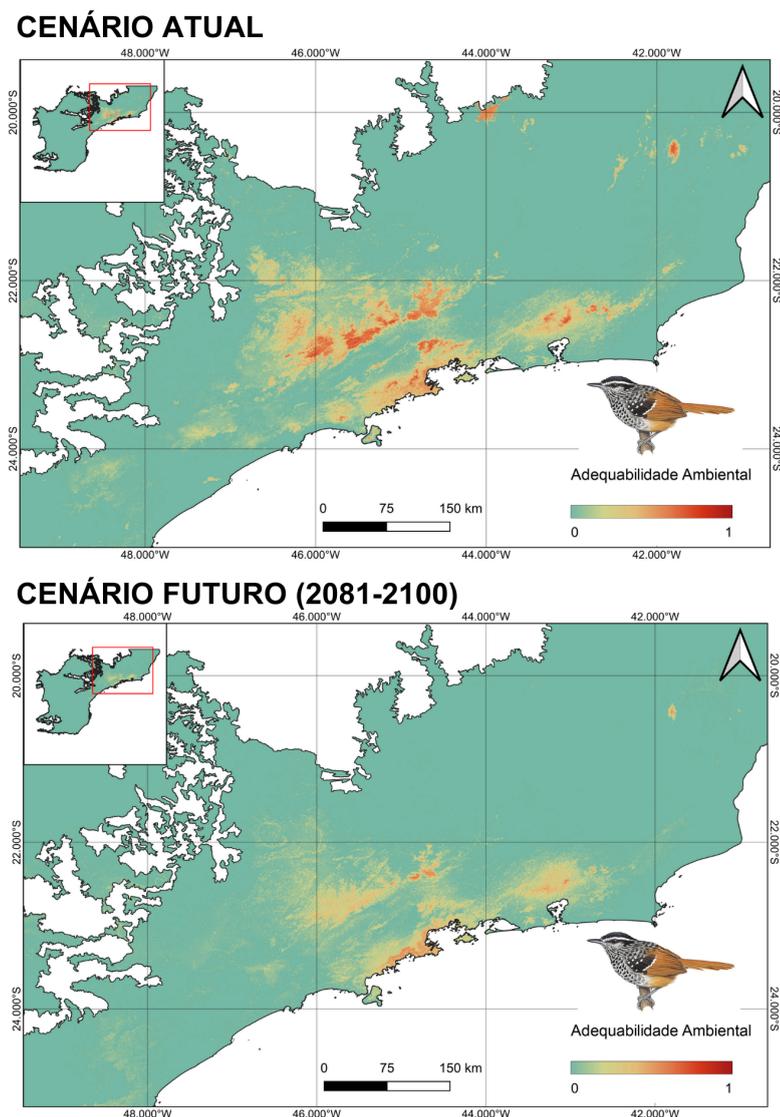
No cenário atual, habita o estrato inferior da mata úmida de altitude, como a Serra da Bocaina, a 1.500 m de altitude. É encontrada, também, em campos de altitude, acima de 1.900 m, na Serra do Caparaó, Itatiaia, além das Serras do Papagaio e do Gandarela (Fig. 7).

Com base nas projeções de mudanças climáticas futuras, prevê-se uma redução de 9,47% na adequabilidade ambiental (Fig. 7). Apesar de aparentemente modesta, essa perda inclui áreas de alta relevância, como as Serras dos Órgãos, Campos do Jordão, Serra do Papagaio e Caparaó, enquanto a Serra do Gandarela é quase inteiramente projetada como inadequada para o habitat da espécie.

A retração observada está intimamente ligada a mudanças nas condições climáticas, em particular na precipitação e na temperatura máxima do trimestre mais quente (BIO18 e BIO5, respectivamente). Atualmente, *D. genei* é favorecida por níveis de precipitação superiores a 750 mm no trimestre mais quente, com respostas mais expressivas acima de 1.000 mm. No entanto, as projeções indicam uma redução média de 24,51 mm nesse período, o que pode intensificar um estresse hídrico. Adicionalmente, a elevação de 3,35 °C na temperatura máxima do mês mais quente (BIO5), que atualmente encontra a maior adequação em torno de 18 °C, ultrapassará a faixa preferencial da espécie, com valores médios projetados para 31,48 °C. Tais alterações podem dificultar a sobrevivência de *D. genei* em áreas que antes eram ambientalmente adequadas.

Nas projeções futuras, os Parques Nacionais do Caparaó, Itatiaia e Serra dos Órgãos, juntamente com os Parques Estaduais de Campos do Jordão e Serra do Mar, continuam a representar refúgios cruciais para a conservação da espécie.

Figura 7 — Adequabilidade Ambiental de *D. genei*: Cenários Atual e Futuro



Fonte: Mapa de Autoria Própria. Ilustração: Burn, 2020e.

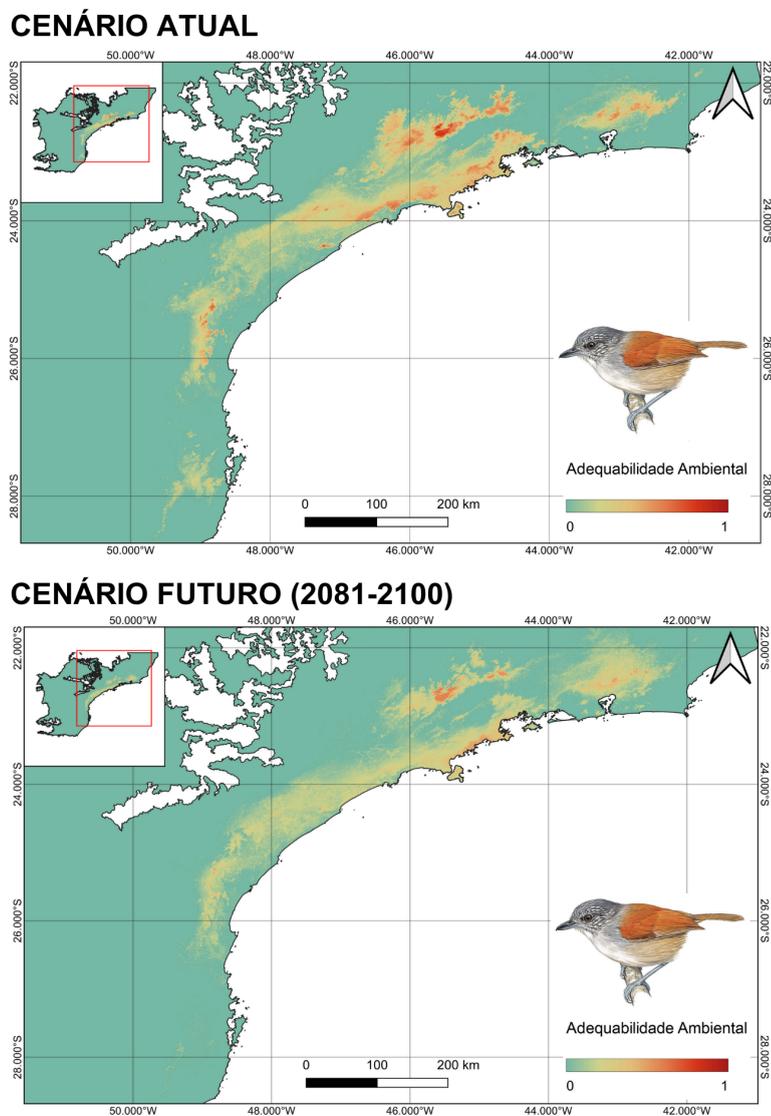
4.3.4 *Dysithamnus xanthopterus*

Conhecida pelo nome vernáculo choquinha-de-asa-ferrugem, *Dysithamnus xanthopterus* apresenta distribuição atual restrita a montanhas do Sudeste do Brasil, abrangendo desde o estado do Rio de Janeiro até o sul do Paraná, com registros mais recentes em Santa Catarina. As projeções atuais sugerem alta adequabilidade ambiental para as Serras de Campos do Jordão, dos Órgãos, da Bocaina e Graciosa, além do Maciço do Itatiaia (Fig. 8).

Apesar de as projeções de mudanças climáticas indicarem uma redução modesta de 2,48% na área de adequabilidade ambiental da espécie, perdas expressivas são esperadas em regiões específicas, como as Serras da Graciosa e Geral, situadas na porção sul da Mata

Atlântica. Outras áreas, como as Serras da Mantiqueira, da Bocaina e do Mar, também mostram diminuições consideráveis em adequabilidade ambiental (Fig. 8).

Figura 8 — Adequabilidade Ambiental de *D. xanthopterus*: Cenários Atual e Futuro



Fonte: Mapa de Autoria Própria. Ilustração: Burn, 2020d.

As alterações climáticas projetadas estão intimamente relacionadas às mudanças nas condições de precipitação e temperatura durante o trimestre mais quente (BIO18 e BIO5, respectivamente). Atualmente, *D. xanthopterus* encontra maior adequação em áreas com precipitação média acima de 800 mm. Contudo, as projeções indicam uma redução média de 16,4 mm nesse período, diminuindo ligeiramente a pluviosidade nesses habitats. Além disso, a temperatura máxima do mês mais quente, atualmente com média de 27,53 °C e preferida

pela espécie em torno de 24 °C, deverá aumentar para 30,83 °C em média, excedendo os limites considerados ótimos da espécie em várias regiões.

Por outro lado, as áreas de persistência para a espécie, como o Parque Nacional do Itatiaia, os Parques Estaduais de Campos do Jordão, Serra do Mar e Serra dos Órgãos, além do Monumento Natural da Pedra do Baú, o Parque Municipal de Petrópolis e a Reserva Biológica do Tinguá, desempenham um papel fundamental na conservação futura de *D. xanthopterus*.

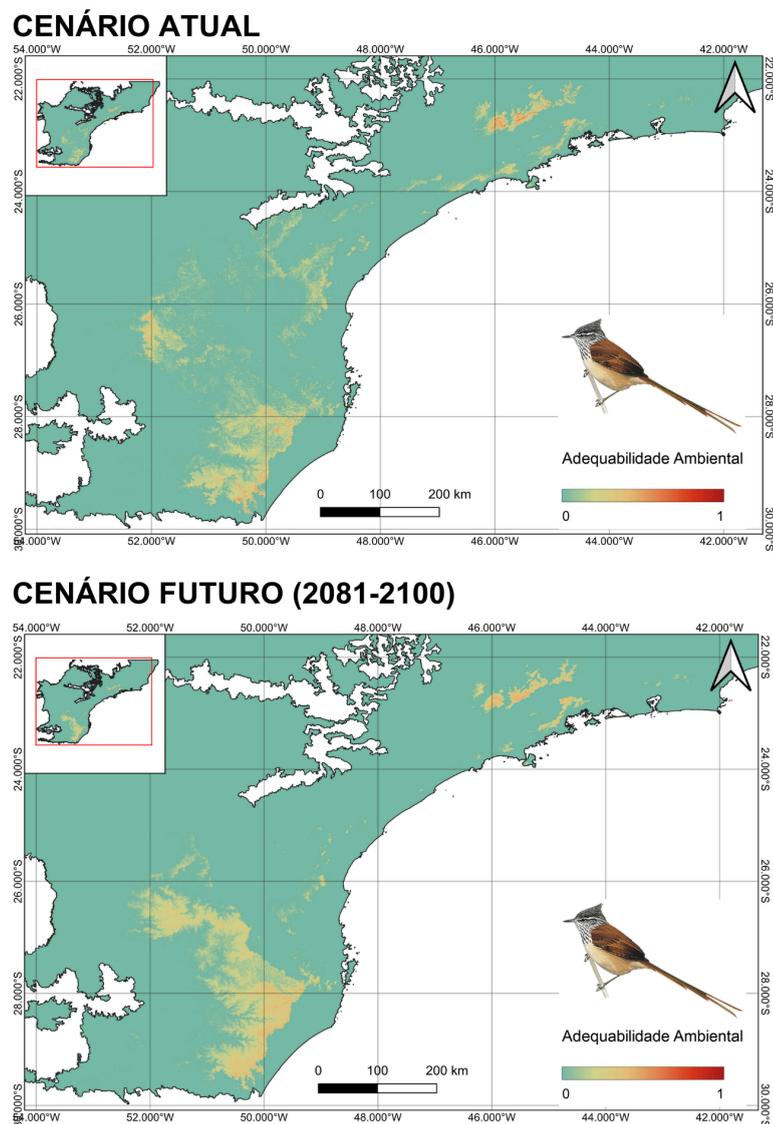
4.3.5 *Leptasthenura setaria*

Endêmica da Mata Atlântica do sudeste do Brasil e extremo nordeste da Argentina, o grimpeiro (*Leptasthenura setaria*) apresenta distribuição atual fortemente relacionada à presença de *Araucaria angustifolia*. As projeções para o período presente indicam alta adequabilidade ambiental para diversas regiões da Mata Atlântica, incluindo as Serras dos Órgãos, Bocaina, Campos do Jordão, Bragança Paulista, Papagaio, Geral, Graciosa e o Maciço da Mantiqueira (Fig. 9).

Sob a influência das mudanças climáticas, projeta-se uma redução de 13,69% na adequabilidade ambiental da espécie. Entre as variáveis mais relevantes para seu habitat, destacam-se a BIO8 (temperatura média do trimestre mais chuvoso) e a BIO9 (temperatura média do trimestre mais seco). No cenário atual, *L. setaria* responde mais fortemente a temperaturas entre 13°C e 24°C para a BIO8, com um valor de referência de 14°C. Para o futuro, as projeções indicam um aumento médio de 3,08°C na BIO8 e 2,96°C na BIO9. Esse aquecimento contribui para a redução da adequabilidade ambiental da espécie ao longo do tempo.

Nos locais que a espécie remanesce, destacam-se as Áreas de Proteção Integral, tais como Parques Nacionais de Itatiaia, Serra da Bocaina, Serra do Joaquim, além dos Estaduais de Campos do Jordão e Serra do Papagaio.

Figura 9 — Adequabilidade Ambiental de *L. setaria*: Cenários Atual e Futuro



Fonte: Mapa de Autoria Própria. Ilustração: Worfolk, 2020b.

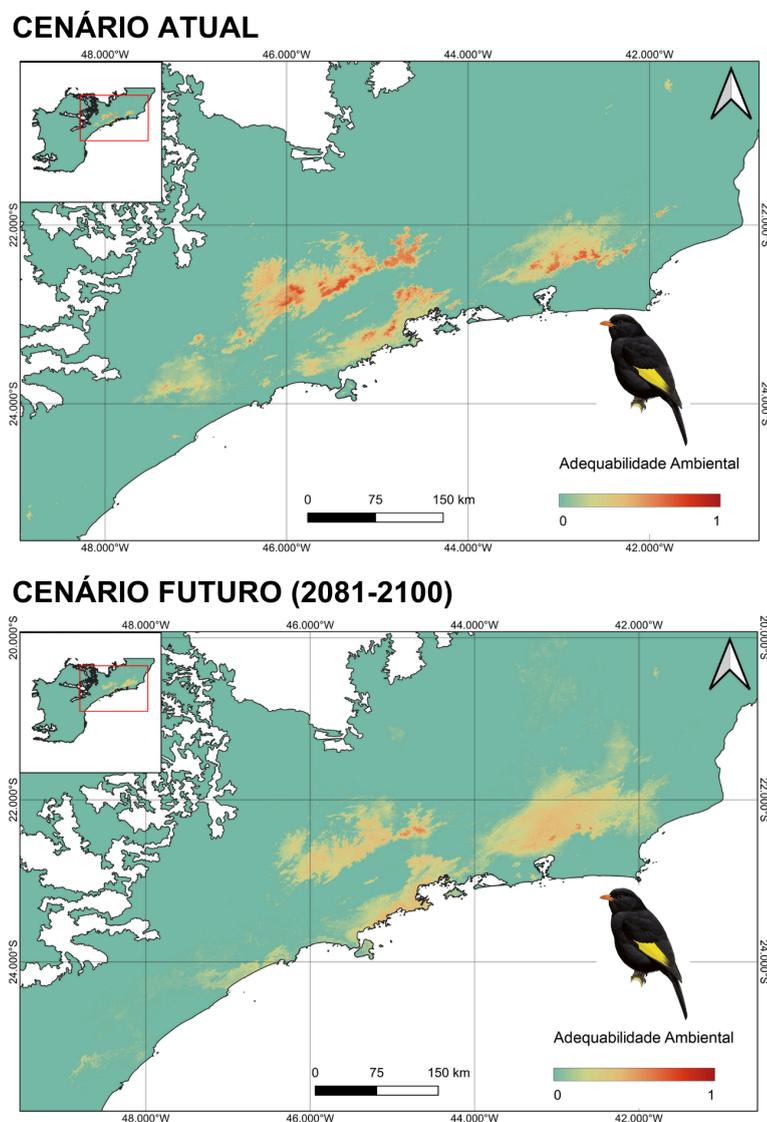
4.3.6 *Lipaugus ater*

Na projeção do período atual, *L. ater* apresenta elevada adequação ambiental nas áreas das Serras dos Órgãos, de Bragança Paulista, de Campos do Jordão, da Cantareira, da Bocaina e do Papagaio, bem como nos Maciços do Itatiaia e Passa Quatro (Fig. 10).

Sob as projeções climáticas para o período de 2081 a 2100, estima-se uma expansão de 61,10% na área total de adequabilidade ambiental para *L. ater*. Essa expansão é particularmente concentrada na região da Serra dos Órgãos, sugerindo que a espécie pode se beneficiar das condições climáticas projetadas. No entanto, mesmo com esse aumento, observa-se uma redução localizada nas áreas de maior adequabilidade ambiental

(representadas em tons de laranja e vermelho na figura 10), especialmente nas proximidades das Serras da Mantiqueira, Bocaina e dos Órgãos.

Figura 10 — Adequabilidade Ambiental de *L. ater*: Cenários Atual e Futuro



Fonte: Mapa de Autoria Própria. Ilustração: Rose, 2021.

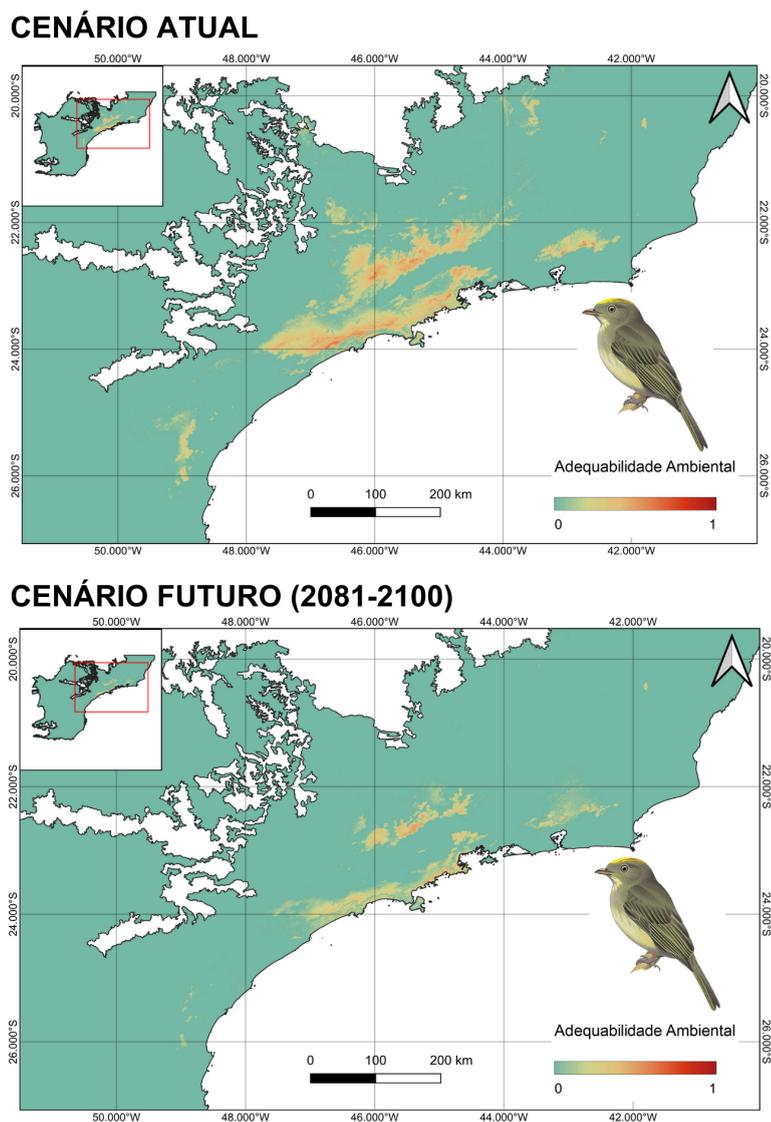
A análise da variável BIO14 (precipitação do mês mais seco) ajuda a explicar a expansão da adequabilidade ambiental. A espécie responde mais favoravelmente a baixos níveis de precipitação (<25 mm), com uma segunda faixa de resposta em torno de 100 mm. Atualmente, os valores médios para BIO14 são de 34,21 mm, enquanto as projeções futuras indicam uma redução para 28,12 mm, uma diferença média de -6,09 mm. Essa redução na precipitação pode criar condições mais favoráveis para a espécie.

Assim, enquanto outras espécies podem enfrentar desafios devido às mudanças climáticas, as projeções indicam que *L. ater* pode ter o potencial de se beneficiar em algumas áreas, expandindo sua distribuição e colonizando novos habitats. Nessas novas áreas, as Áreas Protegidas Integrais (APIs) permanecem como refúgios para a espécie, destacando-se os Parques Nacionais da Serra dos Órgãos e do Itatiaia, os Parques Estaduais do Papagaio e de Campos do Jordão e a Reserva Biológica de Araras.

4.3.7 *Neopelma chrysolophum*

Para o cenário atual, a Modelagem de Nicho Ecológico identifica as Serras da Bocaina, de Campos do Jordão, dos Órgãos, do Papagaio, além dos Maciços de Passa Quatro e Itatiaia, como as principais áreas com alta adequabilidade ambiental para a espécie (Fig. 11).

Figura 11 — Adequabilidade Ambiental de *N. chrysolophum*: Cenários Atual e Futuro



Fonte: Mapa de Autoria Própria. Ilustração: Wilczur, 2020b.

Contudo, sob as projeções climáticas para o período de 2080 a 2100, prevê-se uma redução drástica de 54,26% na adequabilidade ambiental de *N. chrysolophum* (Fig. 11). Essa diminuição é expressiva em toda a área de ocorrência atual, sendo particularmente grave nas regiões da Serra do Gandarela e do Papagaio, onde as condições ambientais adequadas podem quase desaparecer.

As variáveis climáticas analisadas ajudam a compreender as causas dessa redução. A variável BIO18 (precipitação do trimestre mais quente) apresenta uma redução média de 29,26 mm no futuro, com valores médios passando de 591,77 mm para 562,51 mm. A espécie responde melhor a áreas com precipitação superior a 1.000 mm, o que indica que a diminuição na precipitação durante os períodos mais quentes pode afetar negativamente a disponibilidade de recursos necessários ao habitat da espécie. Além disso, a variável BIO5 (temperatura máxima do mês mais quente) revela um aumento médio de 3,41 °C no futuro, passando de 28 °C para 31,41 °C. Esse aquecimento pode tornar áreas atualmente adequadas menos habitáveis para *N. chrysolophum*, especialmente nas bordas florestais, onde a exposição ao calor é mais intensa.

Dada a significativa perda de habitat projetada, torna-se essencial avaliar as Áreas de Proteção Integral (APIs) que podem sustentar populações viáveis da espécie. A análise destaca os Parques Nacionais de Itatiaia e dos Órgãos, além do Parque Estadual de Campos do Jordão, como refúgios estratégicos para a conservação de *N. chrysolophum* no futuro.

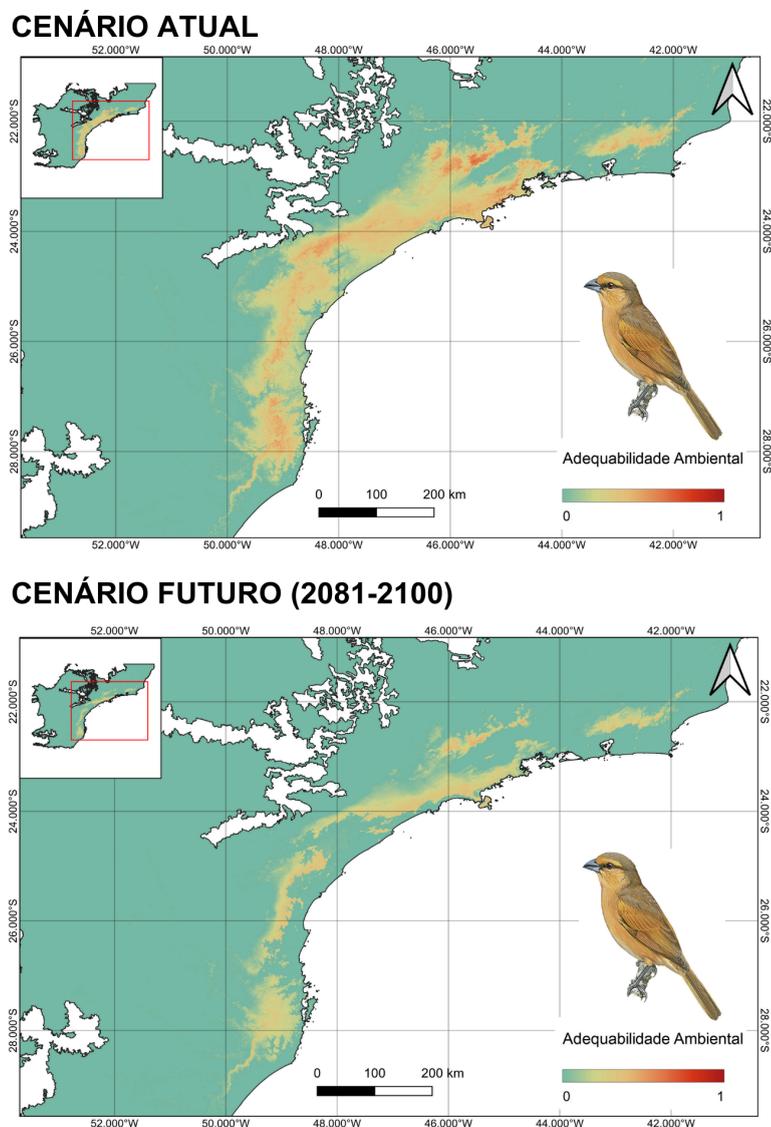
4.3.8 *Orchesticus abeillei*

Habitante das florestas úmidas montanas da Mata Atlântica, o sanhaço-pardo (*Orchesticus abeillei*) é uma ave de distribuição ampla, porém fragmentada. Seu habitat preferencial inclui regiões de vegetação densa, com alta umidade e temperaturas amenas, características encontradas nas Serras dos Órgãos, Bocaina e Campos do Jordão, bem como nos maciços de Itatiaia e Passa Quatro (Fig. 12).

Atualmente, essas áreas oferecem condições ambientais ideais para a espécie, que encontra ali refúgios essenciais para sua sobrevivência. No entanto, as projeções climáticas para 2080-2100 indicam uma transformação drástica em sua adequabilidade ambiental, com uma redução estimada de 44,39% nas áreas de habitat favorável. Essa retração não ocorre de forma uniforme. Regiões como a Serra do Mar e a Serra da Mantiqueira deverão manter áreas

de habitats apropriados, enquanto outras áreas atualmente adequadas, como as Serras da Bocaina e do Papagaio, apresentam forte tendência de declínio (Fig. 12).

Figura 12 — Adequabilidade Ambiental de *O. abeillei*: Cenários Atual e Futuro



Fonte: Mapa de Autoria Própria. Ilustração: Burn, 2020a.

A redução pode ser atribuída a mudanças nas condições climáticas críticas para a espécie. Uma das variáveis determinantes é a precipitação do mês mais seco (BIO14), que deve diminuir em média 9,02 mm, tornando o ambiente menos propício durante períodos críticos de baixa disponibilidade hídrica. Adicionalmente, a precipitação do trimestre mais quente (BIO18) também sofrerá uma redução média de 27,56 mm, agravando o impacto das altas temperaturas no futuro, que, por sua vez, devem aumentar em média 3,08 °C durante o

trimestre mais úmido (BIO8). Essas mudanças combinadas sugerem um ambiente mais quente e seco, com condições menos favoráveis para o sanhaço-pardo.

Apesar do cenário preocupante, as Áreas de Proteção Integral (APIs) despontam como locais estratégicos para a conservação da espécie. Parques como o Estadual da Serra do Mar e o Nacional dos Órgãos poderão abrigar populações remanescentes, oferecendo refúgios cruciais em um futuro desafiador.

4.3.9 *Orthogonys chloricterus*

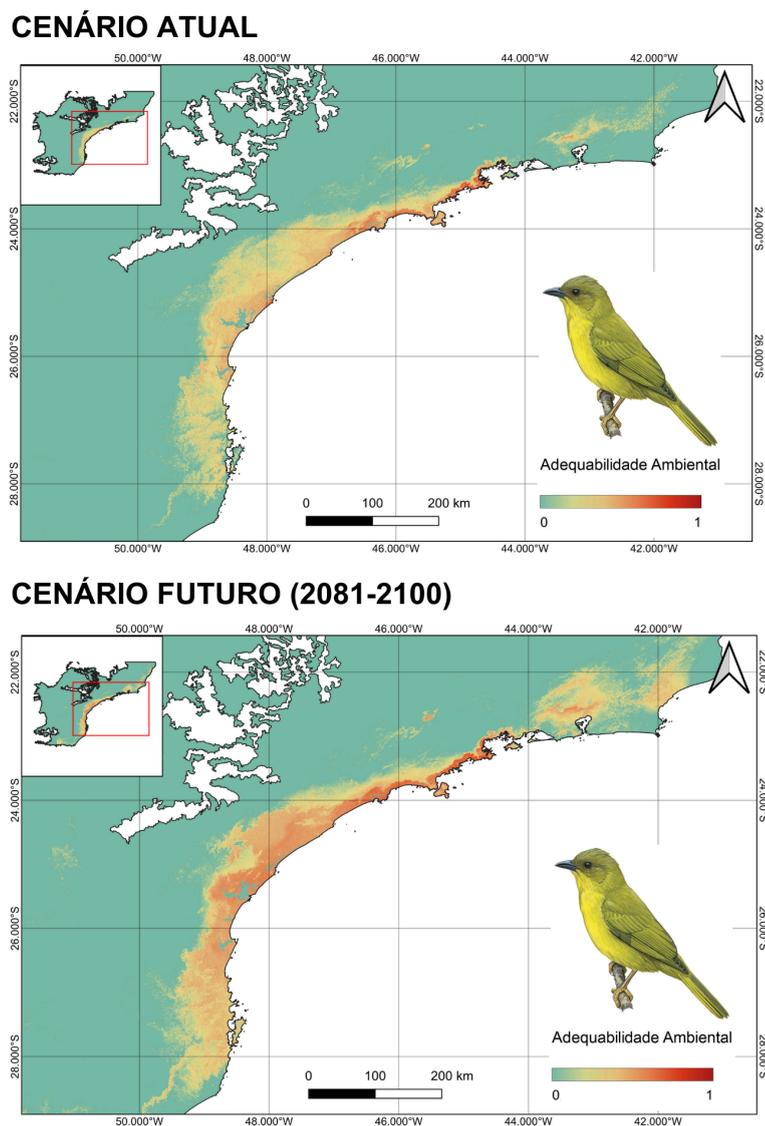
A espécie *Orthogonys chloricterus*, popularmente conhecida como catirumbava, habita florestas costeiras de montanha. No cenário atual, a Modelagem de Nicho Ecológico projeta áreas de alta adequabilidade ambiental, com destaque para a Serra da Bocaina, no sudeste da Mata Atlântica, e as Serras da Graciosa, Paranapiacaba, Graciosa e Geral, ao sul do bioma.

Para o cenário futuro de mudanças climáticas, as projeções indicam um aumento de 69,07% na área de adequabilidade ambiental (Fig. 13). Esse acréscimo se distribui ao longo da área de adequabilidade atual, com expansões significativas entre a Serra da Bocaina e Paranapiacaba. Além disso, observa-se um aumento na adequabilidade ambiental nas regiões da Serra dos Órgãos e do Maciço de Passa Quatro, áreas que atualmente apresentam uma adequabilidade restrita.

A expansão da área de adequabilidade ambiental para *O. chloricterus* no cenário futuro pode ser atribuída, em grande parte, ao aumento da temperatura máxima do mês mais quente (BIO5), que se eleva em média 3,25 °C (de 28,3 °C para 31,56 °C). A espécie apresenta maior resposta a temperaturas acima de 30 °C, o que pode tornar a elevação projetada da temperatura mais favorável à sua sobrevivência. Assim, com o aquecimento global, a catirumbava poderá ocupar áreas adicionais, especialmente em regiões onde as temperaturas atuais são um limitante, mas que se tornam adequadas com as mudanças climáticas projetadas. O aumento de temperatura em áreas já adequadas pode, portanto, expandir significativamente o habitat da espécie.

No cenário projetado futuro, as áreas de maior adequabilidade ambiental para a espécie estarão consideravelmente protegidas por Áreas de Proteção Integral. Destacam-se, nesse contexto, os Parques Nacionais do Superagui e do Lagamar de Cananeia, os Parques Estaduais da Serra do Mar e da Ilha do Cardoso, além da Estação Ecológica Jureia-Itatins e da Reserva Biológica de Bom Jesus.

Figura 13 — Adequabilidade Ambiental de *O. chloricterus*: Cenários Atual e Futuro

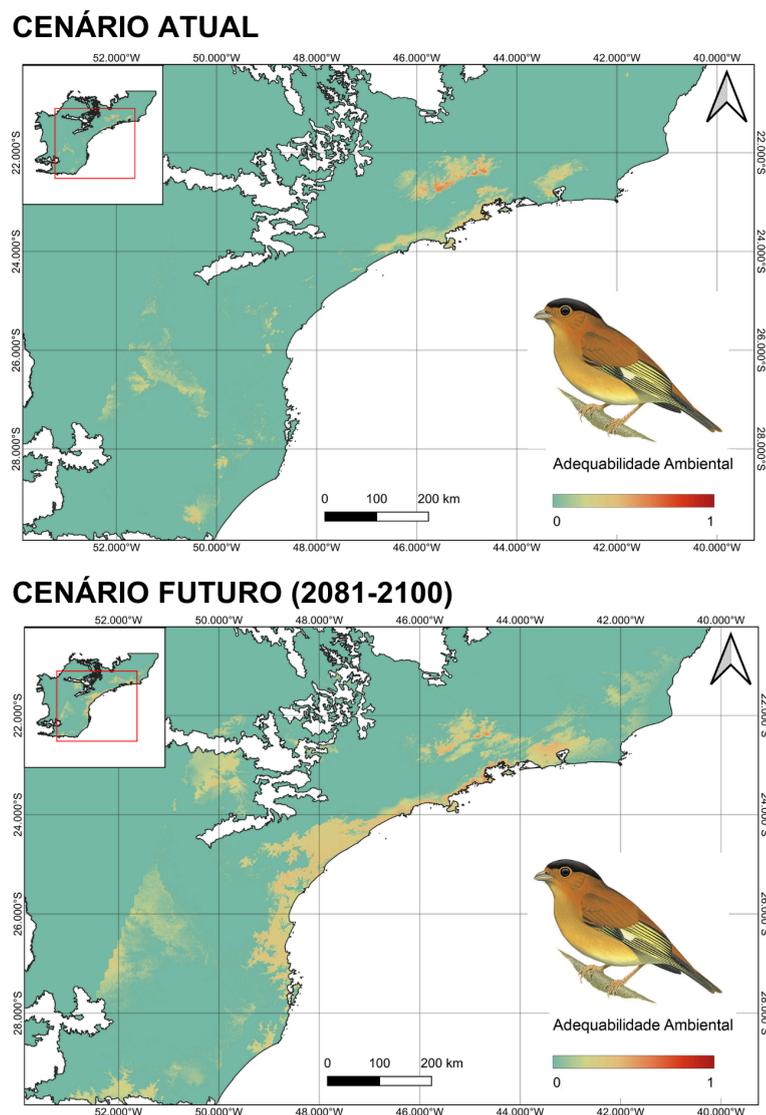


Fonte: Mapa de Autoria Própria. Ilustração: Burn, 2020c.

4.3.10 *Piprites pileata*

No cenário presente, *Piprites pileata*, popularmente chamada de canelinho-de-chapéu-preto apresenta os maiores valores de adequabilidade ambiental concentrados nos Maciços do Itatiaia e Passa Quatro, além das Serras do Papagaio, Pouso Fino, Campos do Jordão, da Bocaina e dos Órgãos. Adicionalmente, a projeção atual revela pequenas áreas de adequação ambiental em regiões ao sul da Mata Atlântica, próximas às Serras Gerais e Graciosa (Fig. 14).

Figura 14 — Adequabilidade Ambiental de *P. pileata*: Cenários Atual e Futuro



Fonte: Mapa de Autoria Própria. Ilustração: Wilczur, 2020a.

Nas projeções futuras de adequabilidade ambiental, prevê-se um aumento expressivo de 177% na extensão de habitat potencial. Embora seja projetada uma redução na adequação em algumas áreas atualmente ocupadas pela espécie, destaca-se um aumento substancial de áreas propícias ao longo da Serra do Mar, abrangendo grande parte da faixa costeira da Mata Atlântica Sul-Sudeste (Fig. 14).

Esse aumento de habitat pode ser explicado pela elevação da temperatura média do trimestre mais chuvoso (BIO8). Atualmente, a espécie responde positivamente a temperaturas acima de 26 °C nesse período, e as projeções indicam um aumento médio de 3,16 °C no futuro, variando as temperaturas médias de 20,94 °C para 24,09 °C. Esse aquecimento nas áreas de maior precipitação durante o trimestre mais chuvoso provavelmente proporciona

condições mais favoráveis ao caneleirinho-de-chapéu-preto, permitindo-lhe ocupar novas áreas ao longo de áreas costeiras, onde antes apresentava uma adequação ambiental mais restrita.

Destacam-se, nas projeções futuras, as Áreas de Proteção Integral, incluindo os Parques Nacionais do Itatiaia e da Bocaina, além dos Parques Estaduais de Campos do Jordão, do Papagaio, de Ilha Grande, da Serra do Mar e de Ilha do Cardoso, que abrangem porções relevantes das áreas de habitat potencial para a espécie.

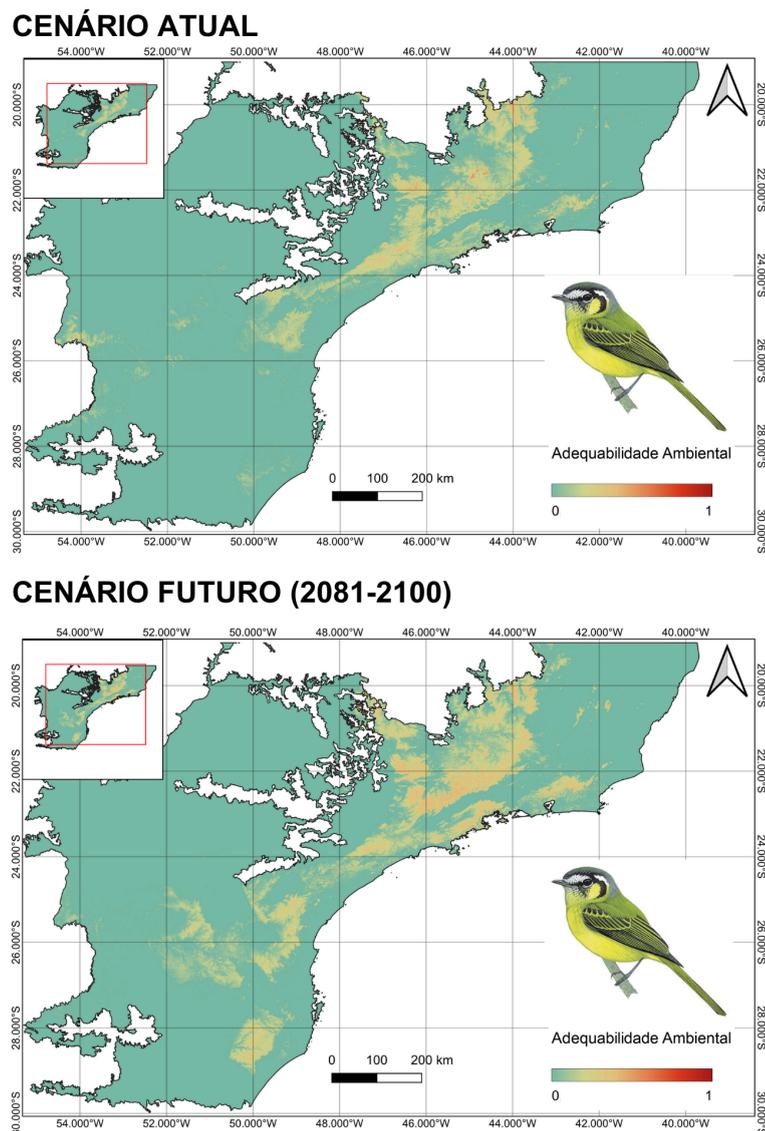
4.3.11 *Pogonotriccus eximius*

A Modelagem de Nicho Ecológico, no cenário atual, projeta as áreas de maior adequabilidade ambiental nas regiões das Serras da Mantiqueira, do Gandarela, do Papagaio, dos Órgãos e da Cantareira, situadas na porção sudeste da Mata Atlântica. No cenário futuro, prevê-se um acréscimo de 39,18% na adequabilidade de habitat. Esse aumento é particularmente expressivo em toda a área de ocorrência atual da espécie, com expansões adicionais nos Maciços do Itatiaia e Passa Quatro, bem como nas Serras de Campos do Jordão, Pouso Fino e do Caparaó (Fig. 15).

Esse aumento de habitat pode ser justificado principalmente pelo aquecimento projetado nas condições climáticas, especialmente durante o trimestre mais chuvoso, conforme indicado pela BIO8. A elevação de 3,06 °C na temperatura média desse período pode ampliar as áreas de adequabilidade para *P. eximius*, que já apresenta uma resposta positiva a temperaturas mais altas, em torno de 26 °C, durante o trimestre mais úmido. Além disso, a BIO9, que refere-se à temperatura média do trimestre mais seco, também mostra um aumento de 2,96 °C, criando novas condições favoráveis em áreas que possuem temperaturas amenas ao longo desse período. O aumento térmico nas duas variáveis sugere uma possibilidade de expansão de habitat para a espécie para regiões onde antes as condições climáticas eram mais desfavoráveis (Fig. 15).

Nesse contexto futuro, verifica-se que a espécie estará associada a Unidades de Proteção Integral, incluindo os Parques Nacionais do Itatiaia e do Gandarela, além dos Parques Estaduais do Papagaio, dos Órgãos, da Bocaina e de Campos do Jordão.

Figura 15 — Adequabilidade Ambiental de *P. eximius*: Cenários Atual e Futuro



Fonte: Mapa de Autoria Própria. Ilustração: Small, 2022.

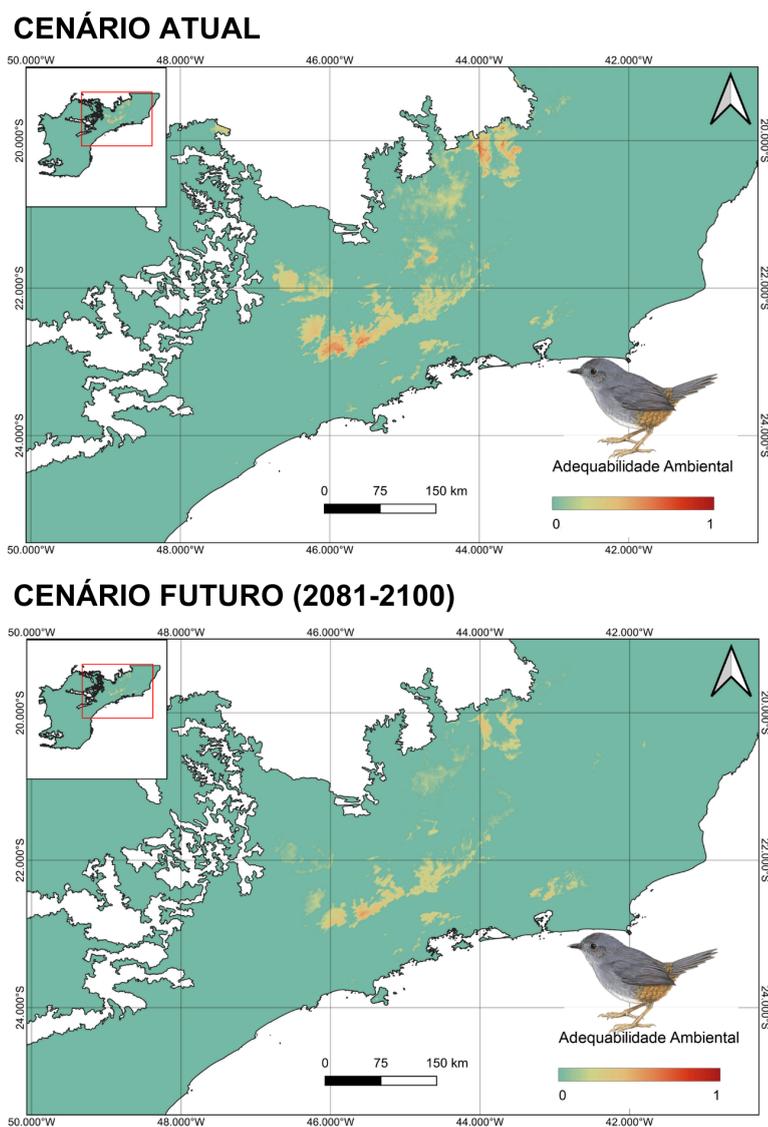
4.3.12 *Scytalopus petrophilus*

No cenário atual, a adequabilidade ambiental do tapaculo-serrano é projetada para áreas das Serras da Mantiqueira, Bragança Paulista, Campos do Jordão, Pouso Fino, do Papagaio, dos Órgãos e Gandarela, localizadas na porção sudeste da Mata Atlântica (Fig. 16).

Por outro lado, no cenário futuro, estima-se uma redução de 36,75% nas áreas adequadas para o habitat desta espécie (Fig. 16). Essa diminuição projetada pode ser atribuída às mudanças climáticas previstas, especialmente no que diz respeito à precipitação. Entre as variáveis climáticas analisadas, a BIO13 (precipitação do mês mais úmido) e a BIO18 (precipitação do trimestre mais quente) destacam-se como os principais fatores responsáveis pela contração do habitat. A BIO13, em particular, indica uma leve redução na precipitação

durante o mês mais úmido. Atualmente, a espécie encontra condições ideais em áreas com precipitação média em torno de 300 mm. No entanto, as projeções para o futuro indicam uma redução média de 3,56 mm, resultando em uma precipitação média de 256,49 mm nas áreas que a espécie ocupa, sugerindo uma significativa diminuição na disponibilidade de umidade.

Figura 16 — Adequabilidade Ambiental de *S. petrophilus*: Cenários Atual e Futuro



Fonte: Mapa de Autoria Própria. Ilustração: Cox, 2020b.

Além disso, a BIO18 indica uma redução na precipitação durante o trimestre mais quente, com uma diminuição média de 26,51 mm, resultando em uma precipitação média projetada de 590,54 mm para o período. No entanto, *S. petrophilus* demonstra uma maior adequabilidade ambiental em áreas com precipitação aproximada de 800 mm, evidenciando a importância de níveis mais elevados de umidade para sua sobrevivência. Essa redução é

particularmente crítica, já que as áreas de habitat da espécie estarão expostas a condições mais secas durante os períodos mais quentes do ano. A combinação entre a menor umidade no mês mais úmido e a redução da precipitação no trimestre quente cria um ambiente consideravelmente mais seco, comprometendo a adequabilidade ambiental nas áreas atuais de ocorrência da espécie, especialmente nas Serras da Mantiqueira e Gandarela.

Esse declínio na disponibilidade de habitat é projetado para afetar as áreas de ocorrência da espécie, especialmente nas regiões mais altas e úmidas, que são cruciais para sua sobrevivência. Portanto, as áreas remanescentes de habitat dentro de Unidades de Proteção Integral, como o Parque Estadual de Campos do Jordão e o Parque Nacional da Serra do Gandarela, poderão desempenhar um papel essencial na conservação da espécie.

4.3.13 *Scytalopus speluncae*

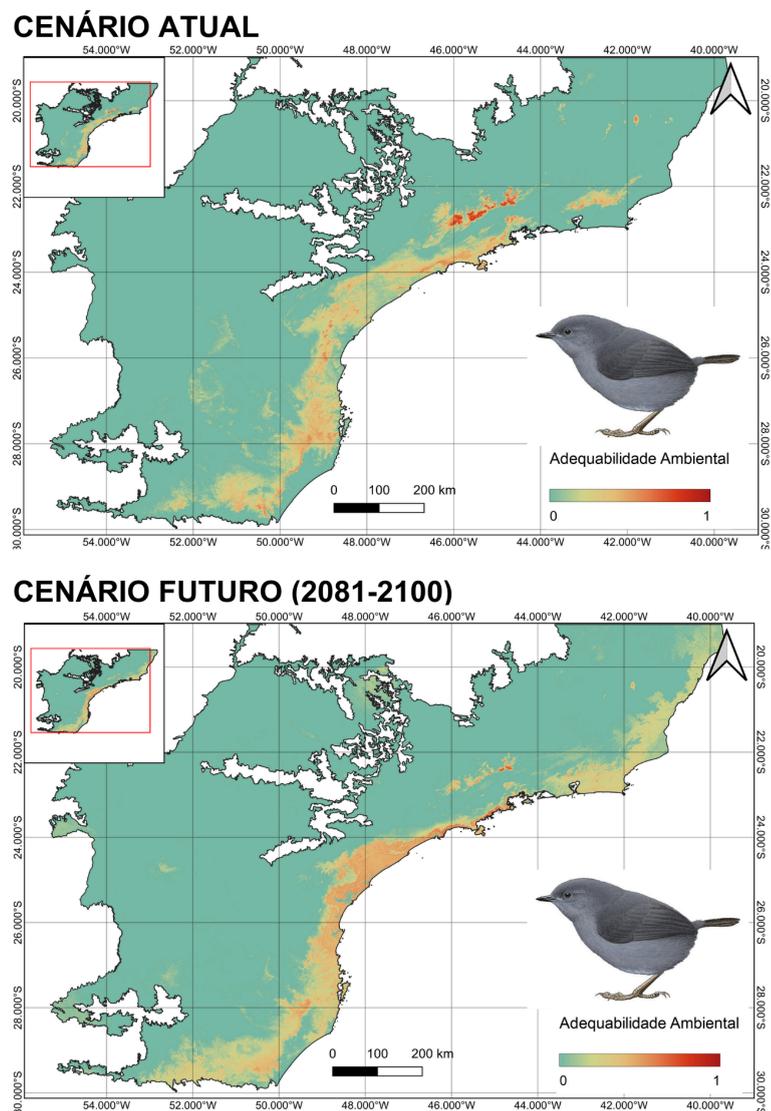
No cenário atual, a Modelagem de Nicho Ecológico prevê alta adequabilidade ambiental nas regiões das Serras de Bragança Paulista, Pouso Fino, Campos do Jordão, do Papagaio, da Bocaina, dos Órgão e Caparaó, Graciosa, Geral e Coxilha Grande, além dos maciços de Itatiaia e Passa Quatro (Fig. 17).

Para a projeção futura, o aumento de 28,80% na área de adequabilidade ambiental para *S. speluncae* no cenário futuro pode ser explicado, em parte, pela variabilidade climática projetada relacionada à temperatura durante o trimestre mais úmido, representada pela variável BIO8 (temperatura média do trimestre mais úmido). No cenário atual, a espécie já está adaptada a uma faixa de temperatura que varia entre 10,68 °C e 26,72 °C, com uma média de 21,45 °C. No entanto, no cenário futuro, observa-se um aumento médio de 3,04 °C na temperatura, passando para 24,48 °C. Esse aumento de temperatura pode ser benéfico para a expansão da espécie, visto que seu pico de preferência térmica é registrado em temperaturas superiores a 25 °C, uma faixa que se alinha com as condições previstas para o futuro.

Esse aumento de temperatura pode favorecer a expansão do habitat da espécie, especialmente em áreas costeiras da Mata Atlântica, como a Serra da Bocaina e do Mar, onde a temperatura média tende a se aproximar dessa faixa preferencial. Como resultado, a espécie pode se beneficiar das mudanças climáticas, conseguindo expandir sua distribuição para áreas mais favoráveis em termos de temperatura, o que contribui para o aumento da adequabilidade ambiental projetado.

A adequabilidade associada às Áreas de Proteção Integral mostram uma relação com os Parques Nacionais do Itatiaia, Caparaó, Superagui ; Estaduais de Campos do Jordão, Serra do Papagaio, Serra do Mar e da Serra Furada; além da Estação Ecológica Jureia-Itatins.

Figura 17 — Adequabilidade Ambiental de *S. speluncae*: Cenários Atual e Futuro

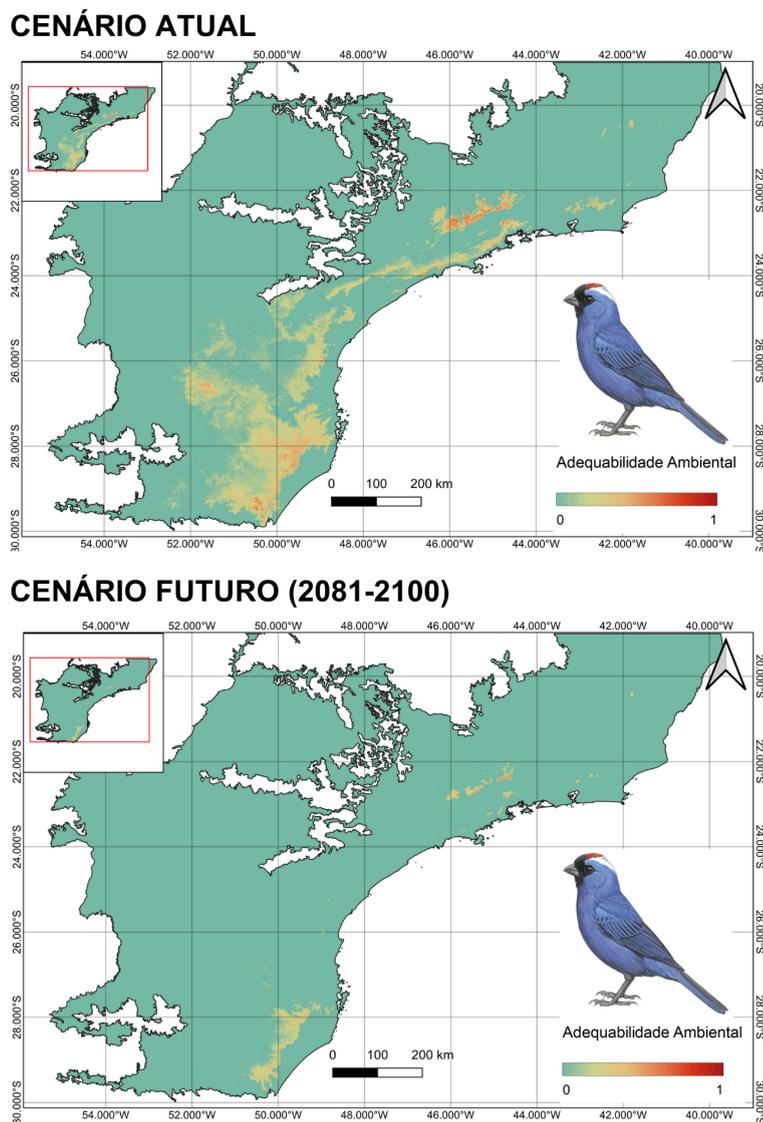


Fonte: Mapa de Autoria Própria. Ilustração: Cox, 2020a.

4.3.14 *Stephanophorus diadematus*

Os resultados para a adequabilidade ambiental no cenário presente projetam importantes adequações nas áreas das Serras dos Órgãos, Caparaó, Bocaina, Bragança Paulista, Pouso Fino, Papagaio, Campos do Jordão, Geral e Graciosa (Fig. 18). Para o futuro, prevê-se uma diminuição expressiva de 88% na adequabilidade do habitat para *S. diadematus* que pode ser explicada pelas alterações climáticas representadas pelas variáveis BIO5 e BIO9, que indicam um aumento significativo nas temperaturas, impactando diretamente as condições de habitat da espécie.

Figura 18 — Adequabilidade Ambiental de *S. diadematus*: Cenários Atual e Futuro



Fonte: Mapa de Autoria Própria. Ilustração: Burn, 2020b.

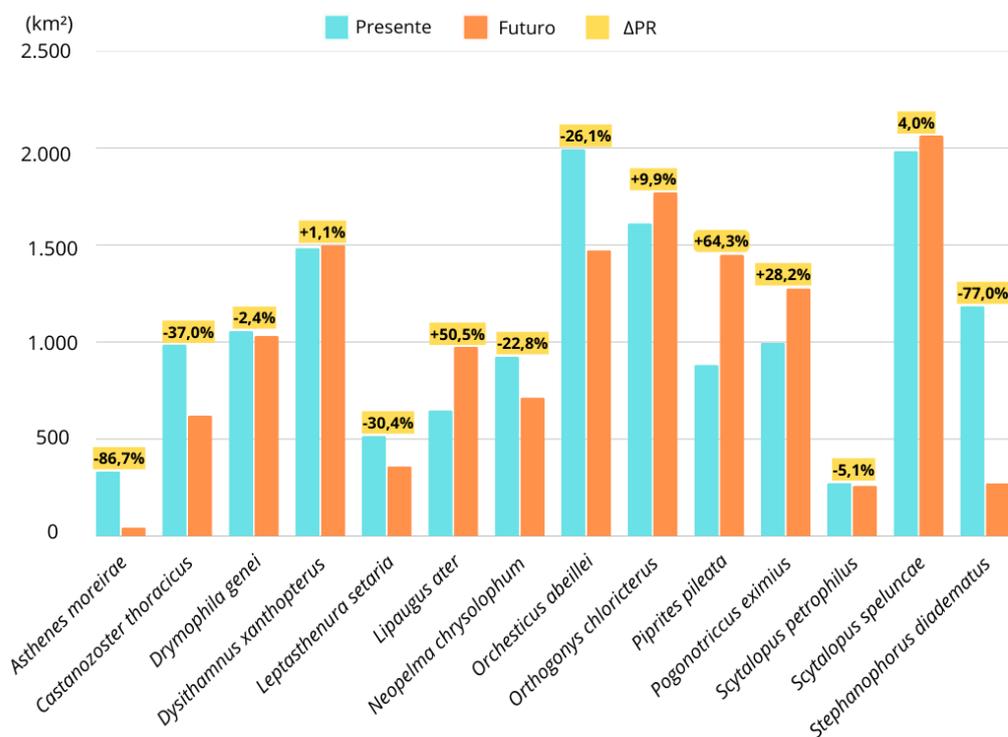
A variável BIO5 (temperatura máxima do mês mais quente) mostra um aumento médio de 3,45 °C no futuro, com as temperaturas mais altas do mês mais quente variando de 28,31 °C a 31,76 °C. Esse aumento eleva as condições térmicas em áreas onde a espécie ocorre, o que pode ser especialmente problemático para uma espécie que é sensível a temperaturas mais altas, preferindo áreas com temperaturas mais amenas, abaixo de 20 °C. Adicionalmente, a variável BIO9 (temperatura média do trimestre mais seco) também indica um aquecimento de 2,94 °C no futuro, com as médias de temperatura elevando-se de 16,79 °C a 19,72 °C. Este aumento no período seco pode ser particularmente prejudicial, já que muitas áreas de ocorrência do sanhaço-frade encontram-se com médias de temperatura de 10 a 15 °C no mesmo período.

Desse modo, a redução da área de habitat prevista é uma consequência direta do aumento das temperaturas associadas a esses fatores climáticos. Portanto, a proteção das áreas com maior potencial de persistência, como as Serras de Bragança Paulista, Papagaio e os maciços de Passa Quatro e Itatiaia.

4.4 Efetividade das Áreas de Proteção Integral

A análise da variação na extensão das áreas protegidas ocupadas pelas espécies (Δ PR) sob cenários climáticos presentes e futuros revelou que oito dos quatorze táxons avaliados apresentarão redução na adequabilidade ambiental dentro dos limites das Áreas de Proteção Integral (APIs). *Asthenes moreirae*, *Stephanophorus diadematus* e *Castanozoster thoracicus* exibiram as maiores perdas, com decréscimos de -86,7%, -77,0% e -37,0% na extensão de áreas adequadas, respectivamente. Em contrapartida, seis espécies foram projetadas para apresentar aumento na adequabilidade ambiental dentro de APIs, com destaque para *Piprites pileata* (64,3%) e *Lipaugus ater* (50,5%), que tiveram os maiores acréscimos (Fig. 19).

Figura 19 — Variação na Extensão das Áreas Protegidas Ocupadas pelas Espécies (Δ PR)



Fonte: Elaboração Própria.

Além desses extremos, algumas espécies exibiram variações mais modestas, como *Dysithamnus xanthopterus* (+1,1%) e *Drymophila genei* (-2,4%), sugerindo relativa estabilidade na adequabilidade futura. Essas espécies podem representar casos em que estratégias de manejo atuais precisam apenas ser mantidas, mas com monitoramento contínuo para evitar transições bruscas.

Observou-se ainda um padrão consistente entre as variações de habitat total e dentro de APIs. Exceto *Dysithamnus xanthopterus*, todas as espécies com aumento na adequabilidade ambiental geral também apresentaram expansão dentro das APIs. De modo semelhante, os táxons com redução na adequabilidade total exibiram perdas proporcionais nos limites dessas áreas protegidas. Nesse contexto, *Asthenes moreirae*, *Stephanophorus diadematus* e *Castanozoster thoracicus* destacaram-se pelas maiores reduções, enquanto *Piprites pileata* e *Lipaugus ater* mostraram as maiores expansões, tanto na distribuição geral quanto nas áreas protegidas.

Em contrapartida, *Orthogonys chloricterus* demonstrou um padrão ambíguo, expandindo sua distribuição potencial geral, mas perdendo adequabilidade dentro das APIs (-26,1%). Esse caso reforça a importância de ajustes na delimitação das áreas protegidas para garantir a conservação de habitats futuros.

A análise das lacunas de conservação nos cenários atual e futuro revelou que a maioria dos táxons avaliados é classificada como "Parcialmente Protegida", atingindo entre 20% e 90% da meta de conservação (Tab. 5). As exceções são *Leptasthenura setaria*, categorizada como "Em Lacuna" na projeção futura, e *Scytalopus petrophilus*, também classificada como "Em Lacuna", mas apenas no cenário atual.

A maioria das espécies apresenta pequenas variações percentuais na eficácia de conservação entre os cenários atual e futuro. Isso sugere certa estabilidade no êxito das Áreas de Proteção Integral, embora o nível de proteção continue insuficiente para cumprir as metas que caracterizam uma proteção completa para as espécies. No entanto, *L. setaria* sofre uma queda na eficácia de 7,8% para 6,3% que, apesar de uma pequena diminuição, é suficiente para classificá-la como "Em Lacuna" no cenário futuro. Por outro lado, *Scytalopus petrophilus*, embora classificada como "Em Lacuna" no presente, melhora sua eficácia no futuro (de 8,7% para 13,1%), resultando em uma reclassificação para "Parcialmente Protegida" — esse aumento, ainda que modesto, pode sugerir que algumas áreas protegidas ganharão relevância para essa espécie no futuro (Tab. 5).

Tabela 5 — Classificação das Espécies em Relação ao Cumprimento das Metas de Conservação nos Cenários Atual e Futuro

Espécie	Meta de Conservação		Eficácia		Classificação	
	Atual	Futuro	Atual	Futuro	Atual	Futuro
<i>Asthenes moreirae</i>	53,0%	100,0%	19,0%	45,6%	Parcialmente Protegida	Parcialmente Protegida
<i>Castanozoster thoracicus</i>	30,0%	52,0%	13,8%	32,0%	Parcialmente Protegida	Parcialmente Protegida
<i>Drymophila genei</i>	26,0%	28,0%	11,5%	12,4%	Parcialmente Protegida	Parcialmente Protegida
<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	29,0%	30,0%	19,5%	20,2%	Parcialmente Protegida	Parcialmente Protegida
<i>Leptasthenura setaria</i>	32,0%	34,0%	7,8%	6,3%	Parcialmente Protegida	Em Lacuna
<i>Lipaugus ater</i>	41,0%	33,0%	17,5%	16,3%	Parcialmente Protegida	Parcialmente Protegida
<i>Neopelma chrysolophum</i>	35,0%	47,0%	16,8%	28,4%	Parcialmente Protegida	Parcialmente Protegida
<i>Orchesticus abeillei</i>	20,0%	30,0%	15,1%	20,1%	Parcialmente Protegida	Parcialmente Protegida
<i>Orthogonys chloricterus</i>	31,0%	23,0%	24,0%	15,6%	Parcialmente Protegida	Parcialmente Protegida
<i>Piprites pileata</i>	37,0%	20,0%	18,4%	10,9%	Parcialmente Protegida	Parcialmente Protegida
<i>Pogonotriccus eximius</i>	20,0%	15,0%	7,5%	7,0%	Parcialmente Protegida	Parcialmente Protegida
<i>Scytalopus petrophilus</i>	44,0%	51,0%	8,7%	13,1%	Em Lacuna	Parcialmente Protegida
<i>Scytalopus speluncae</i>	20,0%	15,0%	14,2%	11,5%	Parcialmente Protegida	Parcialmente Protegida
<i>Stephanophorus diadematus</i>	20,0%	54,0%	8,7%	16,5%	Parcialmente Protegida	Parcialmente Protegida

Fonte: Autoria Própria.

Entre os táxons analisados, algumas espécies merecem destaque pelas alterações significativas na eficácia de conservação. *Asthenes moreirae* e *Stephanophorus diadematus* apresentam aumentos expressivos no cenário futuro (respectivamente de 19,0% para 45,6% e de 8,7% para 16,5%). Isso indica que as Áreas de Proteção Integral terão um papel fundamental na conservação dessas espécies, visto que as mesmas são as que mais perderam área de adequabilidade total no cenário futuro.

Por outro lado, *Lipaugus ater* e *Orthogonys chloricterus* mostram reduções na eficácia futura (respectivamente de 17,5% para 16,3% e de 24,0% para 15,6%). De maneira semelhante, essas são duas espécies que mais ganham área de adequabilidade ambiental total, mas não dentro de Unidades de Conservação.

Adicionalmente, nenhuma espécie atinge 100% das metas de conservação nos dois cenários, destacando a insuficiência das Áreas Protegidas atuais para conservá-los no presente e a longo prazo. *Asthenes moreirae*, por exemplo, atinge 100% da meta de conservação no futuro, mas sua eficácia permanece abaixo de 50%, o que aponta para a necessidade de estratégias adicionais, como corredores ecológicos ou criação de novas áreas protegidas. Além disso, *Neopelma chrysolophum* e *Orchesticus abeillei*, apesar de pequenas melhorias futuras, continuam com baixa eficácia de proteção, demandando também ações complementares.

De forma geral, os resultados evidenciam que, embora as Áreas de Proteção Integral desempenhem um papel relevante, elas permanecem insuficientes para garantir a conservação completa dos táxons analisados. As projeções futuras indicam a necessidade urgente de estratégias complementares, como corredores ecológicos, ampliação das Unidades de Conservação e monitoramento contínuo. Essas ações são cruciais para mitigar os impactos das mudanças climáticas e assegurar a manutenção da biodiversidade em longo prazo.

DISCUSSÃO

5.1 Avaliação dos Modelos e Limitações Metodológicas

A Modelagem de Nicho Ecológico (MNE) é amplamente interpretada como uma estimativa de algum aspecto do nicho ecológico de espécies, e não como uma representação direta de sua distribuição geográfica. Essa metodologia deve ser entendida como uma abordagem que identifica o "espaço climático realizável", isto é, as condições ambientais favoráveis à espécie (Warren, 2012).

Embora a Modelagem de Nicho Ecológico (MNE) seja uma ferramenta valiosa, ela pode não capturar completamente o nicho potencial de um táxon. Segundo a teoria fonte-sumidouro, alinhada ao conceito de nicho ecológico (Pulliam, 1988), populações de uma espécie podem persistir em habitats inadequados (sumidouros) quando há imigração constante de indivíduos provenientes de populações em habitats favoráveis (fontes). Assim, algumas populações conseguem sobreviver em condições subótimas (Sillero *et al.*, 2021).

Da mesma forma, espécies podem estar ausentes em habitats considerados adequados (Sillero *et al.*, 2021), devido a fatores históricos ou limitações de dispersão (Holt, 2003). Esses aspectos devem ser levados em conta ao interpretar os resultados dos MNE, não como erros do modelo, mas como limitações inerentes à abordagem (Sillero *et al.*, 2021; Pulido-Pastor *et al.*, 2021). Uma estratégia sugerida na literatura para reduzir esse impacto é o uso de *buffers*, que delimitam a área de estudo ao redor dos registros de ocorrência das espécies (Phillips *et al.*, 2009), como aplicado no presente estudo.

Ademais, ações de origem antrópica e desmatamento também podem afetar as previsões obtidas pelos modelos de nicho. Nesse sentido, modelos que avaliam as respostas da vegetação ao aquecimento global indicam a possibilidade de alterações substanciais na área de cobertura e na distribuição geográfica de determinados tipos de floresta tropical. Para espécies possivelmente restritas a comunidades ou tipos específicos de floresta tropical, o ritmo de transformação de um tipo de floresta em outro será um fator determinante para avaliar se os ambientes climáticos dentro dos limites fisiológicos dessas espécies poderão ser acessados e ocupados com sucesso (Hilbert *et al.*, 2001). Assim, compreender o nível de especialização das aves de floresta tropical, aliado à velocidade prevista para as mudanças na vegetação, é essencial para aprimorar as projeções futuras sobre o tamanho das populações na região (Shoo, 2005).

Além disso, a etapa de validação dos modelos é essencial para avaliar sua capacidade preditiva. Nesse processo, a capacidade de classificação verifica o quão bem o modelo

identifica corretamente áreas ocupadas como adequadas e áreas desocupadas como inadequadas, com base em um valor limite predefinido (Sillero *et al.*, 2021). Por outro lado, a capacidade de discriminação avalia a habilidade do modelo em diferenciar corretamente entre locais ocupados e desocupados, sem a necessidade de um valor limite (Sillero *et al.*, 2021). Neste estudo, foram utilizadas métricas estatísticas para essas avaliações, sendo True Skill Statistics (TSS) adotado para medir a classificação e *Area Under the Curve* (AUC) para avaliar a discriminação.

Nesta pesquisa, os resultados de AUC foram considerados satisfatórios, com uma média de 0,847, valor mínimo de 0,76 e máximo de 0,91. Em relação ao TSS, a média observada foi de 0,602, um valor significativamente acima do nível aleatório (0) e acima de 0,4, considerados como “adequados” (Beauregard; de Blois, 2014), mas que ainda não atinge os valores ótimos próximos a 1. Dentre as espécies analisadas, destacaram-se *Pogonotriccus eximius*, *Stephanophorus diadematus* e *Piprites pileata* por apresentarem os menores valores médios de TSS: 0,455; 0,535 e 0,545, respectivamente.

Esses fatores, como as limitações metodológicas da Modelagem de Nicho Ecológico, as variáveis históricas e de dispersão, bem como as estratégias de validação adotadas, têm um impacto direto na interpretação e nos resultados obtidos. A utilização de *buffers*, por exemplo, pode melhorar a precisão ao reduzir o impacto de áreas externas aos registros de ocorrência, mas também pode não refletir completamente o nicho potencial de uma espécie. Além disso, a variação nos valores de AUC e TSS, especialmente com a identificação de algumas espécies apresentando valores mais baixos, pode ser atribuída a um aumento potencial de erros na geração do mapa de adequabilidade ambiental de determinadas espécies.

Ademais, a combinação de fatores ambientais e biológicos, juntamente com a precisão das métricas de validação, deve ser cuidadosamente considerada ao interpretar os resultados dos modelos, pois eles não apenas indicam a adequabilidade do habitat atual, mas também refletem as complexidades e as incertezas do processo de modelagem e das condições naturais das espécies. Portanto, ao aplicar esses modelos, é importante reconhecer que os resultados representam uma estimativa do potencial ecológico, mas que as realidades biológicas e ecológicas das espécies podem resultar em padrões de distribuição mais dinâmicos e complexos.

5.2 Variações na Adequabilidade de Habitat em Resposta às Mudanças Climáticas

Os resultados indicam que, sob os efeitos das mudanças climáticas, um maior número de táxons endêmicos de regiões de altitude elevada sofrerá perdas na adequabilidade

ambiental. No total, 9 espécies estão projetadas para apresentar uma redução média de 46,28% em seus habitats adequados, enquanto 5 espécies deverão experimentar um aumento médio de 75,04%.

Os resultados deste estudo estão alinhados com pesquisas anteriores que indicam impactos significativos das mudanças climáticas sobre espécies endêmicas de regiões montanhosas. Estudos apontam que espécies de florestas montanhosas úmidas do México podem sofrer reduções médias em suas distribuições de até 51% no cenário MIROC5 para 2070 e 54% no CCSM4, valores comparáveis às perdas médias de 46,28% relatadas neste estudo (Sierra-Morales *et al.*, 2021). Da mesma forma, projeções indicam que 57 das 60 espécies analisadas no Páramo colombiano tendem a apresentar declínio em suas áreas de distribuição, enquanto apenas três espécies demonstram expansão, o que reforça o padrão observado aqui, em que a maioria das espécies projetadas perde adequabilidade ambiental (Wheatley *et al.*, 2023).

Além disso, estudos apontam contrações de até 94% na área adequada para aves endêmicas dos topos das montanhas do leste brasileiro, acompanhadas por mudanças altitudinais e deslocamentos de alcance, evidenciando a vulnerabilidade dessas espécies às mudanças climáticas (Hoffmann *et al.*, 2024). Resultados semelhantes foram observados para aves endêmicas e ameaçadas da Mata Atlântica, com uma contração média de 45% nas áreas de distribuição em um cenário de emissões business as usual, reforçando o padrão de declínio generalizado para táxons montanos em cenários futuros (De Souza, 2011).

Esses estudos corroboram a conclusão de que mudanças climáticas induzirão reduções expressivas na adequabilidade ambiental para a maioria das espécies de altitude elevada, como observado para 9 espécies neste trabalho. Além disso, os ganhos projetados para um menor número de espécies (5 no presente estudo) também encontram suporte em trabalhos que identificaram a expansão de habitat como um fenômeno menos frequente e associado a condições climáticas específicas.

5.2.1 Impactos das Mudanças Climáticas em Espécies com Redução de Habitat

No cenário de mudanças climáticas SSP3-7.0, o aumento médio de 3,11 °C na temperatura anual média da área de estudo destaca-se como um dos principais fatores de impacto. As variações térmicas, como a temperatura máxima do mês mais quente (BIO5), influenciaram significativamente a distribuição de cinco espécies: *A. moreirae*, *D. genei*, *D. xanthopterus*, *N. chrysolophum* e *S. diadematus*. De forma semelhante, a variação anual de temperatura (BIO7) mostrou uma forte relação com a redução do habitat de cinco espécies: *C.*

thoracicus, *D. xanthopterus*, *L. setaria*, *O. abeillei* e *S. diadematus*. Esses resultados indicam que muitas dessas espécies são sensíveis ao aquecimento, especialmente em regiões de elevada altitude que costumam ter uma temperatura mais amena, o que pode comprometer suas sobrevivências.

Por outro lado, a precipitação também desempenha um papel significativo na perda de habitat, com destaque para a precipitação total anual (BIO18) e a precipitação do mês mais chuvoso (BIO13). Apesar de uma redução média relativamente modesta de 5,15 mm na precipitação anual, espécies como *A. moreirae*, *D. genei*, *D. xanthopterus*, *N. chrysolophum*, *O. abeillei* e *S. petrophilus* *S. diadematus* são particularmente impactadas. O déficit hídrico associado à redução das chuvas pode alterar drasticamente a dinâmica dos habitats, especialmente em áreas que dependem de precipitações regulares para manter condições favoráveis à biodiversidade.

Embora as mudanças climáticas sejam um fator crítico na redução do habitat de várias espécies, outras ameaças também desempenham um papel significativo nesse processo. A maioria das espécies analisadas apresenta populações em declínio, com destaque para *O. abeillei*, classificada como quase ameaçada (NT; *International Union for Conservation of Nature*, 2025). Além disso, diversas espécies possuem distribuição restrita, como *A. moreirae* (Remsen, 2020b), *D. genei* (Zimmer; Isler, 2020b), *D. xanthopterus* (Zimmer; Isler, 2020a), *N. chrysolophum* (Snow, 2020) e *S. petrophilus* (Fjeldsâ; Kirwan, 2020).

A degradação de habitat causada por desmatamento, queimadas e conversão de florestas para agricultura e pecuária representa uma das principais ameaças para essas espécies (*International Union for Conservation of Nature*, 2025). Por exemplo, *A. moreirae* enfrenta riscos elevados devido à frequência de queimadas (Remsen, 2020b). Já *D. genei* é particularmente impactada por eventos episódicos de morte em larga escala de bambus, que resultam em flutuações significativas nas populações locais (Zimmer; Isler, 2020b).

Apesar de muitas dessas espécies ocorrerem em áreas protegidas, a eficácia dessas regiões nem sempre é suficiente para mitigar os impactos das pressões antrópicas, como fragmentação florestal e queimadas descontroladas. A combinação de mudanças climáticas e atividades humanas representa, assim, um desafio significativo para a conservação de espécies endêmicas e adaptadas às elevadas altitudes da Mata Atlântica.

5.2.2 Impactos das Mudanças Climáticas em Espécies com Ganho de Habitat

Para as espécies que apresentam aumento na adequabilidade ambiental, as variáveis de temperatura (BIO5, BIO8 e BIO9) destacam-se como as mais influentes para quatro das cinco

espécies analisadas: *O. chloricterus*, *P. pileata*, *P. eximius* e *S. speluncae*. Esses resultados indicam que mudanças nas temperaturas em períodos específicos, como no trimestre mais úmido ou no mês mais quente, podem modificar a distribuição dessas espécies, possibilitando sua ocorrência em áreas anteriormente consideradas inadequadas devido às temperaturas mais baixas. No entanto, tais mudanças também podem gerar desequilíbrios ecológicos, alterando interações entre espécies e a dinâmica dos ecossistemas.

As variáveis relacionadas à precipitação também desempenham um papel importante na distribuição das espécies que apresentam aumento de habitat. Em todas essas espécies, a precipitação anual (BIO12) e a precipitação do mês mais úmido (BIO13) destacaram-se como fatores influentes. No entanto, os padrões de precipitação não são homogêneos ao longo da área estudada: enquanto algumas regiões apresentam um ligeiro aumento na precipitação, outras exibem uma leve redução. Essas variações podem impactar a disponibilidade de recursos hídricos e a adequabilidade ambiental, influenciando de maneiras distintas a expansão do habitat dessas espécies.

Embora este estudo aborde exclusivamente os efeitos das mudanças climáticas nas espécies selecionadas, outras pesquisas que incorporam variáveis adicionais e diferentes projeções climáticas oferecem perspectivas complementares. Estudos que incorporam fatores como desmatamento, limitações de dispersão e características do relevo indicam reduções significativas na adequabilidade ambiental de certas espécies. Projeções que combinam cenários climáticos otimistas e pessimistas sugerem, por exemplo, uma perda quase total de adequabilidade para *L. ater* até 2090 (Sales *et al.*, 2021). De maneira semelhante, análises que integram variáveis climáticas, altitude e conectividade funcional da Mata Atlântica estimam uma redução de aproximadamente 40,5% na adequabilidade ambiental de *P. eximius* até 2070 (Tonetti, 2015).

Os resultados desta pesquisa destacam o papel central das variáveis climáticas na adequabilidade ambiental das espécies analisadas, oferecendo informações relevantes para o planejamento de estratégias de conservação. No entanto, a inclusão de fatores adicionais, como desmatamento e conectividade de paisagem, pode alterar significativamente as projeções, como observado em outros estudos. Essa complexidade reforça a importância de estratégias de conservação que considerem múltiplos aspectos do nicho ecológico, promovendo a preservação de habitats existentes, a recuperação de áreas degradadas e a criação de corredores ecológicos. Tais ações são essenciais para mitigar os impactos das mudanças climáticas, especialmente para espécies cujas condições ambientais podem se deteriorar ainda mais diante de pressões antropogênicas.

5.3 Importância das Áreas de Preservação e Refúgios Climáticos

Atualmente, na América do Sul, a proteção de áreas montanhosas ao longo dos gradientes altitudinais é proporcional à área disponível, mas ainda insuficiente para atender às metas de conservação propostas pela Convenção sobre Diversidade Biológica (*Aichi Target* 11; Elsen *et al.*, 2018). Grande parte das altitudes nas cadeias montanhosas, como os Andes, não alcança a meta de proteger pelo menos 17% de cada faixa de elevação. Embora as Áreas Protegidas (APs) menos rigorosas (categorias V-VI da IUCN) e áreas não designadas contribuam para ampliar a cobertura, a eficácia dessas áreas na conservação da biodiversidade é variável, especialmente em zonas de alto impacto humano (Elsen *et al.*, 2018).

A análise da variação na extensão das áreas protegidas ocupadas pelas espécies (Δ PR) sob os cenários climáticos revelou que oito das quatorze espécies avaliadas terão redução na adequabilidade ambiental dentro dos limites das Áreas de Proteção Integral (APIs). Notou-se, ainda, um padrão consistente entre as variações na adequabilidade ambiental total e dentro das APIs: com exceção de *D. xanthopterus*, todas as espécies que mostraram aumento na adequabilidade geral também apresentaram expansão dentro das APIs, enquanto aquelas com redução de adequação geral exibiram perdas proporcionais nessas áreas protegidas.

Diversos estudos corroboram os resultados aqui apresentados, prevendo uma redução na efetividade da rede de áreas protegidas na Mata Atlântica sob o impacto das mudanças climáticas. Esses efeitos têm sido observados para diferentes grupos, como mico-leões (Meyer *et al.*, 2014), anfíbios (Lemes *et al.*, 2013), mariposas-tigre (Ferro *et al.*, 2014) e abelhas (Giannini *et al.*, 2015).

As perdas substanciais observadas nas áreas adequadas totais e inseridas em Unidades de Conservação para *A. moreirae*, *S. diadematus* e *C. thoracicus* indicam que essas espécies estão particularmente vulneráveis às mudanças climáticas, exigindo atenção prioritária em suas estratégias de conservação. A significativa redução na extensão das áreas adequadas para essas espécies sugere que a atual rede de unidades de conservação não é suficiente para garantir sua preservação a longo prazo, reforçando a necessidade de ajustes nas políticas de gestão e expansão dessas áreas.

Adicionalmente, a classificação da maioria dos táxons como "Parcialmente Protegidos" nos cenários atuais e futuros indica que as metas de conservação propostas ainda não são totalmente atingidas. Isso aponta para uma lacuna na eficácia das áreas protegidas existentes, que pode ser exacerbada pelos efeitos das mudanças climáticas. *L. setaria* e *S. petrophilus* emergem como casos de atenção especial, uma vez que a projeção para essas

espécies sugere a perda total de sua adequabilidade em determinadas regiões. Esse padrão também foi observado em análises sobre a fauna amazônica, que identificaram que 74% das espécies ameaçadas do bioma não atingem suas metas de conservação (Rodrigues *et al.*, 2004). De forma semelhante, estudos na Amazônia indicam que as Unidades de Proteção Integral, isoladamente, não são suficientes para garantir a preservação de aves endêmicas (De Moraes *et al.*, 2024).

Em um estudo sobre a eficácia das Áreas de Proteção, foi analisada a ocorrência de Áreas Climaticamente Estáveis (ACE), que, idealmente, devem coincidir com as áreas protegidas para garantir condições climáticas favoráveis a longo prazo, independentemente da capacidade de dispersão e das mudanças na distribuição das espécies (Collevatti *et al.*, 2013). A pesquisa indicou que apenas 9,1% do bioma está protegido, e a eficiência da rede de áreas protegidas da Mata Atlântica é de 17,9%, o que demonstra que a maioria das áreas protegidas não coincide com as ACE. As áreas com maior prioridade para conservação estão localizadas nas sub-regiões de Pernambuco, Bahia, Serra do Mar e no Parque Estadual do Iguaçu. Dado o elevado grau de fragmentação dessas florestas, ações de restauração se tornam urgentes (Sobral-Souza *et al.*, 2018).

A rede de Áreas Protegidas (APs) na Mata Atlântica pode ser inadequada para a conservação das aves, especialmente em face das mudanças climáticas. Apenas uma pequena fração das espécies tem sua distribuição adequadamente coberta pelas APs existentes, e há uma baixa sobreposição entre as áreas prioritárias para conservação com base na distribuição das espécies, nas ameaçadas e nos traços funcionais, indicando que diferentes abordagens geram prioridades distintas. A fragmentação florestal e a localização das APs em regiões que não coincidem com os habitats mais críticos para a avifauna também contribuem para essa ineficácia (Tonetti *et al.*, 2024).

Na presente pesquisa, embora as APIs não tenham demonstrado plena eficiência na preservação da distribuição das espécies, observa-se que algumas APIs se destacam como remanescentes de adequabilidade ambiental para os táxons em estudo. O Parque Nacional do Itatiaia foi identificado como um local de importância para 12 espécies, seguido pelo Parque Nacional da Serra dos Órgãos, que abriga 10 espécies, e o Parque Estadual de Campos do Jordão, com 8 espécies. Além disso, o Parque Estadual do Papagaio foi destacado para 5 espécies, enquanto o Parque Nacional de São Joaquim e o Parque Nacional da Bocaina são relevantes para 3 espécies cada.

Considerando o papel crítico das Áreas de Proteção (APs) já identificadas, é essencial promover a criação de novas unidades de conservação em locais estratégicos. A expansão da

rede de APs, especialmente nas áreas com alta resiliência climática, pode aumentar a cobertura ambiental e a conectividade entre os fragmentos de floresta, contribuindo para a mitigação dos impactos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade. Além disso, é imprescindível o monitoramento contínuo das APIs já existentes, como o Parque Nacional do Itatiaia, o Parque Nacional da Serra dos Órgãos e o Parque Estadual de Campos do Jordão, que desempenham um papel crucial na conservação das espécies de aves de montanha deste estudo. A implementação de ações integradas de restauração ecológica e o aprimoramento da gestão dessas áreas são fundamentais para garantir a sobrevivência dessas espécies no futuro.

5.5 Implicações para a Políticas de Conservação

As mudanças climáticas têm o potencial de impactar significativamente as áreas protegidas (APs) de diversas formas. Segundo Dudley (2008), alterações nos atributos naturais que sustentam ecossistemas, habitats e a distribuição das características bióticas podem levar a alterações críticas. Espera-se, por exemplo, que zonas úmidas sequem, enquanto regiões mais áridas se tornem mais vulneráveis a inundações (Dudley, 2008).

Em relação à biodiversidade, espécies localizadas nos limites de sua distribuição geográfica podem ser particularmente afetadas de forma negativa. Além disso, mudanças nos ritmos sazonais de plantas e animais podem alterar dinâmicas ecológicas essenciais. Conseqüentemente, as áreas protegidas podem sofrer perda na riqueza de espécies e ecossistemas. A entrada de espécies invasoras pode preencher alguns desses espaços, mas espécies menos móveis ou com menor capacidade adaptativa enfrentarão maiores riscos de extinção (Dudley, 2008).

Além disso, as APs desempenham um papel essencial na mitigação das mudanças climáticas. Com o aumento da compreensão sobre as ameaças impostas por essas mudanças, também se destacou a importância das APs na preservação de sumidouros e estoques de carbono (WCPA, 2023). Estima-se que essas áreas armazenem aproximadamente 15,2% dos estoques globais de carbono e sejam responsáveis pelo sequestro de 20% do carbono em todos os ecossistemas terrestres (WCPA, 2023). Dessa forma, além de sua função essencial na conservação de ecossistemas e da biodiversidade, as APs têm uma ação estratégica na mitigação dos efeitos das mudanças climáticas.

Para que as Unidades de Conservação permaneçam eficazes em um cenário de mudanças climáticas, é essencial considerar os possíveis impactos ao planejar e gerenciar essas áreas. O documento *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*, da *International Union for Conservation of Nature* (Dudley, 2008), apresenta diretrizes para

alcançar esse objetivo. Entre elas, destaca-se a importância de conectar APs por meio de corredores e redes, facilitando o deslocamento das espécies e sua adaptação a novas condições climáticas. Além disso, sempre que possível, recomenda-se o planejamento de unidades maiores e com maior diversidade biogeográfica, o que pode aumentar as chances de sobrevivência das espécies.

A gestão das APs também precisará se adaptar, adotando abordagens mais intervencionistas para preservar habitats e espécies. Algumas espécies podem não encontrar condições adequadas dentro de seus limites naturais de distribuição, demandando ações como a translocação e uma maior integração entre estratégias de conservação *in situ* e *ex situ* (Dudley, 2008). Em certos casos, mudanças nas condições podem exigir alterações na classificação das APs. Embora mudanças de categoria devam ser raras e rigorosamente avaliadas, podem ser necessárias diante de cenários climáticos extremos (Dudley, 2008). Além disso, destaca-se a importância da pesquisa sobre os impactos das mudanças climáticas em APs que auxilia a guiar estratégias de manejo mais eficazes (Dudley, 2008).

No contexto da Mata Atlântica, é fundamental entender o bioma como um sistema intrinsecamente ligado à natureza humana, envolvendo aspectos ambientais e sociais. Alinhado à definição apresentada pela Convenção sobre a Diversidade Biológica de 2009, a adaptação baseada em ecossistemas às mudanças climáticas pode ser uma abordagem eficaz para o bioma. Essa estratégia utiliza a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos para ajudar a sociedade a enfrentar os impactos adversos das mudanças climáticas, tornando-se uma ferramenta importante na construção de soluções sustentáveis para o futuro (Vale *et al.*, 2021).

A Mata Atlântica, com sua rica biodiversidade e importância ambiental, oferece uma oportunidade única para integrar estratégias de mitigação e adaptação às mudanças climáticas. A conservação e a restauração de ecossistemas naturais, especialmente florestas, têm sido reconhecidas como ferramentas eficazes para alcançar esses objetivos de forma sinérgica, promovendo também o desenvolvimento sustentável (Locatelli *et al.*, 2011; Thornton; Comberti, 2017; Strassburg *et al.*, 2019). Entretanto, é crucial considerar os possíveis conflitos inerentes a essas ações, como a tensão entre o sequestro de carbono e os valores associados à biodiversidade, aos meios de subsistência locais e à segurança da posse da terra (Ingalls; Dwyer, 2016).

Um planejamento criterioso e adaptado às peculiaridades da Mata Atlântica pode minimizar esses conflitos, otimizando a relação custo-benefício e potencializando a conservação da biodiversidade e a mitigação de carbono. Estudos sugerem que essa abordagem integrada pode se traduzir em benefícios concretos para a adaptação às mudanças

climáticas, oferecendo um modelo de gestão que combina ciência, políticas públicas e engajamento social (Crouzeilles *et al.*, 2015; Strassburg *et al.*, 2019).

Em síntese, as APs desempenham um papel fundamental na mitigação e adaptação às mudanças climáticas, sendo essenciais tanto para a conservação da biodiversidade quanto para a proteção de serviços ecossistêmicos vitais. No entanto, a efetividade dessas estratégias depende de um planejamento cuidadoso e integrado, que leve em consideração as particularidades ecológicas, sociais e econômicas da região. Promover a conectividade entre APs, ampliar a diversidade biogeográfica e adotar abordagens inovadoras de gestão são passos essenciais para aumentar a resiliência dos ecossistemas diante de cenários climáticos futuros. Assim, a Mata Atlântica se destaca como um exemplo de potencial transformador, capaz de alinhar conservação ambiental, mitigação de carbono e desenvolvimento sustentável, reforçando a necessidade de políticas públicas robustas e de esforços colaborativos entre ciência, sociedade e governos para enfrentar os desafios das mudanças climáticas.

6. CONCLUSÃO

Os ecossistemas de altitude elevada enfrentam desafios ecológicos únicos que influenciam profundamente a biota residente, como baixas temperaturas, períodos restritos de reprodução, variações sazonais na disponibilidade de recursos alimentares, exposição intensa à radiação solar e hipóxia. Além disso, montanhas são *hotspots* de biodiversidade e endemismo, mas exibem sensibilidade climática superior a outras regiões terrestres na mesma latitude, tornando-as particularmente vulneráveis aos impactos das mudanças climáticas globais e à pressão antropogênica. Este estudo teve como objetivo mapear a adequabilidade de habitat de quatorze espécies de aves endêmicas das regiões de altitude elevada da Mata Atlântica Sul-Sudeste, comparando cenários presente e futuro, considerando o cenário climático SSP3-7.0 (2081-2100). Também avaliou a efetividade das Áreas de Proteção Integral (APIs) na conservação dessas espécies, por meio da modelagem de nichos ecológicos com algoritmos *Maxent* e *Random Forest*, utilizando variáveis bioclimáticas e preditores topográficos.

Os resultados indicaram uma expressiva perda de habitat para nove das quatorze espécies analisadas, com redução média de 46,28%, sendo *Asthenes moreirae*, *Stephanophorus diadematus* e *Castanozoster thoracicus* os táxons mais afetados. Em contrapartida, cinco espécies, como *Piprites pileata*, projetaram expansão média de adequabilidade ambiental de 75,04%. No que diz respeito às APIs, constatou-se que, embora proporcionem alguma proteção, a maioria dos táxons enfrentará perdas de adequabilidade dentro dessas áreas nos cenários analisados, resultando em sua classificação como "Parcialmente Protegidas". Apesar disso, observou-se que espécies com aumento na adequabilidade geral também expandem seu habitat dentro das APIs, enquanto aquelas com redução seguem o padrão de perda proporcional dentro das áreas protegidas.

Asthenes moreirae, *Stephanophorus diadematus* e *Castanozoster thoracicus* destacaram-se como as espécies com maiores reduções, reforçando a urgência de estratégias específicas de conservação para essas aves. Por outro lado, *Piprites pileata* e *Lipaugus ater* apresentaram os maiores incrementos, tanto na distribuição geral quanto dentro das APIs, evidenciando que o habitat de algumas espécies podem aumentar em consequências das alterações climáticas.

Para manter a eficácia das Unidades de Conservação (UCs) diante das mudanças climáticas, é fundamental integrar os impactos previstos ao planejamento e gestão dessas áreas. Estratégias como a conexão entre áreas protegidas por meio de corredores ecológicos e

redes são essenciais para facilitar a migração e adaptação das espécies. Além disso, recomenda-se o planejamento de UCs maiores e com maior diversidade biogeográfica, aumentando a resiliência dos ecossistemas. A gestão deve adotar abordagens mais intervencionistas, incluindo ações como translocação de espécies e integração entre conservação *in situ* e *ex situ*, enquanto, em casos extremos, mudanças na classificação das UCs podem ser necessárias. A ampliação da pesquisa sobre os impactos climáticos nas UCs é indispensável para guiar estratégias de manejo que promovam a resiliência ecológica e mitiguem os efeitos dos eventos extremos, reforçando a importância de áreas protegidas mais amplas e diversificadas.

Em suma, os resultados deste estudo evidenciam que as mudanças climáticas impactam significativamente as aves de montanha, sobretudo em cenários futuros que projetam expressivas perdas de habitat. Esses dados reforçam a necessidade de estratégias urgentes para fortalecer as redes de UCs na Mata Atlântica Sul-Sudeste, priorizando áreas críticas para espécies em risco e considerando a criação de novas áreas protegidas em gradientes altitudinais sub-representados. Diante desses cenários negativos, é imprescindível que ações voltadas para a mitigação das alterações climáticas sejam intensificadas e integradas ao manejo das UCs, promovendo maior conectividade, resiliência e representatividade ecológica. Integrar esforços baseados em evidências científicas e promover a colaboração entre comunidades, gestores e formuladores de políticas públicas será essencial para mitigar os impactos climáticos e garantir a conservação a longo prazo desses ecossistemas únicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SABER, A. Domínios de Natureza no Brasil: Potencialidades Paisagísticas. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.
- ACKERLY, D. *et al.* The geography of climate change: implications for conservation biogeography. **Diversity and Distributions**, v. 16, n. 3, p. 476–487, 13 abr. 2010.
- ALLOUCHE, O.; TSOAR, A.; KADMON, R. Assessing the Accuracy of Species Distribution Models: prevalence, Kappa and the True Skill Statistic (TSS). **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 6, p. 1223–1232, 12 set. 2006.
- AMARAL, S. *et al.* **Variáveis Ambientais para Modelagem de Distribuição de Espécies - Altitude**. Disponível em: <<https://www.dpi.inpe.br/Ambdata/altitude.php>>. Acesso em: 21 abr. 2024.
- ARAÚJO, M.; NEW, M. Ensemble Forecasting of Species Distributions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 22, n. 1, p. 42–47, jan. 2007.
- AVALOS, V. DEL R.; HERNÁNDEZ, J. Projected Distribution Shifts and Protected Area Coverage of range-restricted Andean Birds under Climate Change. **Global Ecology and Conservation**, v. 4, p. 459–469, jul. 2015.
- BARBET-MASSIN, M. *et al.* Selecting Pseudo-absences for Species Distribution Models: How, Where and How Many? **Methods in Ecology and Evolution**, v. 3, n. 2, p. 327–338, 19 jan. 2012.
- BARVE, N. *et al.* The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 11, p. 1810–1819, jun. 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380011000780?via%3Dihub>>. Acesso em: 23/10/2024.
- BATLLORI, E. *et al.* Potential relocation of climatic environments suggests high rates of climate displacement within the North American protection network. **Global Change Biology**, v. 23, n. 8, p. 3219–3230, 22 mar. 2017.
- BEAUREGARD, F.; DE BLOIS, S. Beyond a Climate-Centric View of Plant Distribution: Edaphic Variables Add Value to Distribution Models. **PLoS ONE**, v. 9, n. 3, p. e92642, 21 mar. 2014.
- BERTEAUX, D. *et al.* Northern protected areas will become important refuges for biodiversity tracking suitable climates. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, 15 mar. 2018.
- BICUDO DA SILVA, R. F. *et al.* Three decades of land-use and land-cover change in mountain regions of the Brazilian Atlantic Forest. **Landscape and Urban Planning**, v. 204, p. 103948, dez. 2020.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000.
- BROOKS, T. M. *et al.* Global Biodiversity Conservation Priorities. **Science**, v. 313, n. 5783,

p. 58–61, 7 jul. 2006.

BURN, H. Brown Tanager (*Orchesticus abeillei*). [Ilustração]. In: Hilty, S. Brown Tanager (*Orchesticus abeillei*). **Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.rutant1.01> 2020a.

BURN, H. Diademed Tanager (*Stephanophorus diadematus*). [Ilustração]. In: ZIMMER, K.; ISLER, M. Diademed Tanager (*Stephanophorus diadematus*). **Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.diatan1.01>. 2020b.

BURN, H. Olive-green Tanager (*Orthogonys chloricterus*). [Ilustração]. In: Hilty, S. Olive-green Tanager (*Orthogonys chloricterus*), **Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.rutant1.01> 2020c.

BURN, H. Rufous-backed Antvireo (*Dysithamnus xanthopterus*). [Ilustração]. In: ZIMMER, K.; ISLER, M. Rufous-backed Antvireo (*Dysithamnus xanthopterus*). **Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.rubant2.01>. 2020d.

BURN, H. Rufous-tailed Antbird (*Drymophila genei*). [Ilustração]. In: HILTY, S. Rufous-tailed Antbird (*Drymophila genei*). **Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.rutant1.01> 2020e.

CARLUCCI, M. *et al.* The Southern Atlantic Forest: Use, Degradation and Perspectives for Conservation. In: **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest**. Suíça: Springer, 2021. p. 91–114.

CHEN, I. *et al.* Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 1024–1026, 18 ago. 2011.

COLLEVATTI, R. *et al.* Stability of Brazilian Seasonally Dry Forests under Climate Change: Inferences for Long-Term Conservation. **American Journal of Plant Sciences**, v. 04, n. 04, p. 792–805, 2013.

CORNELL LAB. **Birds of the World - Comprehensive Life Histories for All Bird Species and Families**. Disponível em: <<https://birdsoftheworld.org/bow/home>>. Acesso em: 20 out. 2024.

COX, J. Rock Tapaculo (*Scytalopus petrophilus*). [Ilustração]. In: FJELDSAÅ, J; KIRWAN, G. Rock Tapaculo (*Scytalopus petrophilus*). **Birds of The World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.roctap1.01>. 2020b.

CROUZEILLES, R. *et al.* Incorporating habitat availability into systematic planning for restoration: a species-specific approach for Atlantic Forest mammals. **Diversity and Distributions**, v. 21, n. 9, p. 1027–1037, 15 jul. 2015.

DA SILVA, R. *et al.* Three decades of land-use and land-cover change in mountain regions of the Brazilian Atlantic Forest. **Landscape and Urban Planning**, v. 204, p. 103948, dez. 2020.

DE MORAES, F. *et al.* The future of endemic and threatened birds of the Amazon in the face of global climate change. **Ecology and Evolution**, v. 14, n. 3, 1 mar. 2024.

DE SOUZA, T. V. *et al.* Redistribution of Threatened and Endemic Atlantic Forest Birds

Under Climate Change. **Natureza & Conservação**, v. 9, n. 2, p. 214–218, 2011.

DEVICTOR, V. *et al.* Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. **Nature Climate Change**, v. 2, n. 2, p. 121–124, 10 jan. 2012.

DUDLEY, N. **Guidelines for applying protected area management categories**. Gland: IUCN, 2008.

DUNN, P. O.; MØLLER, A. P. **Effects of Climate Change on Birds**. Oxford; New York, NY: Oxford University Press, 2019.

EARTH RESOURCES OBSERVATION AND SCIENCE (EROS) CENTER. **USGS EROS Archive - Digital Elevation - Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) 1 Arc-Second Global | U.S. Geological Survey**. Disponível em: <https://www.usgs.gov/centers/eros/science/usgs-eros-archive-digital-elevation-shuttle-radar-topography-mission-srtm-1?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects>. Acesso em: 25 abr. 2004.

ELSEN, P. *et al.* Global Patterns of Protection of Elevational Gradients in Mountain Ranges. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115, n. 23, p. 6004–6009, 21 maio 2018.

ELSEN, P. *et al.* Keeping pace with climate change in global terrestrial protected areas. **Science Advances**, v. 6, n. 25, jun. 2020.

FERRO, V. *et al.* The Reduced Effectiveness of Protected Areas under Climate Change Threatens Atlantic Forest Tiger Moths. **PLoS ONE**, v. 9, n. 9, p. e107792, 17 set. 2014.

FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. WorldClim 2: New 1-km Spatial Resolution Climate Surfaces for Global Land Areas. **International Journal of Climatology**, v. 37, n. 12, p. 4302–4315, 15 maio 2017.

FIELDING, A. H.; BELL, J. F. A Review of Methods for the Assessment of Prediction Errors in Conservation Presence/Absence Models. **Environmental Conservation**, v. 24, n. 1, p. 38–49, mar. 1997.

FIGUEIREDO, M. *et al.* **Tetrapod Diversity in the Atlantic Forest: Maps and Gaps**. Springer eBooks, p. 185–204, 1 jan. 2021.

FJELDSÅ, J.; KIRWAN, G. Rock Tapaculo (*Scytalopus petrophilus*). In: **Birds of the World**. New York: Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.roctap1.01>. 2020.

FREEMAN, B. G. *et al.* Expanding, Shifting and shrinking: the Impact of Global Warming on Species' Elevational Distributions. **Global Ecology and Biogeography**, v. 27, n. 11, p. 1268–1276, 6 set. 2018.

GAÜZÈRE, P.; JIGUET, F.; DEVICTOR, V. Can protected areas mitigate the impacts of climate change on bird's species and communities? **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 6, p. 625–637, 9 fev. 2016.

GIANNINI, T. *et al.* Safeguarding Ecosystem Services: A Methodological Framework to Buffer the Joint Effect of Habitat Configuration and Climate Change. **PLOS ONE**, v. 10, n. 6, p. e0129225, 19 jun. 2015.

GLOBAL BIODIVERSITY INFORMATION FACILITY (GBIF). **GBIF Occurrence Download**. Disponível em: <<https://doi.org/10.15468/dl.43gcpp>>. Acesso em: 1 mar. 2024.

GUISAN, A.; THUILLER, W.; ZIMMERMANN, N. E. **Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R**. Cambridge: Cambridge University Press, 2017.

HANECZOK, J.; PISKORSKI, J. Shallow and deep learning for event relatedness classification. **Information Processing & Management**, p. 102371, ago. 2020.

HILBERT, D. The Utility of Artificial Neural Networks for Modelling the Distribution of Vegetation in past, Present and Future Climates. **Ecological Modelling**, v. 146, n. 1-3, p. 311–327, 1 dez. 2001.

HILTY, S. Brown Tanager (*Orchesticus abeillei*). **Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. 2020a.

HILTY, S. Diademed Tanager (*Stephanophorus diadematus*). **Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.diatan1.01>. 2020b.

HILTY, S.; DE JUANA, E. Olive-green Tanager (*Orthogonys chloricterus*). **Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.olgtan1.01>. 2020.

HOFFMANN, D.; DE VASCONCELOS, M.; FERNANDES, G. The fate of endemic birds of eastern Brazilian mountaintops in the face of climate change. **Perspectives in Ecology and Conservation**, nov. 2020.

HOLE, D. *et al.* Projected impacts of climate change on a continent-wide protected area network. **Ecology Letters**, v. 12, n. 5, p. 420–431, maio 2009.

HOLT, R. On the Evolutionary Ecology of Species' Ranges. **Evolutionary Ecology Research**, v. 5, n. 2, p. 159–178, 1 jan. 2003.

INGALLS, M.; DWYER, M. Missing the Forest for the Trees? Navigating the Trade-offs Between Mitigation and Adaptation under REDD. **Climatic Change**, v. 136, n. 2, p. 353–366, 20 jan. 2016.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). **Dados Geoespaciais de Referência da Cartografia Nacional e Dados Temáticos Produzidos no ICMBio**. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/dados_geoespaciais/mapa-tematico-e-dados-geoespaciais-das-unidades-de-conservacao-federais>. Acesso em: 12 dez. 2024.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **IUCN Red List of Threatened Species: *Orchesticus abeillei***. Disponível em:

<<https://www.iucnredlist.org/species/22722117/132150099>>. Acesso em: 22 jan. 2025.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org/>>. Acesso em: 20 out. 2024.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. *AR6 Synthesis Report: Climate Change 2023*. Core Writing Team: LEE, H.; ROMERO, J. (eds.). Geneva:

IPCC, 2023. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>. Acesso em: 29 jan. 2025.

JANZEN, D. Why Mountain Passes are Higher in the Tropics. **The American Naturalist**, v. 101, n. 919, p. 233–249, maio 1967.

JARAMILLO, A. Bay-chested Warbling Finch (*Castanozoster thoracicus*). In: **Birds of the World**. New York: Cornell Lab of Ornithology, 2021.

JOLY, C.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459–473, 10 set. 2014.

KÖRNER, C; SPEHN, E. **Mountain Biodiversity: A Global Assessment**. Boca Raton: Parthenon, 2002. p. 1–336.

KRABBE, N; SCHULENBERG, T; KIRWAN, G. Mouse-colored Tapaculo (*Scytalopus speluncae*). **Birds of The World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.roctap1.01>. 2020.

LEMES, P.; MELO, A. S.; LOYOLA, R. D. Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, n. 2, p. 357–368, 6 dez. 2013.

LEROY, B. *et al.* Without Quality presence-absence data, Discrimination Metrics Such as TSS Can Be Misleading Measures of Model Performance. **Journal of Biogeography**, v. 45, n. 9, p. 1994–2002, 2 jul. 2018.

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

LIU, C.; NEWELL, G.; WHITE, M. On the selection of thresholds for predicting species occurrence with presence-only data. **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 1, p. 337–348, 29 dez. 2015.

LOCATELLI, B. *et al.* Forests and Climate Change in Latin America: Linking Adaptation and Mitigation. **Forests**, v. 2, n. 1, p. 431–450, 18 mar. 2011.

MANTOVANI, W. **A Degradação dos Biomas Brasileiros**. São Paulo: EDUSP, 2003.

MARTIN, E. *et al.* Generation time and seasonal migration explain variation in spatial population synchrony across European bird species. **Journal of Animal Ecology**, v. 92, n. 9, p. 1904–1918, 13 jul. 2023.

MARQUES, M.; GRELE, C. **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest**. Cham, Switzerland: Springer, 2021.

MAWDSLEY, J.; O'MALLEY, R.; OJIMA, D. S. A Review of Climate-Change Adaptation Strategies for Wildlife Management and Biodiversity Conservation. **Conservation Biology**, v. 23, n. 5, p. 1080–1089, out. 2009.

MCCAIN, C. M. Vertebrate Range Sizes Indicate That Mountains May Be “Higher” in the Tropics. **Ecology Letters**, v. 12, n. 6, p. 550–560, jun. 2009.

MELLO, D *et al.* **Aves do Sudeste do Brasil: Guia de Identificação**. 1. ed. Rio de Janeiro: Irmãos Mello, 2020.

MEYER, A.; PIE, M.; PASSOS, F. Assessing the exposure of lion tamarins (*Leontopithecus* spp.) to future climate change. **American Journal of Primatology**, v. 76, n. 6, p. 551–562, 17 dez. 2014.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Curso à Distância sobre o Cadastro de Unidades de Conservação. 2022. Disponível em: <<https://conservation.ufpr.br/wp-content/uploads/2018/10/APOSTILA-INTRODU%C3%87%C3%83O-%C3%80S-UNIDADES-DE-CONSERVA%C3%87%C3%83O.pdf>>. Acesso em: 13 dez. 2024.

NAIMI, B.; ARAÚJO, M. B. sdm: a Reproducible and Extensible R Platform for Species Distribution Modelling. **Ecography**, v. 39, n. 4, p. 368–375, 1 mar. 2016.

OECD ENVIRONMENTAL PERFORMANCE REVIEWS. Protected Areas. **OECD Environmental Performance Reviews: Brazil 2015**, p. 231–261, 4 nov. 2015.

ORME, C. *et al.* Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. **Nature**, v. 436, n. 7053, p. 1016–1019, ago. 2005.

PEARCE-HIGGIN, J; MARTIN, K. Climate Change Impacts on Mountain Birds. In: CHAMBERLAIN, D. *et al.*, (ed.). **Ecology and Conservation of Mountain Birds**. Reino Unido: Cambridge University Press & Assessment, 2023. p. 215-247.

PEARCE-HIGGINS, J. *et al.* Drivers of climate change impacts on bird communities. **Journal of Animal Ecology**, v. 84, n. 4, p. 943–954, 6 abr. 2015.

PEARCE-HIGGINS, J. W.; GREEN, R. E. **Birds and Climate Change: Impacts and Conservation Responses**. Cambridge: Cambridge University Press, 2014.

PHILLIPS, S. *et al.* Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. **Ecological Applications**, v. 19, n. 1, p. 181–197, jan. 2009.

PHILLIPS, S.; ANDERSON, R.; SCHAPIRE, R. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, n. 3-4, p. 231–259, jan. 2006.

PRASAD, A. M.; IVERSON, L. R.; LIAW, A. Newer Classification and Regression Tree Techniques: Bagging and Random Forests for Ecological Prediction. **Ecosystems**, v. 9, n. 2, p. 181–199, mar. 2006.

PULIDO-PASTOR, A. *et al.* Identification of potential source and sink areas for butterflies on the Iberian Peninsula. **Insect Conservation and Diversity**, v. 11, n. 5, p. 479–492, 30 mar. 2018.

PULLIAM, H. Sources, Sinks, and Population Regulation. **The American Naturalist**, v. 132, n. 5, p. 652–661, nov. 1988.

QIAO, H.; SOBERÓN, J.; A. TOWNSEND PETERSON. No silver bullets in correlative ecological niche modelling: insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 6, n. 10, p. 1126–1136, 1 out. 2015.

RAHBEK, C. *et al.* Humboldt's Enigma: What Causes Global Patterns of Mountain

Biodiversity? **Science**, v. 365, n. 6458, p. 1108–1113, 12 set. 2019.

REMSEN, J. Grimpeiro (*Leptasthenura setaria*). In: **Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.artspi1.01.2020>. 2020a.

REMSEN, J. Itatiaia Spinetail (*Asthenes moreirae*). In: **Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.itaspi1.01>. 2020b.

REZENDE, C. *et al.* From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, out. 2018.

RODRIGUES, A. *et al.* Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. **Nature**, v. 428, n. 6983, p. 640–643, abr. 2004.

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

ROSE, C. Black-and-gold Cotinga (*Lipaugus ater*). [Ilustração]. In: SNOW, D.; SHARPE, C. Black-and-gold Cotinga (*Lipaugus ater*). **Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.bagcot1.01.1>. 2020.

SALES, L. *et al.* Climate change reshapes the eco-evolutionary dynamics of a Neotropical seed dispersal system. **Global Ecology and Biogeography**, v. 30, n. 5, p. 1129–1138, 27 fev. 2021.

SALISBURY, C. *et al.* The Latitudinal Gradient in Dispersal constraints: Ecological Specialisation Drives Diversification in Tropical Birds. **Ecology Letters**, v. 15, n. 8, p. 847–855, 29 maio 2012.

ŞEKERCIOĞLU, Ç. *et al.* Climate Change, Elevational Range Shifts, and Bird Extinctions. **Conservation Biology**, v. 22, n. 1, p. 140–150, 7 dez. 2007.

SCHUNCK, F. **Aves das Montanhas do Brasil: Histórico Geral e Padrões Altitudinais de Riqueza, Composição e Deslocamentos Sazonais em uma Região da Serra do Mar.**

Disponível em:

<<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41133/tde-02082019-123904/pt-br.php>>.

Acesso em: jul. 2024.

SCRIDEL, D. Ecology and Conservation of Birds in Upland and Alpine Habitats: a Report on the BOU's Annual Conference Held at the University of Leicester. **Ibis**, v. 156, n. 4, p. 896–900, 16 ago. 2014.

SHEARD, C. *et al.* Ecological Drivers of Global Gradients in Avian Dispersal Inferred from Wing Morphology. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, 18 maio 2020.

SHOO, L.; WILLIAMS, S.; HERO, J.-M. Potential Decoupling of Trends in Distribution Area and Population Size of Species with Climate Change. **Global Change Biology**, v. 11, n. 9, p. 1469–1476, set. 2005.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. Rio De Janeiro: Nova Fronteira, 2001.

SIERRA-MORALES, P. *et al.* Climate change projections suggest severe decreases in the geographic ranges of bird species restricted to Mexican humid mountain forests. **Global Ecology and Conservation**, v. 30, p. e01794, out. 2021.

SILLERO, N. *et al.* Want to Model a Species Niche? A Step-by-step Guideline on Correlative Ecological Niche Modelling. **Ecological Modelling**, v. 456, p. 109671, set. 2021.

SMALL, B. Bay-chested Warbling Finch (*Pogonotriccus eximius*). [Ilustração]. In: TONETTI, V; PIZO, M. Bay-chested Warbling Finch (*Pogonotriccus eximius*). **Birds of the World**. New York: Cornell Lab of Ornithology, 2022.

SMALL, B. Southern Bristle-Tyrant (*Castanozoster thoracicus*). [Ilustração]. In: JARAMILLO, A. Bay-chested Warbling Finch (*Castanozoster thoracicus*). In: **Birds of the World**. New York: Cornell Lab of Ornithology, 2021.

SNETHLAGE, M. *et al.* **GMBA Mountain Inventory v2**. Disponível em: <<https://www.earthenv.org/mountains>>. Acesso em: 20 dez. 2024.

SNOW, D. Serra do Mar Tyrant-Manakin (*Neopelma chrysolophum*). In: **Birds of the World**. New York: Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.sdmman1.01>. 2020.

SNOW, D.; SHARPE, C. Black-and-gold Cotinga (*Lipaugus ater*). In: **Birds of the World**. New York: Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.bagcot1.01.1>. 2021b.

SNOW, D.; SHARPE, C. Black-capped Piprites (*Piprites pileata*). In: **Birds of the World**. New York: Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.bkcpip1.01>. 2021a.

SOBRAL-SOUZA, T. *et al.* Efficiency of Protected Areas in Amazon and Atlantic Forest Conservation: A Spatio-temporal View. **Acta Oecologica**, v. 87, p. 1–7, fev. 2018.

STEINBAUER, M. *et al.* Topography-driven isolation, speciation and a global increase of endemism with elevation. **Global Ecology and Biogeography**, v. 25, n. 9, p. 1097–1107, 21 jun. 2016.

STEPHENS, P. *et al.* Consistent response of bird populations to climate change on two continents. **Science**, v. 352, n. 6281, p. 84–87, 31 mar. 2016.

STRASSBURG, B. *et al.* Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. **Nature Ecology & Evolution**, v. 3, n. 1, p. 62–70, 17 dez. 2018.

SWEET, L. *et al.* Congruence between future distribution models and empirical data for an iconic species at Joshua Tree National Park. **Ecosphere**, v. 10, n. 6, jun. 2019.

THORNTON, T. F.; COMBERTI, C. Synergies and Trade-offs Between Adaptation, Mitigation and Development. **Climatic Change**, v. 140, n. 1, p. 5–18, 13 set. 2013.

TONETTI, V. **Densidade, Seleção de Micro-habitat e Distribuição de *Phylloscartes eximius* (Aves: Tyrannidae)**. 2015. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/134130>>. Acesso em: 23/01/2025.

TONETTI, V. *et al.* Forest regeneration may reduce the negative impacts of climate change on the biodiversity of a tropical hotspot. **Diversity and Distributions**, 22 mar. 2022. Disponível

em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ddi.13523>>. Acesso em: 23/10/2024.

TONETTI, V. *et al.* The Protected Areas network may be insufficient to protect bird diversity in a fragmented tropical hotspot under different climate scenarios. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 22, n. 1, p. 63–71, 30 dez. 2024.

TONETTI, V.; PIZO, M. Southern Bristle-Tyrant (*Pogonotriccus eximius*). In: **Birds of the World**. New York: Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.sobtyr2.01.1>. 2022.

VALE, M. *et al.* **Climate Change and Biodiversity in the Atlantic Forest: Best Climatic Models, Predicted Changes and Impacts, and Adaptation Options**. Springer Nature, p. 253–267, 2021.

VANCINE, M. *et al.* The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 291, p. 110499, 1 mar. 2024.

VANDERWAL, J. *et al.* Focus on poleward shifts in species' distribution underestimates the fingerprint of climate change. **Nature Climate Change**, v. 3, n. 3, p. 239–243, 16 set. 2012.

WARREN, D. In Defense of “Niche Modeling”. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 27, n. 9, p. 497–500, set. 2012.

WATSON, J. *et al.* The performance and potential of protected areas. **Nature**, v. 515, n. 7525, p. 67–73, nov. 2014.

WHEATLEY, C. *et al.* Revising Vulnerability Assessments of Montane Birds in the Colombian Páramo to Account for Threats from Climate Change. **Biodiversity and Conservation**, v. 32, n. 13, p. 4371–4386, 24 ago. 2023.

WIENS, J. A.; SEAVY, N. E.; JONGSOMJIT, D. Protected areas in climate space: What will the future bring? **Biological Conservation**, v. 144, n. 8, p. 2119–2125, ago. 2011.

WILCZUR, J. Black-capped Piprites (*Piprites pileata*). [Ilustração]. In: SNOW, D; SHARPE, C. Black-capped Piprites (*Piprites pileata*). **Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.bkcpip1.01>. 2020a.

WILCZUR, J. Serra do Mar Tyrant-Manakin (*Neopelma chrysolophum*). [Ilustração]. In: SNOW, D. Serra do Mar Tyrant-Manakin (*Neopelma chrysolophum*). **Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.sdmman1.01>. 2020b.

WORFOLK, T. Araucaria Tit-Spinetail (*Leptasthenura setaria*). [Ilustração]. In **Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.itaspi1.01>. 2020b.

WORFOLK, T. Itatiaia Spinetail (*Asthenes moreirae*). [Ilustração]. In: **In Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.itaspi1.01>. 2020a.

WORLD COMMISSION ON PROTECTED AREAS (WCPA). **Role of protected areas in**

climate change mitigation and biodiversity conservation. Suíça: 2023. Disponível em: <<https://iucn.org/resources/information-brief/role-protected-areas-climate-change-mitigation-and-biodiversity-0L>>. Acesso em: 27/01/2025.

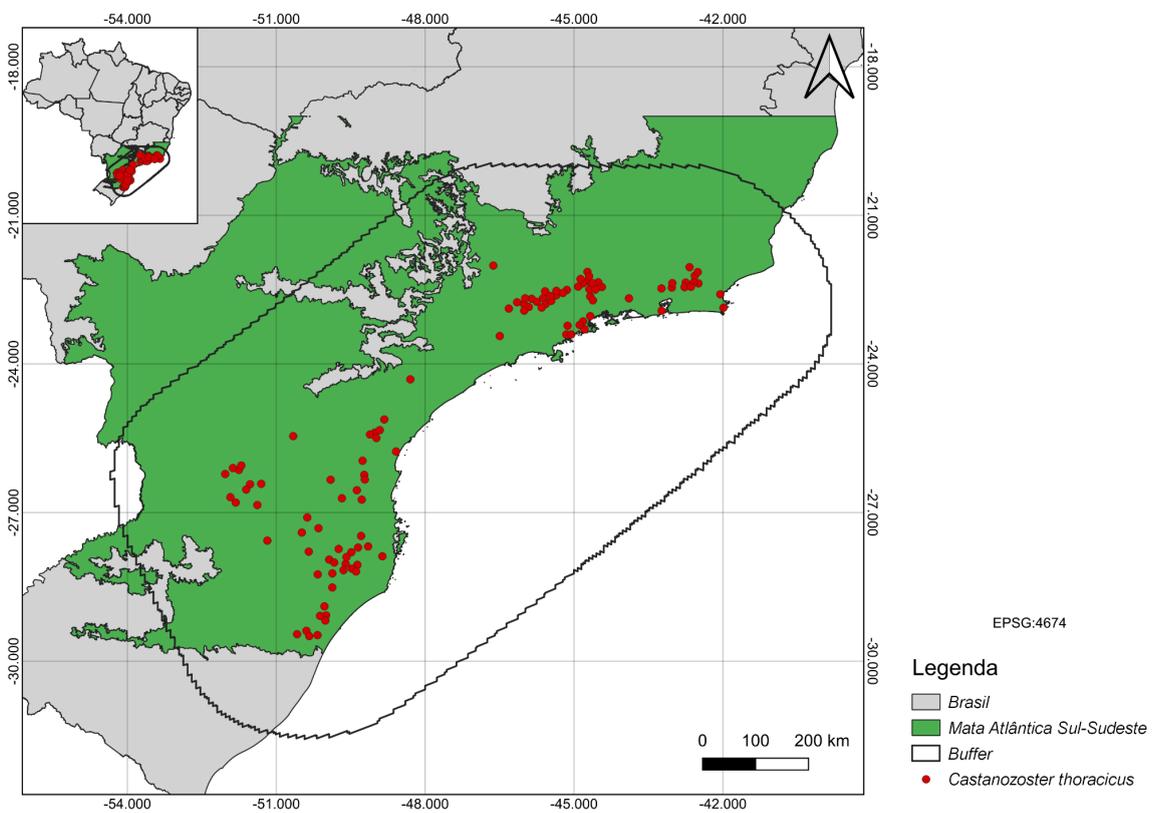
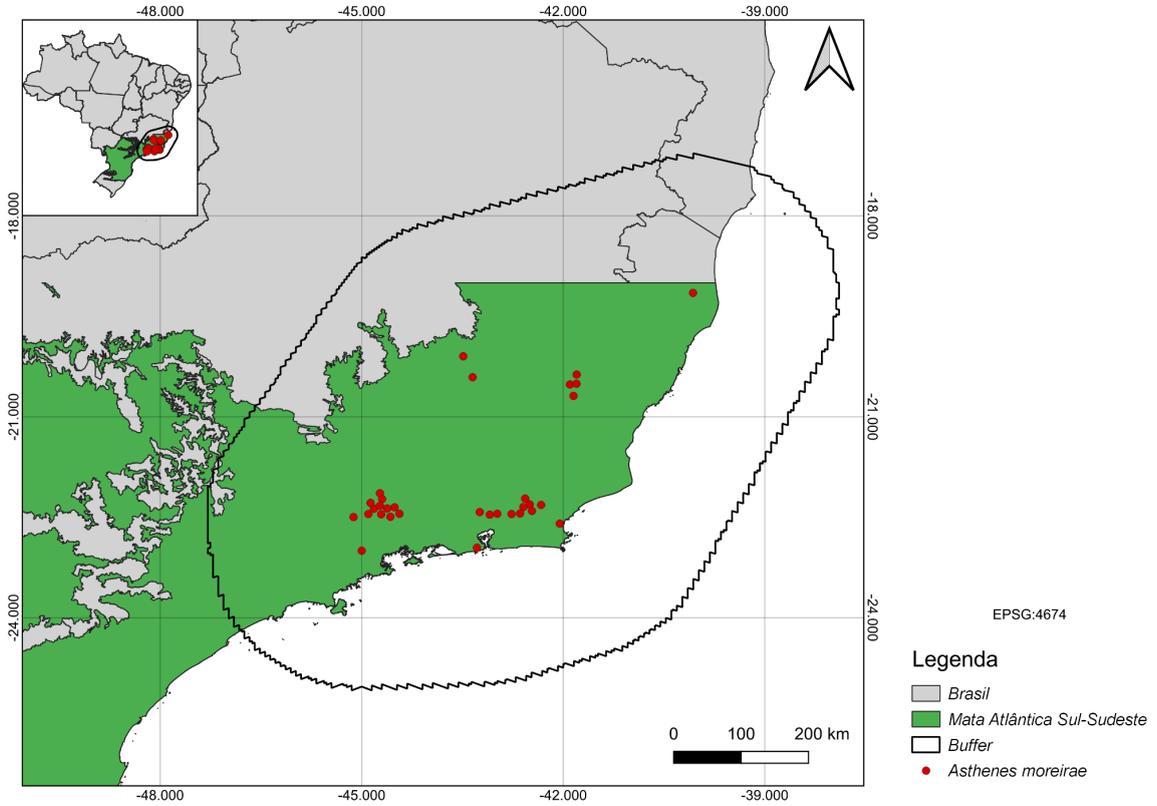
ZHAO, Z. *et al.* Comparison between optimized MaxEnt and random forest modeling in predicting potential distribution: A case study with *Quasipaa boulengeri* in China. **Science of The Total Environment**, v. 842, p. 156867, out. 2022.

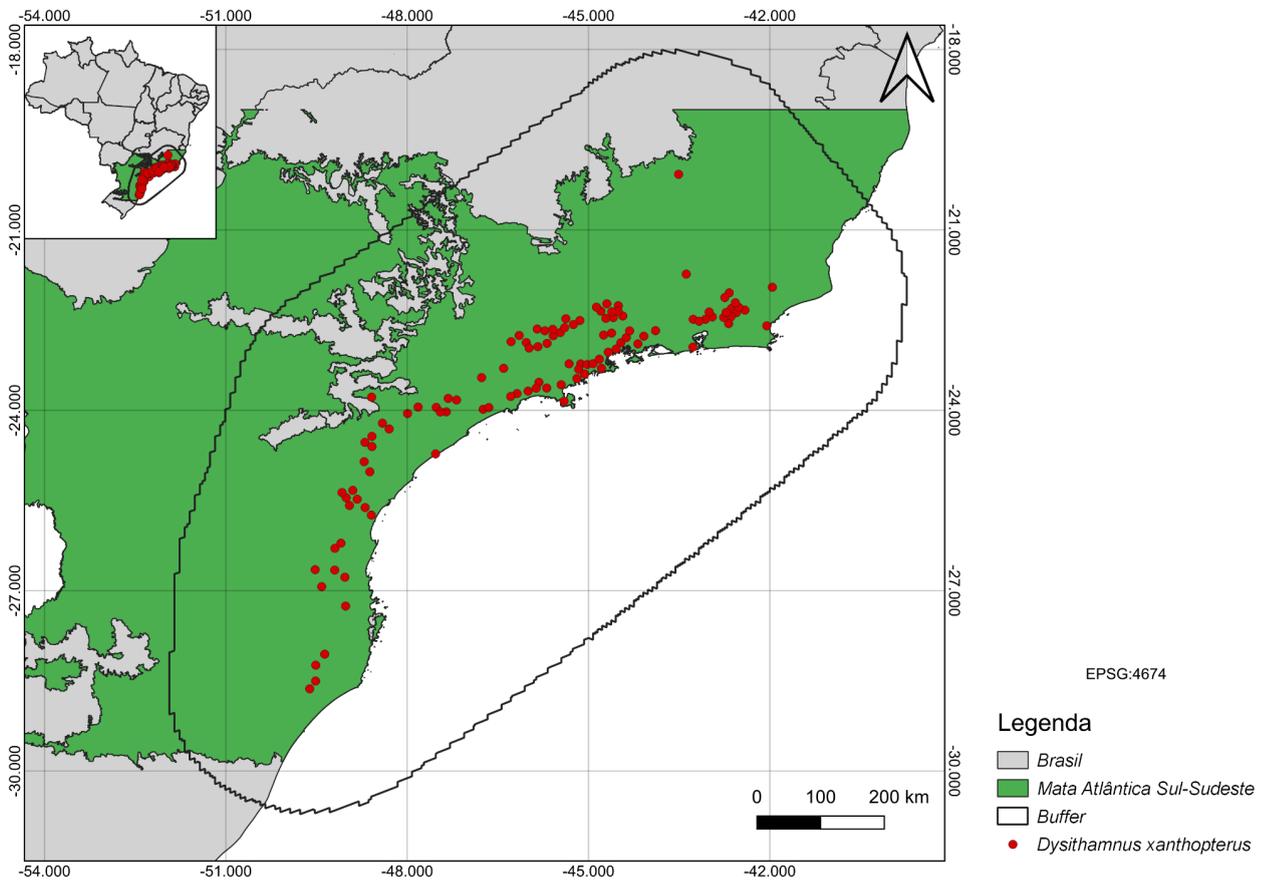
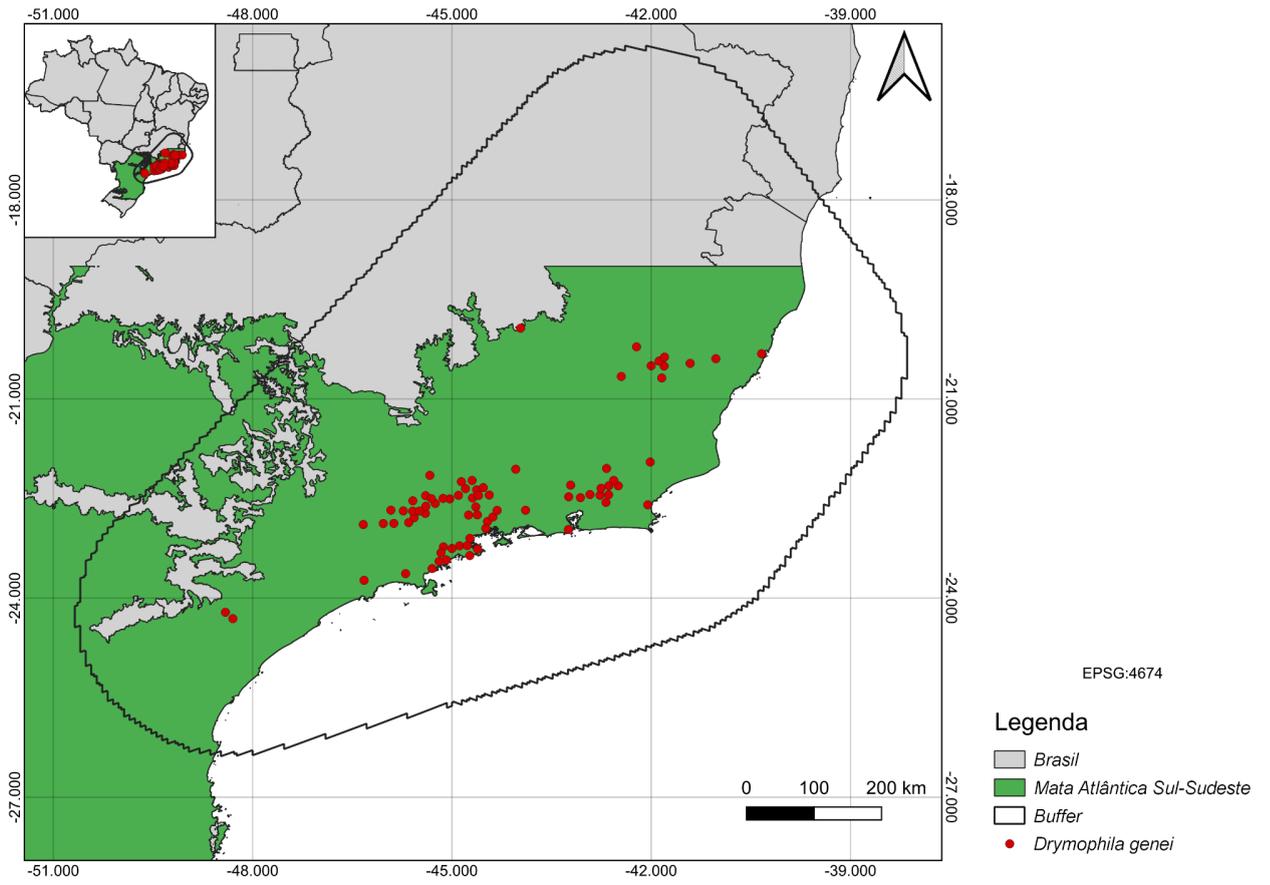
ZIMMER, K.; ISLER, M. Rufous-backed Antwireo (*Dysithamnus xanthopterus*). In: **Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.rubant2.01>. 2020a.

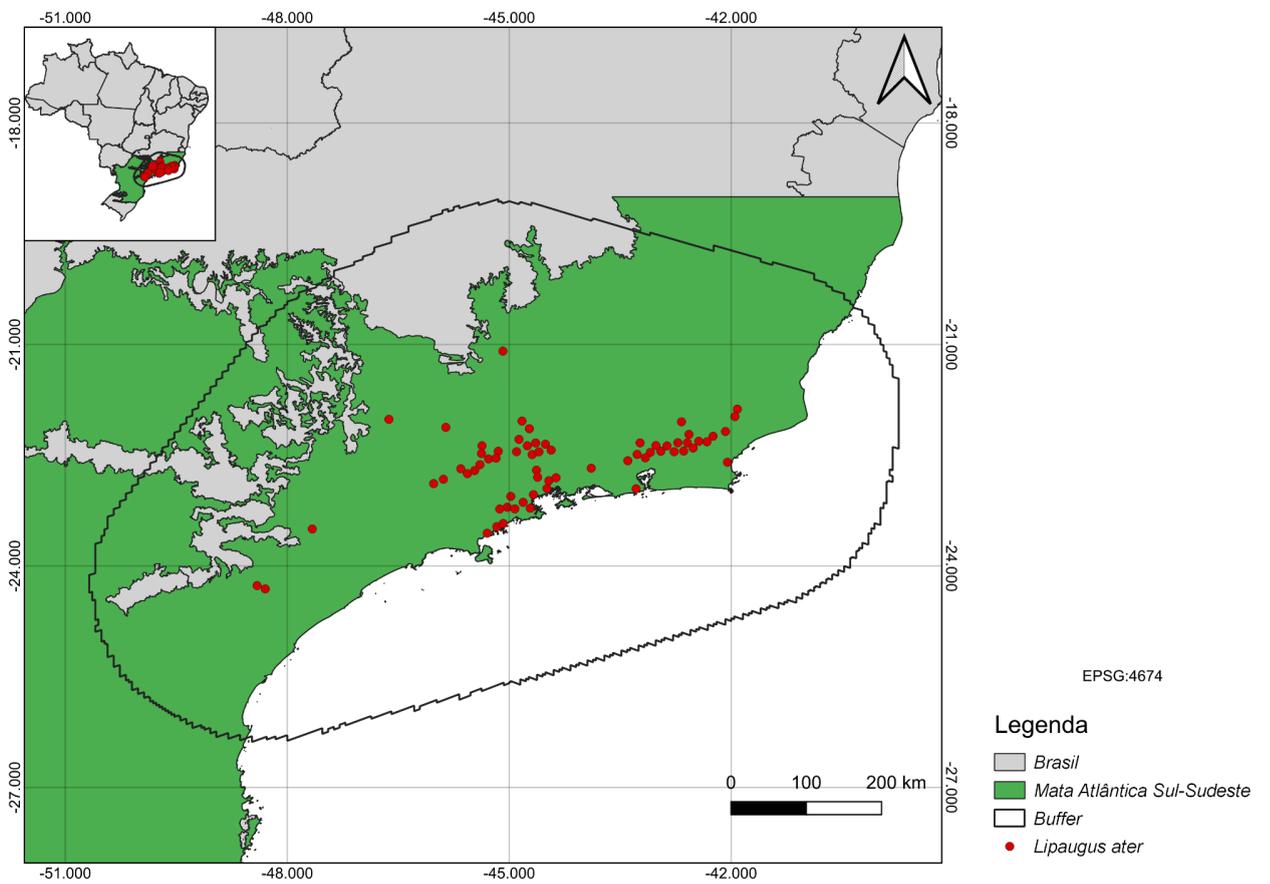
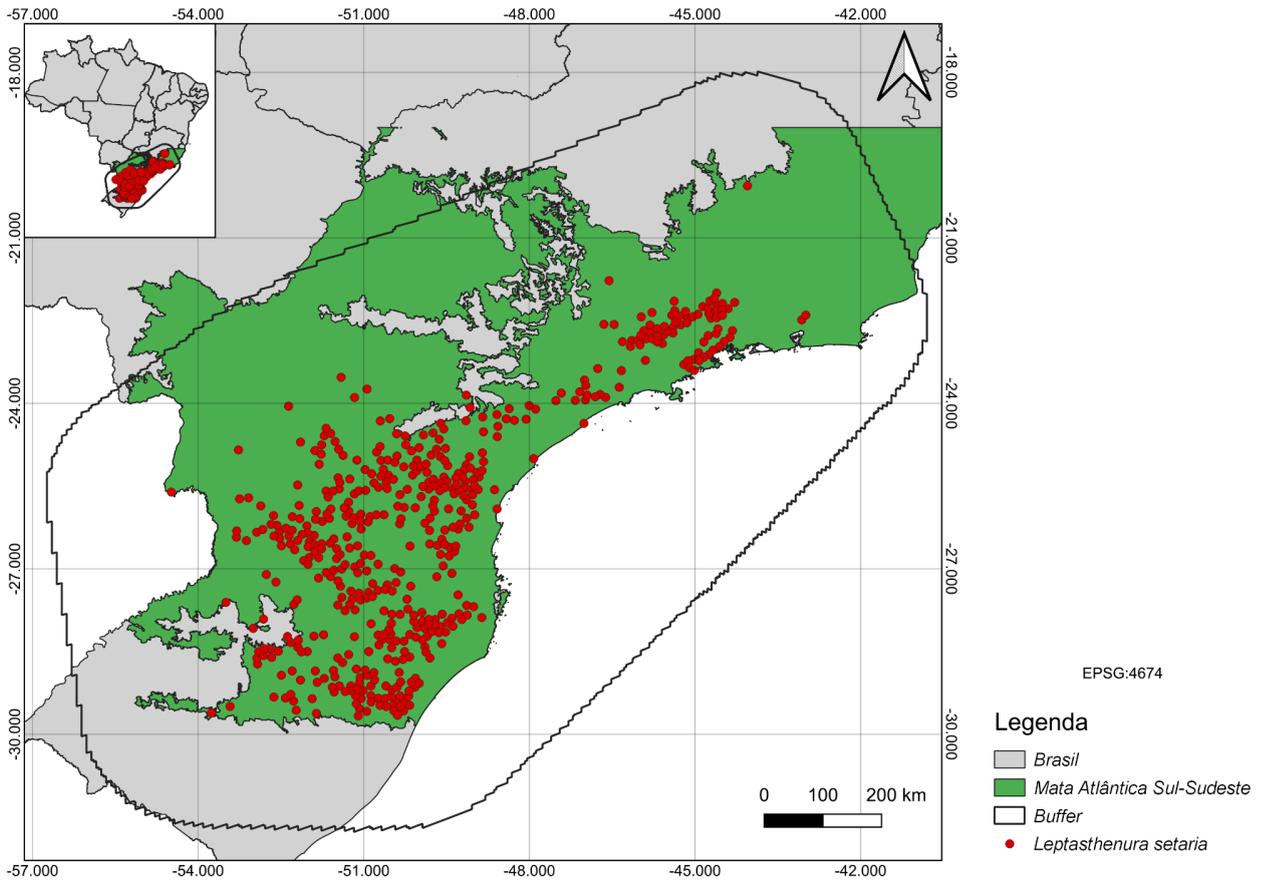
ZIMMER, K.; ISLER, M. Rufous-tailed Antbird (*Drymophila genei*). In: **Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.rutant1.01>. 2020b.

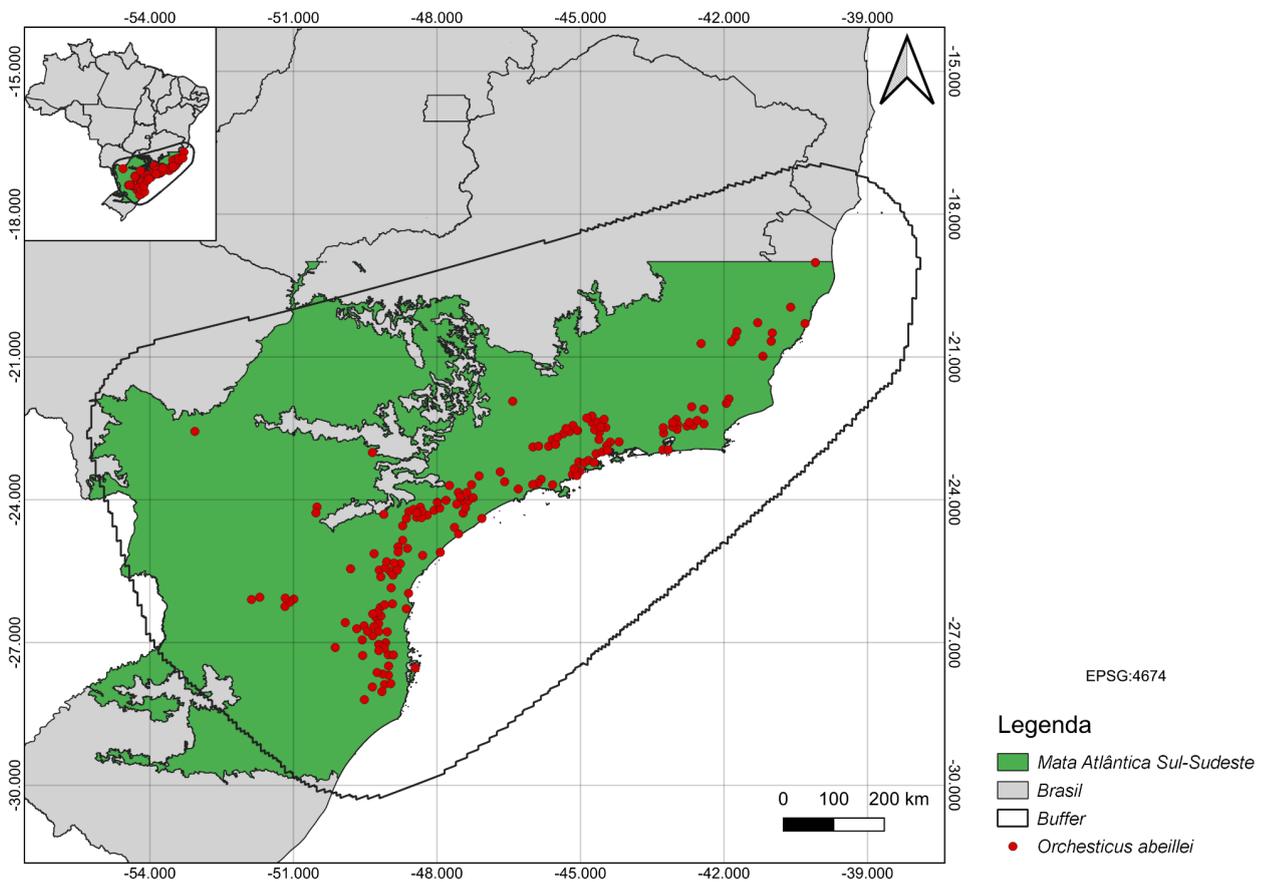
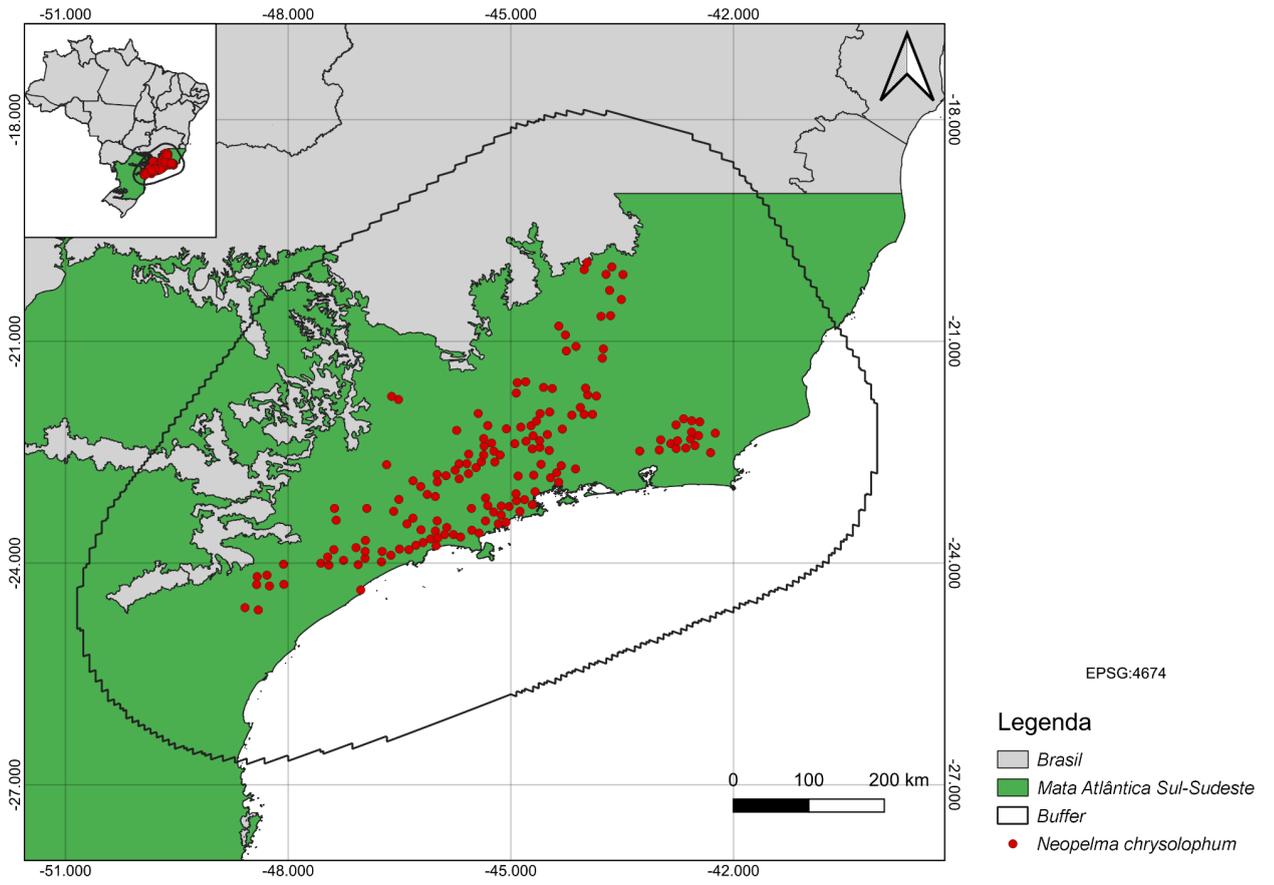
APÊNDICES

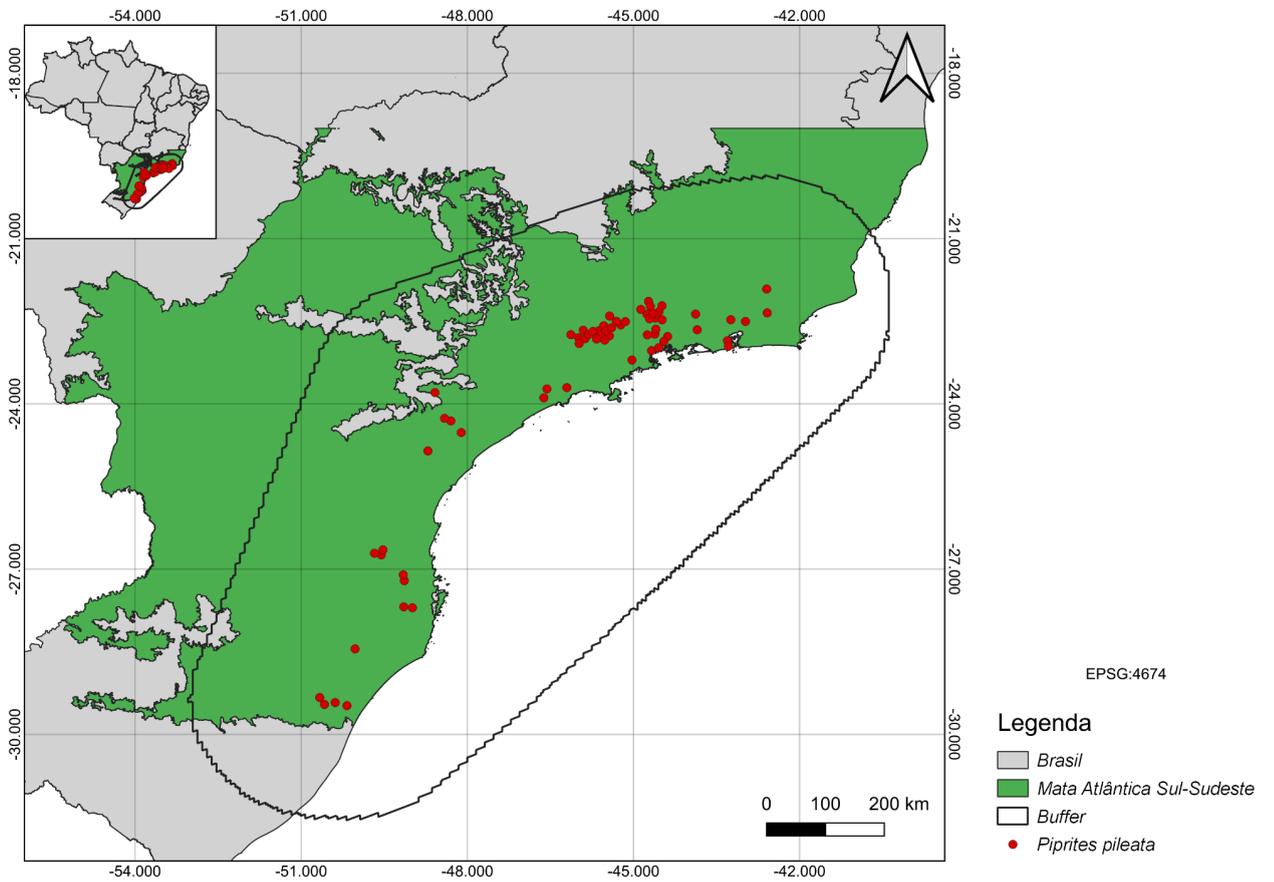
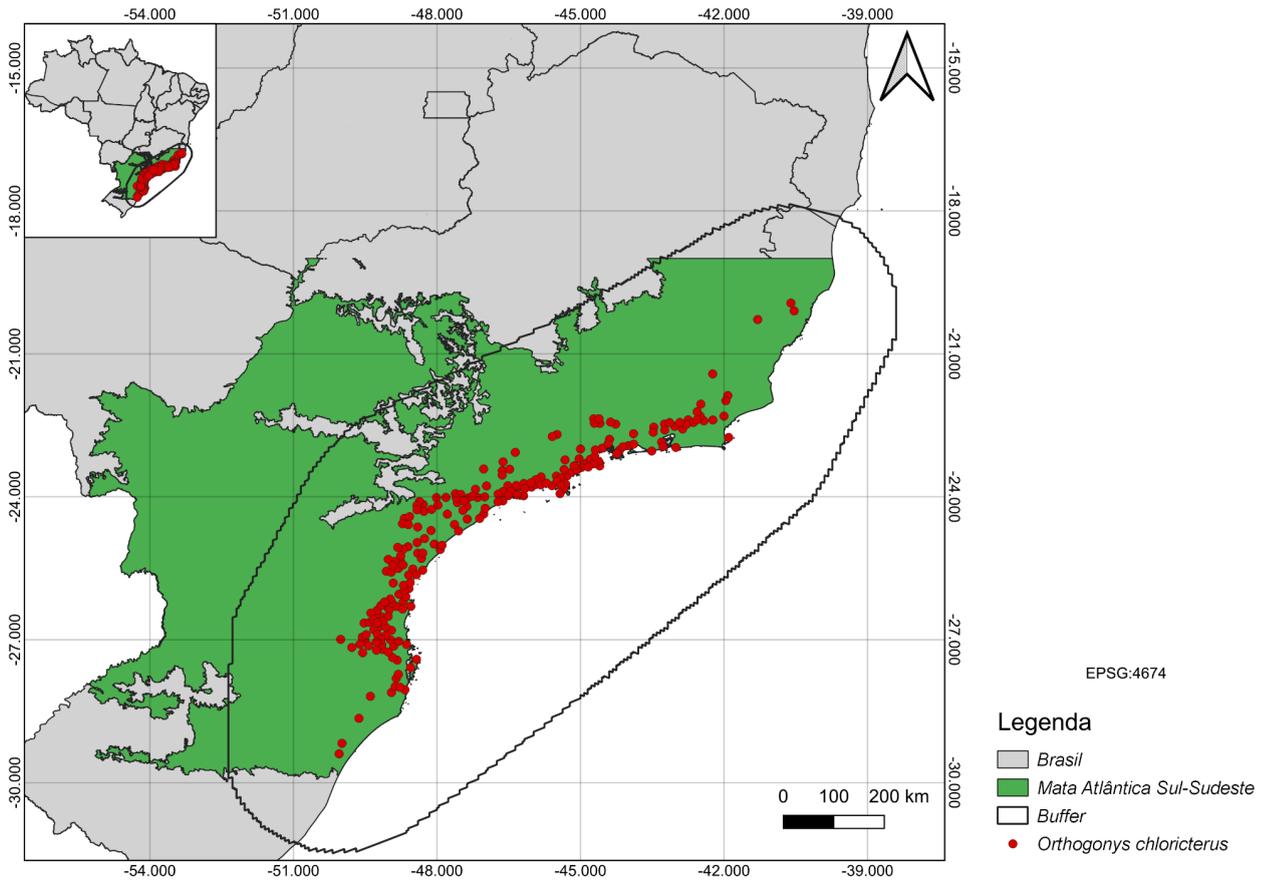
APÊNDICE A — Pontos de Ocorrências e *Buffer* das Espécies

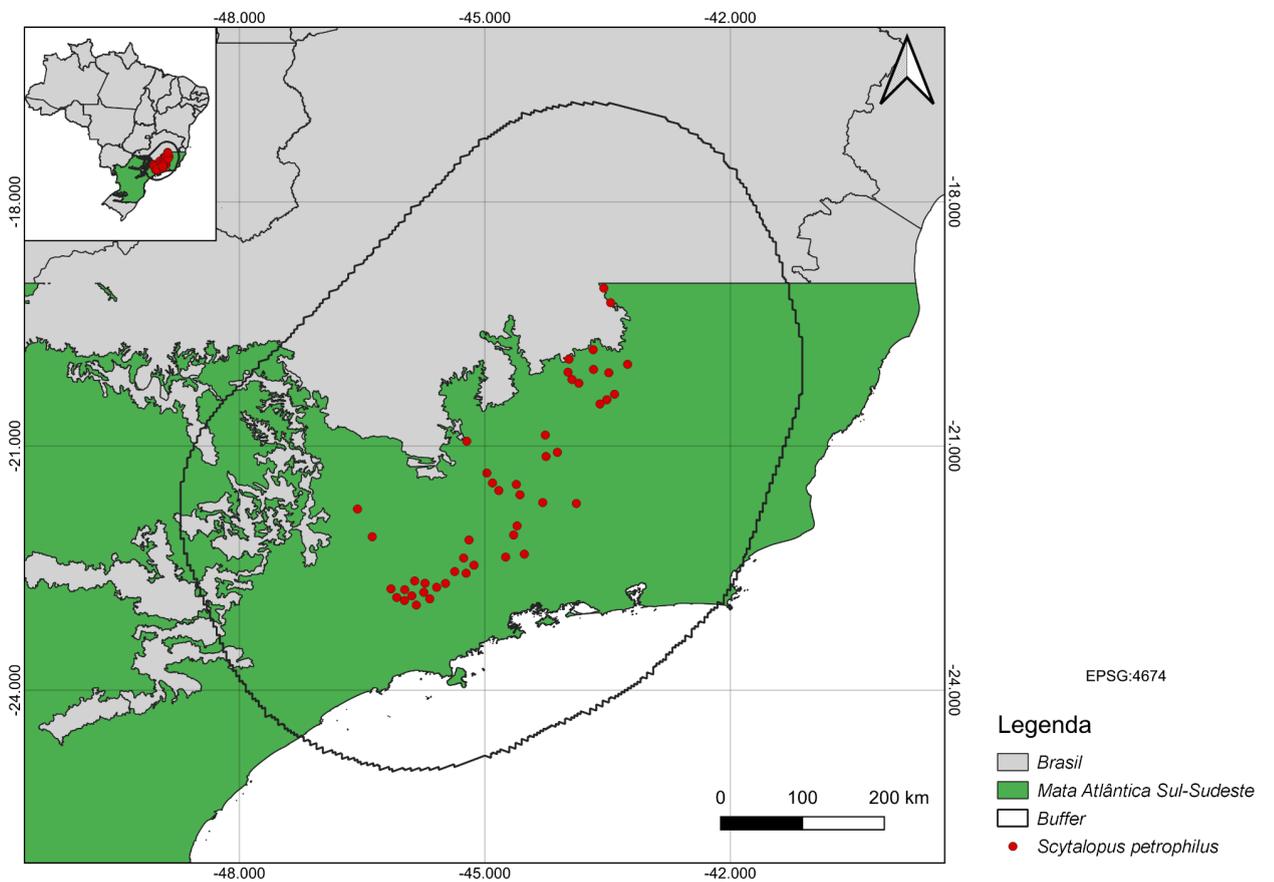
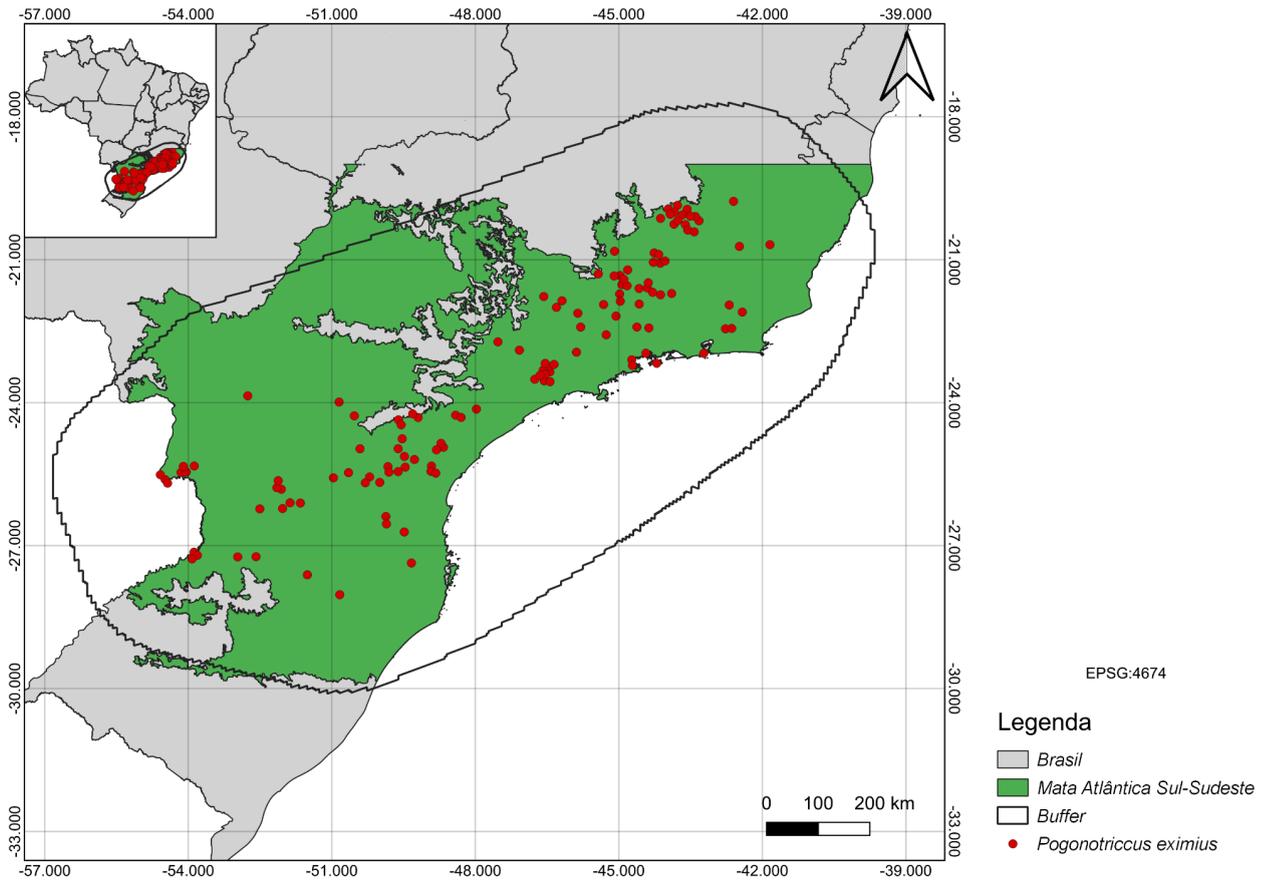


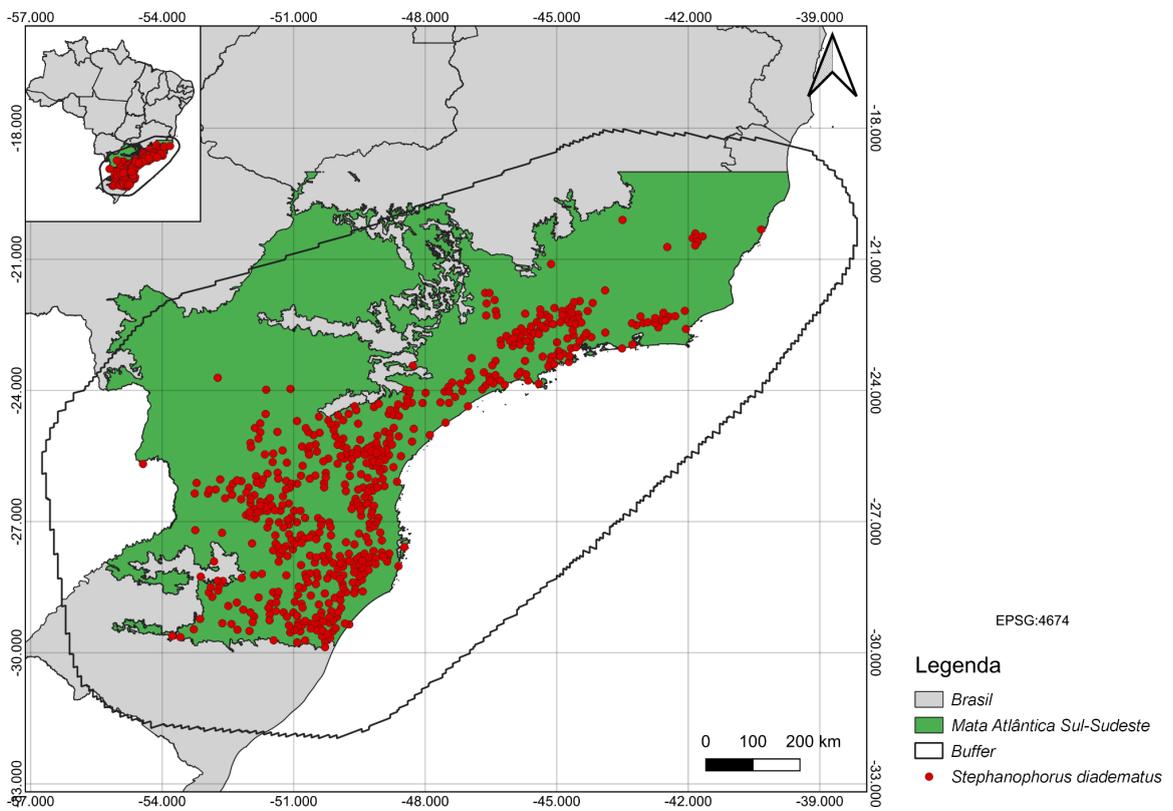
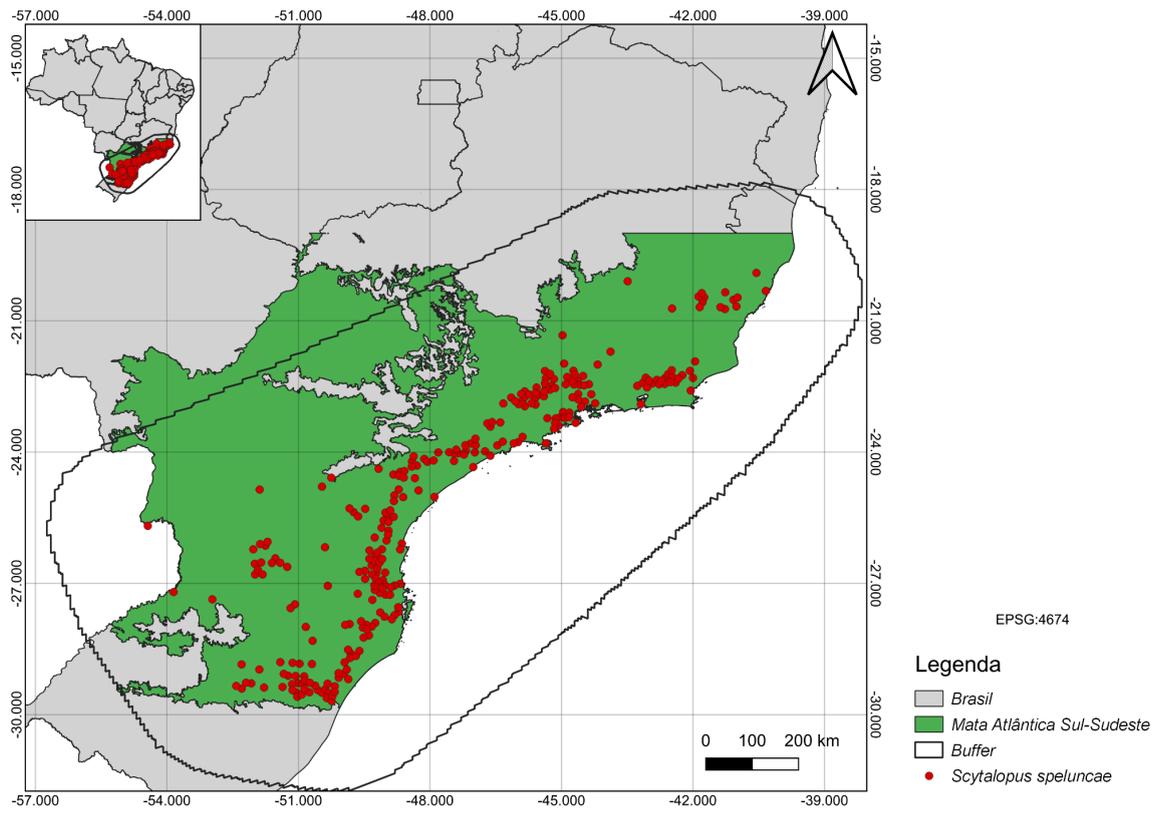












Fonte: Elaboração Própria.

APÊNDICE B — Peso de Variáveis no Desempenho dos Modelos de Nicho Ecológico

Variáveis	Peso das Variáveis (%)						
	<i>Asthenes moreirae</i>	<i>Castanozoster thoracicus</i>	<i>Drymophila genei</i>	<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	<i>Leptasthenura setaria</i>	<i>Lipaugus ater</i>	<i>Neopelma chrysolophum</i>
BIO2	-	-	6	-	-	-	-
BIO3	11,9	11,5	-	26,1	15,5	22,2	9,3
BIO4	2,8	-	3,5	-	-	2,7	-
BIO5	12,9	-	6,8	3,8	-	3,3	6,9
BIO7	-	4,5	-	1,4	1,2	-	1,7
BIO8	-	2,5	-	-	3,2	-	-
BIO9	-	-	-	-	7,4	-	-
BIO12	-	2,3	-	-	5,5	-	-
BIO13	-	7,2	-	-	1,7	15,9	5,5
BIO14	5,4	-	-	-	-	8	-
BIO15	-	-	9,9	9,2	-	-	-
BIO18	8	-	15,2	18,2	-	-	18,2
Altitude	-	-	-	-	16,7	-	-
Declividade	2,5	1,2	3,9	2,1	1,8	1	2,3

Fonte: Elaboração Própria.

APÊNDICE B — Peso de Variáveis no Desempenho dos Modelos de Nicho Ecológico

Variáveis	Peso das Variáveis (%)						
	<i>Orchesticus abeillei</i>	<i>Orthogonys chloricterus</i>	<i>Piprites pileata</i>	<i>Pogonotriccus eximius</i>	<i>Scytalopus petrophilus</i>	<i>Scytalopus speluncae</i>	<i>Stephanophorus diadematus</i>
BIO2	-	-	-	-	1,2	-	-
BIO3	21	22,2	15,2	8,5	-	17,5	11
BIO4	-	-	-	-	1,9	-	-
BIO5	-	2,2	-	-	-	-	20,4
BIO7	3,4	4,7	2,2	4,2	-	7,9	1,9
BIO8	6,8	-	8	5,2	-	3,1	3,5
BIO9	-	-	3,3	5,4	-	7,7	6,1
BIO12	-	-	19,9	6,3	-	2,2	3,4
BIO13	-	16,7	-	-	15,7	7,2	1,8
BIO14	10	9,9	-	-	-	-	-
BIO18	9,4	-	-	7,4	1,8	-	-
BIO19	-	-	-	-	-	-	-
Altitude	-	-	-	17,1	13	-	-
Declividade	1,4	2,6	3,3	3,4	1	2,5	1,9

Fonte: Elaboração Própria.