

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

**EFEITOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA DISTRIBUIÇÃO E CONSERVAÇÃO DO
PAPAGAIO-DE-PEITO-ROXO (*AMAZONA VINACEA*) (AVES: PSITTACIDAE) NA
MATA ATLÂNTICA UTILIZANDO MODELAGEM DE NICHO ECOLÓGICO**

MARIA EDUARDA DA SILVA

ITAJUBÁ
2025

MARIA EDUARDA DA SILVA

**EFEITOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA DISTRIBUIÇÃO E CONSERVAÇÃO DO
PAPAGAIO-DE-PEITO-ROXO (*AMAZONA VINACEA*) (AVES: PSITTACIDAE) NA
MATA ATLÂNTICA UTILIZANDO MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Recursos Hídricos como parte dos requisitos 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 ____ de _____ de ____.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Thiago Vernaschi Vieira Da Costa

Prof. Dr. Roger Rodrigues Torres

Dr. Vinícius Rodrigues Tonetti

ITAJUBÁ

2025

AGRADECIMENTOS

À minha mãe, que, ao longo da vida, me ensinou a acreditar em mim, assim como ela acreditava.

Aos meus avós, que sempre torcem pelo melhor em minha vida profissional e pessoal, assim como meu irmão e meus tios.

À família que construí com o Lucas, um relacionamento baseado em apoio mútuo, que me encoraja a ser melhor tanto na vida acadêmica quanto no dia a dia. Seu incentivo vai muito além das palavras, se traduzindo em incontáveis horas me ouvindo falar sobre o mestrado e buscando ativamente formas de aprimorar meu trabalho. Sou imensamente grata pelo auxílio e pela dedicação na parte de programação envolvida nesta pesquisa.

Às minhas amigas de graduação, Grazielle Santos e Luana Santos, que me auxiliaram e encorajaram na escrita do pré-projeto de pesquisa, em meio à correria do fim da graduação.

Ao meu amigo matemático, Marcelo Kenji, pelas conversas sobre estatística e programação aplicadas à modelagem. Sua solicitude em compartilhar tempo e conhecimento foi fundamental para meu aprendizado em Modelagem de Nicho Ecológico.

Aos pais do Lucas, que acompanharam essa jornada, vibrando com cada desafio superado e cada conquista alcançada.

À minha amiga Giovana Cabral, companheira na mesma linha de pesquisa, pelas inúmeras trocas e pelo apoio mútuo na pesquisa, nas disciplinas e na produção de artigos.

Ao meu orientador, professor Dr. Thiago Vernaschi (UNIFEI), por me mostrar o caminho e acreditar que era possível construir uma pesquisa sobre a distribuição de uma espécie tão emblemática quanto o papagaio-de-peito-rosa. Desde o laboratório, ainda nas discussões sobre meu Trabalho Final de Graduação, sua orientação foi essencial para a conclusão deste curso e ingresso no mestrado. Sou especialmente grata pelo apoio e pelo empréstimo do livro de referência para o processo seletivo que me possibilitou estudar para a prova.

Ao professor Dr. Gustavo Reis Brito (UNESP), por compartilhar publicamente o *script* de referência para Modelagem de Nicho Ecológico e pelos workshops ministrados, que agregaram muito ao meu conhecimento da metodologia.

Ao pós-doutorando Dr. Vinícius Tonetti, que compartilhou seu conhecimento e contribuiu significativamente para o amadurecimento das teorias e práticas da Modelagem de Nicho Ecológico. Sua disponibilidade e dedicação foram fundamentais ao longo dessa trajetória.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pelo financiamento da pesquisa e pelo apoio à construção do conhecimento científico.

*“Conservação para mim é ter condições atuais para o futuro.
É sabermos ser hóspedes desta Terra que nos hospeda”*

(Yara Schaeffer Novelli)

RESUMO

O papagaio-de-peito-roxo (*Amazona vinacea*) é uma espécie globalmente ameaçada que ocorre em áreas de Mata Atlântica de clima subtropical no sul do Brasil e em regiões montanhosas do sudeste. Sua distribuição está fortemente associada à presença de *Araucaria angustifolia*, uma de suas principais fontes alimentares. Contudo, mudanças climáticas representam um fator adicional de pressão, potencialmente alterando a distribuição da espécie e afetando os habitats adequados para sua sobrevivência. Além disso, a espécie apresenta uma distribuição fragmentada, sendo menos abundante ou até ausente em algumas áreas que, aparentemente, oferecem condições favoráveis, como locais propícios para nidificação e alimentação. Este estudo tem como objetivo prever a adequabilidade do habitat para *Amazona vinacea* na Mata Atlântica, considerando cenários climáticos atuais e futuros, e avaliar a representatividade dessas áreas dentro de unidades de conservação, frente às mudanças climáticas. Para isso, utilizou-se a modelagem de nicho ecológico com registros de ocorrência provenientes de plataformas de ciência cidadã, com o intuito de identificar áreas adequadas para a espécie e preencher lacunas de conhecimento sobre sua distribuição. Além disso, foi realizada uma análise das áreas identificadas como habitat adequado, quantificando a proporção inserida em unidades de conservação. Os resultados indicaram que, em cenários futuros, a espécie tende a expandir sua área de ocorrência, embora grande parte dessas novas áreas esteja fora dos limites de áreas protegidas. Esses achados reforçam a necessidade de estratégias de conservação que considerem a expansão da distribuição potencial da espécie e suas implicações para a proteção do papagaio-de-peito-roxo e de seu habitat.

Palavras-chave: Distribuição de espécie, Mata Atlântica, Modelagem de nicho ecológico, Papagaio-de-peito-roxo

ABSTRACT

The Vinaceous-breasted Parrot (*Amazona vinacea*) is a globally threatened species that inhabits subtropical Atlantic Forest areas in southern Brazil and mountainous regions in the southeast. Its distribution is strongly associated with the presence of *Araucaria angustifolia*, one of its main food sources. However, climate change poses an additional pressure, potentially altering the species' distribution and affecting suitable habitats for its survival. Furthermore, the species has a fragmented distribution, being less abundant or even absent in some areas that, at first glance, appear to offer favorable conditions, such as suitable nesting and feeding sites. This study aims to predict the habitat suitability for *Amazona vinacea* in the Atlantic Forest, considering current and future climate scenarios, and to evaluate the representativeness of these areas within protected areas in the context of climate change. To achieve this, ecological niche modeling was applied using occurrence records from citizen science platforms, with the goal of identifying suitable areas for the species and addressing knowledge gaps in its distribution. Additionally, an analysis of areas identified as suitable habitat was performed, quantifying the proportion included in protected areas. The results indicated that, under future scenarios, the species tends to expand its range; however, a significant portion of these new areas lies outside the boundaries of protected areas. These findings highlight the need for conservation strategies that account for the potential expansion of the species' distribution and its implications for the protection of the vinaceous-breasted amazon and its habitat.

Keywords: Atlantic Forest, Ecological Niche Modeling, Species distribution, Vinaceous-breasted Parrot

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa da área de estudo.....	19
Figura 2 - Pontos de ocorrências do papagaio-de-peito-roxo após procedimento de filtragem e espacialização geográfica.....	23
Figura 3 - Fluxograma do protocolo de Modelagem de Nicho Ecológico.....	27
Figura 4 - Curvas de resposta das variáveis que mais explicaram o modelo.....	34
Figura 5 - Mapa de adequabilidade ambiental do cenário presente.....	37
Figura 6 - Mapa de adequabilidade ambiental do futuro.....	42
Figura 7 - Projeções futuras da variável de Isotermalidade (BIO3).....	45
Figura 8 - Gráfico de área empilhada da BIO3.....	46
Figura 9 - Projeções futuras da variável de Intervalo Anual de Temperatura (BIO7).....	48
Figura 10 - Gráfico de área empilhada da BIO7.....	49
Figura 11 - Projeções futuras da variável de Temperatura Média do Trimestre Mais Úmido (BIO8).....	51
Figura 12 - Gráfico de área empilhada da BIO8.....	52
Figura 13 - Projeções futuras da variável de Precipitação Anual (BIO12).....	54
Figura 14 - Gráfico de área empilhada da BIO12.....	55
Figura 15 - Projeções futuras da variável de Precipitação do Mês Mais Úmido (BIO13).....	56
Figura 16 - Gráfico de área empilhada da BIO13.....	57
Figura 17 - Área de adequabilidade em APIs - SSP2-4.5.....	59
Figura 18 - Área de adequabilidade em APIs - SSP5-8.5.....	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Variáveis disponíveis para o processo de modelagem de <i>Amazona vinacea</i>	24
Tabela 2 - Intervalo de valores mínimo e máximos das classes das variáveis bioclimáticas.....	29
Tabela 3 - Representatividade da distribuição de espécie em áreas protegidas.....	32
Tabela 4 - Meta de proteção da espécie.....	32
Tabela 5 - Variáveis da modelagem de nicho ecológico.....	33
Tabela 6 - Área de adequabilidade nos cenários futuros.....	41
Tabela 7 - Intervalo de valores das classes da BIO3.....	46
Tabela 8 - Intervalo de valores das classes da BIO7.....	48
Tabela 9 - Intervalo de valores das classes da BIO8.....	52
Tabela 10 - Intervalo de valores das classes da BIO12.....	55
Tabela 11 - Intervalo de valores das classes da BIO13.....	57
Tabela 12 - Quantificação da presença da <i>Amazona vinacea</i> em áreas protegidas no cenário SSP2-4.5.....	59
Tabela 13 - Quantificação da da presença da <i>Amazona vinacea</i> em áreas protegidas no cenário SSP5-8.5.....	59

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APs	Áreas Protegidas
AUC	Área sob a curva
G	Espaço geográfico
GA	Áreas de distribuição apropriadas em termos de condições abióticas
GBIF	<i>Global Biodiversity Information Facility</i>
Maxent	Algoritmo de máxima entropia
MNE	Modelagem de Nicho Ecológico
NF	Conjunto de áreas que atendem às condições do nicho fundamental
PECJ	Parque Estadual Campos do Jordão
TSS	<i>True Skill Statistic</i>
UC	Unidade de Conservação
VIF	Fator de inflação da variância

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	12
2 OBJETIVOS.....	17
2.1 Geral.....	17
2.2 Específicos.....	17
3 DADOS E METODOLOGIA.....	18
3.1 Caracterização da área de estudo.....	18
3.2 Levantamento de dados secundários.....	22
3.3 Variáveis ambientais.....	23
3.4 Modelagem.....	26
3.5 Análise das Áreas protegidas.....	30
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	33
4.1 Distribuição potencial da <i>Amazona vinacea</i> no cenário presente.....	36
4.2 Distribuição potencial futura e os impactos das mudanças climáticas.....	40
4.2.1 Cenários climáticos SSP2-4.5 e SSP5-8.5.....	40
4.2.2 Influência da variável BIO3.....	44
4.2.3 Influência da variável BIO7.....	47
4.2.4 Influência da variável BIO8.....	50
4.2.5 Influência da variável BIO12.....	53
4.2.6 Influência da variável BIO13.....	56
4.3 Quantificação da área de adequabilidade ambiental dentro de áreas protegidas nas projeções futuras da distribuição.....	58
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	66
REFERÊNCIAS.....	67

1 INTRODUÇÃO

O papagaio-de-peito-roxo (*Amazona vinacea*) é um psitacídeo endêmico da Mata Atlântica, habita essas regiões de clima subtropical no sul do Brasil e em áreas montanhosas do sudeste, sendo a sua ocorrência especialmente associada à distribuição de *Araucaria angustifolia*, seu item alimentar preferencial e principal recurso alimentar durante o inverno (Bovo *et al.*, 2024; Cockle; Bodrati, 2020). É caracterizada pelo bico vermelho com a ponta esbranquiçada, pela coloração geral verde da plumagem, e por um distintivo colorido arroxeadado do pescoço ao peito (Silveira; Somenzari; Bovo, 2021). A base do bico avermelhada é uma característica exclusiva deste grupo de papagaios (Neto, Filho, 2021).

Além disso, nidifica em cavidades de árvores de grande porte (Nunes, 2010), um recurso importante para a sobrevivência das populações a longo prazo. Entre as espécies arbóreas conhecidas utilizadas para nidificação estão o angico (*Parapiptadenia rigida*), a canela (*Ocotea* sp.), a garapeira (*Apuleia leiocarpa*), o marmeleiro-do-mato (*Ruprechtia laxiflora*), e a própria *Araucaria* (Abe, 2004; Cockle *et al.* 2007).

A exemplo de outros papagaios que ocorrem na Mata Atlântica, a *Amazona vinacea* é uma espécie tipicamente florestal, encontrada tanto em casais quanto em grandes bandos (Cockle; Bodrati, 2020). Sua distribuição é ampla em termos latitudinais, abrangendo o sul e sudeste do Brasil, desde o Rio Grande do Sul até o Espírito Santo, além de áreas no sudeste do Paraguai e nordeste da Argentina, na Província de Misiones (Celeste, 2024; Sick 1997, Cockle *et al.*, 2007). No entanto, essa distribuição não é contínua, apresentando lacunas e variações significativas em sua presença ao longo do domínio da Mata Atlântica (Schiavetti; Foresti, 2002).

Ao contrário do esperado, a *Amazona vinacea* apresenta baixas abundâncias ou falta de registro da espécie em áreas florestais contíguas e similares às de ocorrência, tanto em termos de cobertura vegetal quanto de altitude, mesmo quando os requisitos para nidificação e alimentação parecem estar presentes. Embora a *Amazona vinacea* seja uma espécie emblemática e ameaçada, o conhecimento sobre esses padrões de distribuição e os processos subjacentes é limitado, informações que são essenciais para sua conservação.

As ações antrópicas, notadamente a captura ilegal e a perda de habitat decorrente do histórico processo de fragmentação que caracteriza a Mata Atlântica, representam ameaças à sobrevivência da espécie (Collar *et al.*, 1997, Urben-Filho *et al.*, 2008; Petzinger; Berreta, 2024). Algumas espécies que habitam a Mata Atlântica enfrentam desafios críticos, como a captura e o comércio ilegal de animais selvagens. Entre as 31 espécies mais afetadas, as aves são o grupo mais visado, com destaque para a família *Psittacidae*, à qual pertencem os papagaios, que são especialmente procurados como animais de estimação no Brasil (Galetti *et al.*, 2021). Por conta

disso, *Amazona vinacea* é uma espécie considerada ameaçada em nível global (IUCN, 2017) e vulnerável nacionalmente (MMA, 2022).

A fragmentação de uma área contínua ou remanescentes florestais é considerada a principal causa de perda de biodiversidade e de interações ecológicas (Silva, 2022; Vancine *et al.*, 2024; Zimmermann *et al.*, 2020), criando barreiras para o movimento de animais e comprometendo processos como dispersão de pólen e sementes, colonização e forrageamento das espécies, bem como o armazenamento de carbono e regulação de cima para baixo por meio de predadores de topo (Hubner, Povaluk, 2014; Vancine *et al.*, 2024). Em fragmentos menores que 10.000 hectares, a perda de grandes frugívoros leva à extinção funcional de suas interações, restando apenas a dispersão de sementes menores por aves generalistas, o que provoca rápidas mudanças evolutivas nas populações arbóreas (Galetti *et al.*, 2021).

A mudança na estrutura da vegetação afeta a ocorrência das aves, especialmente as montanas que são altamente sensíveis à degradação do habitat. Assim como no estudo de Soh (2019) e Neate-Cleagg (2021), que revelaram que a perda de cobertura do dossel impacta a riqueza de espécies, e a fragmentação pode restringir o deslocamento altitudinal das espécies em resposta às mudanças climáticas.

Em relação aos efeitos climáticos na biodiversidade, a América do Sul abriga muitas das espécies mais vulneráveis às mudanças climáticas, sendo uma das regiões mais ameaçadas pelo aquecimento global (Wheatley, 2023). Estima-se que 23% das espécies que habitam este continente serão extintas até o final do século, em comparação com a média global de 8% (Wheatley, 2023). Essas mudanças climáticas têm impactado significativamente a distribuição das aves, forçando muitas espécies a se deslocarem gradualmente, ao longo de gerações, para altitudes mais elevadas, onde as condições climáticas são mais adequadas ao seu nicho ecológico (Chanda, 2023; Freeman; Class, 2014; Neate-Clegg, 2021). No entanto, esse deslocamento reduz a área disponível em altitudes mais altas, ameaçando a sobrevivência dessas espécies e aumentando a probabilidade de extinção (DeLuca, 2017; Freeman; Class, 2014; Li *et al.*, 2022; Sierra-Morales, 2021; Wheatley, 2023).

As mudanças climáticas nas áreas montanhosas impactam diversos fatores, como a alteração nos recursos alimentares, a composição e estrutura do habitat, e o microclima (Chanda, 2023; DeLuca, 2017). Isso também pode resultar em extinções e alterações na distribuição de espécies, causando a perda de interações ecológicas e rupturas entre associações de predadores, patógenos e competidores (DeLuca, 2017). Para mitigar esses efeitos, são necessárias políticas ambientais rigorosas e parcerias com organizações não governamentais (Li *et al.*, 2022).

Dessa forma, a conservação de gradientes altitudinais deve ser uma meta global, pois

permitem o deslocamento necessário para a sobrevivência das espécies em resposta às mudanças climáticas (Freeman; Class, 2014). Além disso, esses ecossistemas montanos contribuem significativamente para a biodiversidade regional, devido à variedade de condições climáticas ao longo do gradiente de elevação (DeLuca, 2017). Por isso, compreender como as mudanças antrópicas afetam a distribuição de espécies montanas é crucial para promover a manutenção dessa biodiversidade global, que apresenta altos níveis de riqueza e endemismo (DeLuca, 2017; Neate-Clegg, 2021). Sobretudo, por aves de regiões montanhosas serem mais especializadas e terem baixa capacidade de dispersão, caracterizando-as como vulneráveis, o que exige proteção da espécie através do mapeamento de sua distribuição por meio de dados científicos e legislação específica (DeLuca, 2017; Li *et al.*, 2022, Neate-Clegg, 2021).

Somado a isso, a conservação das florestas montanas é essencial para a mitigação das mudanças climáticas e a promoção da supressão de carbono, uma vez que esses ecossistemas desempenham um papel crucial na redução de emissões de CO₂ e outros gases de efeito estufa (Vale *et al.*, 2021). As áreas protegidas, por exemplo, ajudam a evitar o aumento da concentração desses gases na atmosfera e protegem recursos estratégicos para o desenvolvimento sustentável do país (Vale *et al.*, 2021).

Logo, é fundamental identificar as lacunas de conhecimento sobre a relação entre as mudanças climáticas e a resposta das aves, utilizando abordagens interdisciplinares (Li *et al.*, 2022). Para isso, é essencial realizar avaliações de vulnerabilidade às mudanças climáticas que permitam a implementação de intervenções de conservação mais eficazes, prevenindo ou minimizando o declínio e a extinção de espécies (Wheatley, 2023). É igualmente importante avaliar o papel potencial das Áreas Protegidas (APs) na proteção de espécies de cenários futuros, considerando as potenciais mudanças em sua distribuição geográfica (Sierra-Morales, 2021).

A construção do conhecimento científico tem importante papel no direcionamento de ações de conservação, subsidiando decisões políticas de valores e percepções distintas sobre o ambiente e sua conservação, além de orientar a gestão da biodiversidade e identificação das ameaças à ocorrência de espécies frente às mudanças climáticas (Fileto-Dias; Lugarini; Serafini, 2014; Spironello, 2020).

O conhecimento ornitológico apresenta lacunas significativas que comprometem as avaliações da ecologia populacional e de conservação das espécies (Zimmermann *et al.*, 2020). Para promover a conservação da espécie e reduzir as ameaças, são necessárias diversas ações coordenadas, as quais envolvem múltiplos atores (Silveira; Uezu, 2011). As universidades, por exemplo, por meio da pesquisa de base ou aplicada nos grupos de estudo ornitológico (Silveira; Uezu, 2011). Historicamente, a ornitologia no Brasil se baseava em explorações estrangeiras e

espécimes em museus de história natural (Borges, 2008). No período moderno, destaca-se seu estudo nas universidades, sobretudo com pesquisas com alto potencial de aplicação para conservar e proteger as aves em ecossistemas perturbados do Brasil (Borges, 2008).

No campo da ecologia de populações, área em que este estudo se insere, os parâmetros estatísticos mais relevantes para indivíduos não marcados, ou seja, não anilhados ou identificados de alguma forma, são derivados das análises de ocorrência, que consideram registros de presença (Von Matter, 2010). Além disso, análises em macro escala a partir de dados de ocorrência georreferenciados provenientes de dados da literatura e de plataformas colaborativas *online*, podem contribuir para a compreensão da distribuição de uma espécie, como o papagaio-de-peito-roxo, em um nível regional.

Essas plataformas *online* colaborativas são denominadas de ciência cidadã e reúnem registros das espécies compartilhados por observadores voluntários de aves, os quais permitem a obtenção de pontos de coordenadas dos locais de ocorrência registrados (Silva, 2022. Zulian *et al.*, 2021). Dessa forma, consistem em uma estratégia para a coleta contínua de um grande volume de dados, abrangendo diferentes áreas e períodos de tempo do estudo em diversas escalas geográficas (Grelle *et al.*, 2021). Além disso, contribuem para o aumento do esforço amostral e a ampliação das bases de dados (Grelle *et al.*, 2021).

De fato, em uma era caracterizada pelo volume expressivo de dados, a integração de informações biológicas complementares, como registros de ocorrência emerge como um elemento fundamental para descrever dinâmicas populacionais, pois eventuais limitações de uma fonte de dados podem ser suplantadas por informações de outra (Haas, 2022). Logo, a ciência cidadã se configura como uma oportunidade promissora para preencher lacunas de conhecimento das espécies e possui grande potencial para atenuar a falta de informações referentes à distribuição da espécie na Mata Atlântica como um todo (Bovo *et al.*, 2024; Grelle, *et al.*, 2021).

Além de beneficiar a pesquisa científica de forma geral, as ações e projetos de ciência cidadã beneficiam, em uma última análise, a conservação, podendo ser utilizada como ferramenta de monitoramento da biodiversidade e de identificação de locais com maior adequabilidade ambiental, possibilitando analisar as áreas com maior probabilidade da presença da espécie (Bovo *et al.*, 2024; Grelle, *et al.*, 2021). Além disso, atua aproximando os cidadãos da academia e da pesquisa científica, o que aumenta seu pertencimento no processo de conservação das espécies (Grelle, *et al.*, 2021).

Portanto, a presente pesquisa busca investigar a distribuição do papagaio-de-peito roxo e sua conservação. Para isso, estão sendo utilizadas estratégias para refinar o conhecimento de suas ocorrências e os requerimentos habitat da espécie na região por meio do uso de ocorrências

disponibilizadas nas plataformas de ciência cidadã em análises de Modelagem de Nicho Ecológico (MNE). A MNE é uma técnica que tem possibilitado compreender melhor a ecologia distributiva das espécies, interligando informações a respeito dos registros de ocorrência de uma espécie às variáveis ambientais (Ribeiro, 2022).

Com isso, os produtos resultantes dessa modelagem e análise da distribuição geográfica potencial, podem nortear a tomada de decisões sobre estratégias e políticas conservacionistas (Ribeiro, 2022), como no caso da *Amazona vinacea*. A compreensão de aspectos de sua distribuição, junto a inferências sobre os ainda pouco conhecidos efeitos das mudanças no clima em escalas globais e as projeções para cenários futuros, pode contribuir para o desenvolvimento de novas estratégias de conservação do papagaio-de-peito-roxo, baseadas em análises mais aprofundadas. Além disso, estes esforços podem reforçar sua representação como uma espécie-bandeira chave, colaborando para a conservação dos habitats das florestas montanas e altomontanas da Mata Atlântica como um todo.

Logo, a relevância do presente estudo é justificada por múltiplas razões: por representar uma espécie ameaçada de extinção (IUCN, 2017; MMA 2022) e de hábitos frugívoros, com potencial de dispersão de sementes (Vieira, Iob, 2009); pelo fato de sua interação ecológica com a *Araucaria angustifolia*, que está listada como criticamente ameaçada de extinção (IUCN, 2011); por ser endêmica de um dos domínios mais ameaçados do país e do planeta (Schiavetti; Foresti, 2002); e, por fim, por ter a sua distribuição associada a áreas montanhosas, as quais são reconhecidamente suscetíveis a mudanças climáticas (Salisbury, 2012; Sheard *et al.*, 2020). Dessa forma, este projeto apresenta relevância tanto sob o ponto de vista teórico quanto aplicado, abrangendo aspectos ecológicos, biogeográficos e de conservação.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Investigar a distribuição conhecida da *Amazona vinacea* na Mata Atlântica.

2.2 Específicos

- Conhecer a distribuição potencial no presente da *Amazona vinacea*;
- Projetar a distribuição potencial futura para os períodos 2021-2040, 2041-2060, 2061-2080 e 2081-2100, nos cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5;
- Analisar os impactos das mudanças climáticas nas projeções futuras;
- Quantificar a proporção da área de adequabilidade futura que está dentro de Áreas de Proteção Integral.

3 DADOS E METODOLOGIA

3.1 Caracterização da área de estudo

O domínio da Mata Atlântica é característico por ser a segunda maior floresta na América do Sul e destaca-se como um *hotspot* de biodiversidade, sendo incluída na lista das 34 áreas prioritárias para a conservação diante de sua alta diversidade e endemismos de espécies (Colombo; Joly, 2010; Faria *et al.*, 2024; Marques *et al.*, 2021; Pelissari; Neto, 2013). A Mata Atlântica é uma importante provedora de Serviços Ecossistêmicos (SE) a nível global, sendo responsável pela produção de alimentos, ecoturismo baseado na biodiversidade e na conservação dos recursos hídricos, além de ser uma região em que há muitos programas de sequestro de carbono (Marques *et al.*, 2021). Quanto ao seu limite territorial, é delimitada pela Lei da Mata Atlântica, que estabelece um marco legal para sua proteção e conservação, apresentando uma extensão de 31° em latitude e 22,9° em longitude (Marques *et al.*, 2021).

Além da abordagem legal, há a caracterização da Mata Atlântica por ecorregiões, que são divisões de unidades territoriais de grande escala, formadas por conjuntos distintos de comunidades e espécies naturais com limites que se aproximam da extensão original das comunidades naturais anteriormente às mudanças no uso da terra (Olson, 2001). Trata-se de uma visão detalhada das diferentes fisionomias e paisagens que compõem a biota e as condições ambientais, permitindo uma compreensão mais profunda da sua diversidade ecológica e uma representatividade dos diferentes ambientes utilizados por uma espécie (Bovo *et al.*, 2024).

Esta classificação é uma importante ferramenta para o planejamento e a implementação de ações de conservação da biodiversidade (Bovo *et al.*, 2024; Cantidio, 2019; Olson, 2001), auxiliando na identificação de áreas prioritárias de conservação ou manejo sustentável (Marques *et al.*, 2021). Principalmente devido às complexidades geográficas, históricas e de relevo observadas na região de Mata Atlântica, o que propiciou um cenário em que as espécies não se distribuem homoganeamente e se agrupam em diferentes ecorregiões (Ribeiro, 2009). Diante desse contexto, é crucial o estudo das comunidades naturais nessas ecorregiões, a fim de compreender os padrões de distribuição da biota em larga escala e os fatores que os influenciam (Cantidio, 2019).

Portanto, a delimitação política ou geográfica precisa da Mata Atlântica adotada neste trabalho foi a delimitação proposta pela Lei da Mata Atlântica, complementada pelas ecorregiões inseridas na Argentina e Paraguai, conforme ilustrado na Figura 1. Além disso, haverá menções à classificação por ecorregiões, ao se referir a alguma sub-região deste domínio sob o ponto de vista conservacional.

Figura 1- Mapa da área de estudo



Fonte: Autoria própria

Em se tratando da sua geografia física, a Mata Atlântica no sul e sudeste do Brasil é representada por cinco tipos de vegetação florestal: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Decidual e Floresta Estacional Semidecidual (Vancine *et al.*, 2024; Carlucci; Marcilio-Silva; Torezan, 2021). A Floresta Ombrófila Densa, também denominada de Floresta Pluvial Atlântica, é uma floresta úmida e tropical perene com um estrato arbóreo de alto dossel (Carlucci; Marcilio-Silva; Marques *et al.*, 2021; Torezan, 2021), cuja cobertura da vegetação se distribui principalmente nas encostas orientais da cadeia montanhosa que corre ao longo da costa brasileira (Pizo; Tonetti, 2020). De modo geral, o clima é quente e úmido nas terras baixas e mais frio e úmido nas encostas, com temperatura média de 25°C em terras baixas e 16°C em altitudes mais elevadas, sem um período biologicamente seco durante todo o ano e excepcionalmente com dois meses de umidade escassa

(Colombo; Joly, 2010; Pedroso-Santos; 2024). A Floresta Ombrófila Aberta é uma formação vegetal caracterizada por ser úmida, possuir uma precipitação distribuída ao longo do ano e dossel aberto (Marques *et al.*, 2021).

A Floresta Ombrófila Mista, Floresta com Araucária ou ainda chamada de Mata de Araucária, ocorre em terras altas, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano e média anual de cerca de 1.500 mm de precipitação (Carlucci; Marcilio-Silva; Torezan, 2021). Ocorre em áreas de clima mesotérmico subtropical, com temperatura na faixa de 12 a 22 °C, sendo comuns geadas durante os dias mais frios (Colombo; Joly, 2010). No limite sul de distribuição, essas florestas ocorrem abaixo de 400 m acima do nível do mar (Carlucci; Marcilio-Silva; Torezan, 2021). Como o próprio nome diz, é caracterizada pela dominância da árvore conífera *Araucaria angustifolia* em regiões montanhosas (Pizo; Tonetti, 2020), assim como gênero o *Podocarpus*, característico de regiões temperadas (Marques *et al.*, 2021).

Por fim, a Floresta Estacional Semidecidual e a Floresta Estacional Decidual das regiões Sul e Sudeste, variam de acordo com as combinações locais de precipitação e solo (Carlucci; Marcilio-Silva; Torezan, 2021). Há pequenos remanescentes espalhados por todas as grandes regiões brasileiras, associados a afloramentos rochosos e solos rasos, muitas vezes calcários de florestas estacionais decíduas, em que as árvores perdem mais de 50% de suas folhas no inverno e de 20 a 50% na floresta semidecídua (Carlucci; Marcilio-Silva; Torezan, 2021; Marques *et al.*, 2021). Ocorrem em áreas com 2 a 5 meses de estação seca, na faixa de 12 a 22 °C (Colombo; Joly, 2010).

Em relação ao relevo do domínio da Mata Atlântica é altamente heterogêneo, formado por planícies sedimentares em todo seu litoral e cadeias montanhosas nas regiões Sudeste e Sul do Brasil, além de trechos no Paraguai e Argentina. Por exemplo, nas cadeias montanhosas da Mata Atlântica, e na ecorregião da Florestas da Serra do Mar, destaca-se a Serra da Mantiqueira (Cantidio, 2019). Esta cadeia montanhosa se estende por aproximadamente 400 quilômetros, abrangendo os estados de São Paulo, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro, com a maior parte localizada no estado de Minas Gerais e uma porção menor no Espírito Santo, na Serra do Caparaó (Pelissari; Neto, 2013; Pompeu, 2018). De modo geral, a Serra do Mar tem sua orientação norte-sul com variações nos gradientes altitudinais e latitudinais que vão do nível do mar até 2.891 metros na Serra do Caparaó (Marques *et al.*, 2021; Viveiros *et al.*, 2021).

A respeito do clima, as frentes frias são comuns nas regiões central e sul, causando quedas na temperatura e aumentos na precipitação, especialmente em latitudes abaixo de 15° S. A variação na precipitação e temperatura é influenciada por padrões atmosféricos, como a Zona de Convergência do Atlântico Sul, que provoca chuvas intensas durante o verão (Vale *et al.*,

2021). No Nordeste, a Zona de Convergência Intertropical é fundamental para os padrões de precipitação. A topografia, especialmente na Serra do Mar, também desempenha um papel crucial, influenciando a formação de nuvens e a distribuição da biodiversidade (Vale *et al.*, 2021).

Neste habitat do papagaio-de-peito-roxo, a Mata Atlântica, sofreu a perda de aproximadamente 72% de sua cobertura florestal original, com mais de 80% dos remanescentes menores que 50 hectares, resultando em efeitos de borda generalizados (Ribeiro, 2009; Pizo; Tonetti, 2020). Quase metade da floresta remanescente está a menos de 100 metros da borda mais próxima, e os fragmentos florestais restantes estão, em média, a 1.440 metros de distância uns dos outros, o que dificulta a movimentação das espécies (Ribeiro, 2009; Pizo; Tonetti, 2020).

Os pequenos fragmentos, embora funcionem como trampolins (*stepping stones*) que aumentam a conectividade entre fragmentos, não resolvem a fragmentação e sua eficácia diminui com o isolamento (Lira; Portela; Tambosi, 2021; Pizo; Tonetti, 2020; Ribeiro, 2009). Esses fragmentos sofrem efeito de borda, o que impede a manutenção de sua estrutura e biodiversidade, afetando a capacidade de regeneração dos remanescentes e consequentemente a provisão dos serviços ecossistêmicos (Lira; Portela; Tambosi, 2021; Pizo; Tonetti, 2020; Ribeiro, 2009).

A fragmentação, somada à redução da cobertura florestal, isolamento e mudanças no uso da terra, pode desencadear alterações climáticas e levar à homogeneização biótica, substituindo espécies nativas por exóticas invasoras (Lira; Portela; Tambosi, 2021). Além disso, a Mata Atlântica enfrenta a ameaça de degradação contínua, com cerca de 11% da cobertura florestal datando menos de 20 anos, e aproximadamente um terço das florestas nativas mais jovens têm menos de 10 anos, sendo que as florestas mais antigas são cruciais para a conservação da biodiversidade (Rosa *et al.*, 2021).

Na Mata Atlântica, os remanescentes florestais mais significativos estão em terrenos íngremes e cumes, onde a inclinação acentuada tem historicamente limitado o desenvolvimento econômico intensivo (Solórzano; Brasil; De Oliveira, 2021). No entanto, as mudanças climáticas projetadas para as próximas décadas devem redistribuir a biodiversidade, impactando negativamente tanto os serviços ecossistêmicos quanto o bem-estar humano (Galetti *et al.*, 2021). A Mata Atlântica pode sofrer uma redução na distribuição de espécies, acompanhada de movimentos altitudinais e deslocamentos em direção aos polos, agravada pela interação entre mudanças climáticas e uso da terra, o que pode dificultar as migrações induzidas pelo clima (Galetti *et al.*, 2021).

3.2 Levantamento de dados secundários

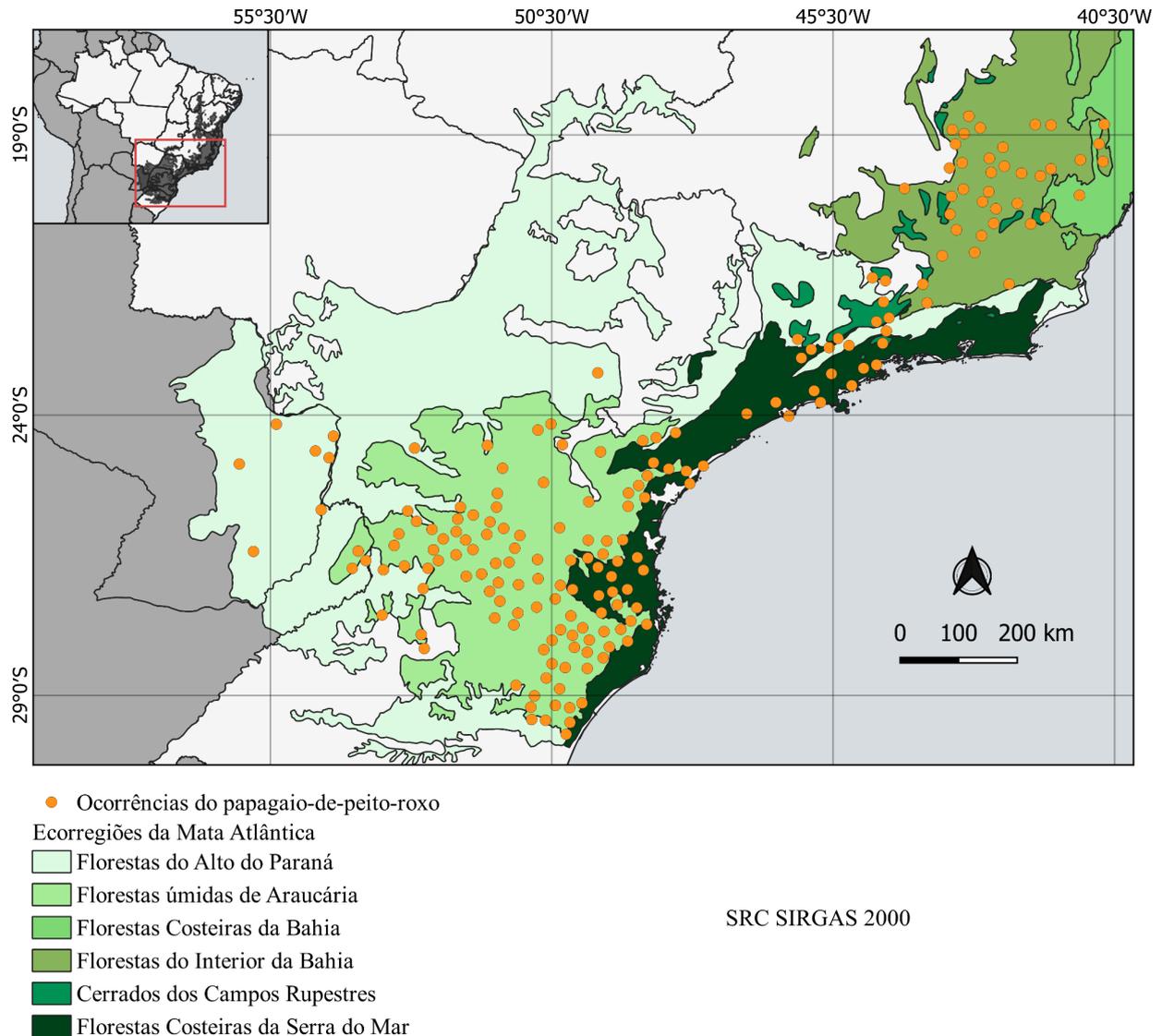
Neste estudo foi elaborada uma base de dados de ocorrência do papagaio-de-peito-roxo na Mata Atlântica, utilizando dados disponibilizados em plataformas de ciência cidadã. Foram utilizadas nesta pesquisa: Xeno-Canto (<https://xeno-canto.org>), GBIF (<https://www.gbif.org>) e iNaturalist (www.inaturalist.org).

O Xeno-Canto é uma plataforma que hospeda gravações de áudio de aves, incluindo a localização geográfica por município (Xeno-Canto, 2019). Para sintetizar essa gama de informações dos registros da *Amazona vinacea* e comparar a junção das diferentes fontes de dados, foram baixados os registros do banco de dados *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF), reconhecido como o maior portal de dados com registros de coleta (Raes *et al.*, 2018). Assim como o GBIF, outro repositório *online* foi utilizado, o iNaturalist que consiste em uma plataforma de ciência cidadã que incentiva a exploração e conscientização sobre a biodiversidade local, além de permitir o uso de informações descritivas dos registros (Soares; Hamanaka; Maculan, 2021).

Os dados de presença obtidos por essas plataformas de ciência cidadã foram submetidos a um pré-processamento e tratamento dos registros de ocorrência de espécies no ambiente R Studio. Desse modo, apenas registros filtrados foram utilizados na modelagem, ou seja, pontos de ocorrência com coordenadas geográficas informadas do local do registro e que estão bem distribuídos ao longo da área de ocorrência. Além disso, os registros vazios ou duplicados ou ainda com apenas uma informação espacial generalista da localização, como município, propriedade particular ou estrada foram removidos, a fim de evitar resultados superestimados e incertos (Bovo *et al.*, 2024).

Somado a isso, permaneceram no estudo somente registros coletados após 2004, a fim de não incluir no modelo, pontos de localidades onde a espécie está extinta (Peterson *et al.*, 2011). Além disso, aplicou-se o critério de espacialização, mantendo uma distância mínima de 23 km entre os registros, baseada na dispersão máxima conhecida do congênere *Amazona pretrei* (Ferraz *et al.*, 2021) por meio do pacote "spThin", resultando em 190 registros, os quais estão apresentados na Figura 2. Essa abordagem visou reduzir o viés de amostragem e garantir maior confiabilidade no desempenho dos modelos (Mota *et al.*, 2022).

Figura 2 - Pontos de ocorrências do papagaio-de-peito-roxo após procedimento de filtragem e espacialização geográfica



Fonte: Autoria própria

3.3 Variáveis ambientais

Utilizou-se variáveis contínuas de uso e cobertura do solo, bioclimáticas e topográficas para descrever as condições ambientais toleradas pela espécie, conforme detalhado na Tabela 1. Essas variáveis são funcionalmente relevantes à biologia da espécie, caracterizando seu habitat na questão do clima, relevo, mas também aquelas que são limitantes a sua distribuição potencial, como por exemplo, as barreiras antrópicas, com a alteração do uso e cobertura da terra e urbanização (Ferraz *et al.*, 2021).

Os dados de uso e cobertura do solo, referem-se ao produto derivado de sensoriamento remoto global e informações de consenso sobre a prevalência das classes de cobertura do solo

com resolução de 1 km. Neste estudo, foram incluídas as classes de Árvores latifoliadas perenes, Árvores folhosas caducifólias e área urbano/construída (Tuanmu, 2014).

Os dados bioclimáticos foram obtidos para as condições climáticas atuais (1970-2000) e para as condições projetadas em quatro intervalos de tempo futuro (2021 a 2040, 2041 a 2060, 2061 a 2080 e 2081 a 2100) obtidas a partir do modelo climático de circulação global MIROC6 (*Model for Interdisciplinary Research on Climate*) com base em cenários de Percursos Socioeconômicos Partilhados (SSPs). O último relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) utiliza destes Percursos Socioeconômicos Partilhados, os quais são cenários diferentes para o desenvolvimento global que por sua vez levam ao aumento das temperaturas médias globais entre 2 e 4 °C (IPCC, 2023). Essa abordagem metodológica explora as complexas interações entre fatores socioeconômicos e as alterações climáticas globais, analisando demografia, educação e economia, e suas respectivas influências nos níveis de emissões de gases de efeito estufa (Riahi *et al.*, 2017; Gupta *et al.*, 2024).

Nesta pesquisa, utilizou-se dois cenários: o SSP2-4.5 que é o menos pessimista, com emissões moderadas de gases do efeito estufa, crescimento moderado da população global e degradação ambiental, com medidas de proteção climática sendo tomadas (Alves *et al.*, 2024). Enquanto, o SSP5-8.5, o mais pessimista, com emissões altas de gases do efeito estufa, exploração intensificada de recursos de combustíveis fósseis com problemas ambientais crescentes (Alves *et al.*, 2024).

No cenário SSP2-4.5, denominado "Caminho do Meio" (Middle-of-the-Road), as prioridades socioeconômicas são equilibradas, mas a desigualdade social varia de moderada a alta (O'Neill *et al.*, 2017; Riahi *et al.*, 2017). Esse cenário retrata o desenvolvimento intermediário, mantendo-se próximas aos padrões históricos, mas com disparidades significativas entre regiões ou grupos sociais (O'Neill *et al.*, 2017; Riahi *et al.*, 2017). Embora haja algumas melhorias sociais e tecnológicas, a sustentabilidade e a mitigação das emissões de gases de efeito estufa não recebem um compromisso forte (O'Neill *et al.*, 2017; Riahi *et al.*, 2017). Em linhas gerais, prevê-se que as emissões globais de CO₂ aumentem até o ano de 2040, quando começam a declinar, o que reforça a necessidade de ações de mitigação e adaptação às mudanças climáticas, com foco na redução da desigualdade e no fortalecimento da resiliência (Riahi *et al.*, 2017; Gupta *et al.*, 2024).

Já o cenário SSP5-8.5, denominado de "Desenvolvimento Fossilizado" (Fossilized Development), caracteriza um futuro em que as prioridades econômicas prevalecem sobre as preocupações ambientais (O'Neill *et al.*, 2017), resultando em altas emissões de gases de efeito estufa, que apenas começam a declinar a partir de 2090. Consequentemente, esse cenário projeta

mudanças climáticas mais intensas, refletindo uma trajetória menos sustentável (Gupta et al., 2024). Isso implica sérios riscos para o clima global, com consequências severas devido ao aumento das temperaturas, agravando problemas ambientais e sociais (Gupta et al., 2024).

Nesse contexto, o estudo desses cenários oferece uma visão das possíveis trajetórias que a humanidade poderá enfrentar, dependendo das decisões tomadas ao longo do tempo. A análise dessas dinâmicas evidencia a interação entre sociedade, economia e meio ambiente, proporcionando percepções para a formulação de políticas e estratégias voltadas a enfrentar os desafios globais relacionados ao clima, questões socioeconômicas e conservação (Riahi et al., 2017).

Tabela 1 - Variáveis contínuas disponíveis para o processo de modelagem de *Amazona vinacea*

Nome	Descrição	Resolução espacial	Fonte
Classe 2	Árvores latifoliadas perenes	1 km	EarthEnv, https://www.earthenv.org/landcover ; Tuanmu, 2014
Classe 3	Folhosas caducifólias	1 km	EarthEnv, https://www.earthenv.org/landcover ; Tuanmu, 20142005
Classe 9	Urbano/Construído	1 km	EarthEnv, https://www.earthenv.org/landcover ; Tuanmu, 2014
Bio1	Temperatura Média Anual	30 s (1 km)	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html ; Fick e Hijmans, 2017
Bio2	Intervalo Diurno Médio (Média Mensal da (temperatura máxima - temperatura mínima))	30 s (1 km)	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html ; Fick e Hijmans, 2017
Bio3	Isotermalidade (BIO2/BIO7) (×100)	30 s (1 km)	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html ; Fick e Hijmans, 2017
Bio4	Sazonalidade da Temperatura (desvio padrão ×100)	30 s (1 km)	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html ; Fick e Hijmans, 2017
Bio5	Temperatura Máxima do Mês Mais Quente	30 s (1 km)	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html ; Fick e Hijmans, 2017
Bio6	Temperatura Mínima do Mês Mais Frio	30 s (1 km)	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html ; Fick e Hijmans, 2017
Bio7	Intervalo Anual de Temperatura (BIO5-BIO6)	30 s (1 km)	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html ; Fick e Hijmans, 2017

Bio8	Temperatura Média do Trimestre Mais Úmido	30 s (1 km)	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html ; Fick e Hijmans, 2017
Bio9	Temperatura Média do Trimestre Mais Seco	30 s (1 km)	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html ; Fick e Hijmans, 2017
Bio10	Temperatura Média do Trimestre Mais Quente	30 s (1 km)	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html ; Fick e Hijmans, 2017
Bio11	Temperatura Média do Trimestre Mais Frio	30 s (1 km)	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html ; Fick e Hijmans, 2017
Bio12	Precipitação Anual	30 s (1 km)	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html ; Fick e Hijmans, 2017
Bio13	Precipitação do Mês Mais Úmido	30 s (1 km)	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html ; Fick e Hijmans, 2017
Bio14	Precipitação do Mês Mais Seco	30 s (1 km)	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html ; Fick e Hijmans, 2017
Bio15	Sazonalidade da Precipitação (Coeficiente de Variação)	30 s (1 km)	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html ; Fick e Hijmans, 2017
Bio16	Precipitação do Trimestre Mais Úmido	30 s (1 km)	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html ; Fick e Hijmans, 2017
Bio17	Precipitação do Trimestre Mais Seco	30 s (1 km)	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html ; Fick e Hijmans, 2017
Bio18	Precipitação do Trimestre Mais Quente	30 s (1 km)	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html ; Fick e Hijmans, 2017
Bio19	Precipitação do Trimestre Mais Frio	30 s (1 km)	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html ; Fick e Hijmans, 2017
altitude_ br	Altitude	1 km	https://www.dpi.inpe.br/Ambdata/altitude.php

Fonte: Autoria própria.

Para detectar a colinearidade entre as variáveis preditivas, aplicou-se o fator de inflação da variância (VIF) no software R, o qual é baseado no quadrado do coeficiente de correlação múltipla, resultante da regressão da variável preditora contra todas as outras variáveis predictoras, sendo que um VIF maior que 10 é um sinal de que o modelo tem um problema de colinearidade (Naimi; Araújo, 2016). Nesta modelagem, a fim de selecionar as variáveis mais importantes,

utilizou-se o VIF maior que 5 como sinal de variáveis correlacionadas (Konowalik; Nosol, 2021).

3.4 Modelagem

A Modelagem de Nicho Ecológico (MNE) tem sido amplamente utilizada nas últimas três décadas para estimar os efeitos potenciais das mudanças climáticas sobre a distribuição geográfica das espécies (DeLuca, 2017). Esses modelos correlacionam registros de ocorrência da espécie com variáveis ambientais, identificando áreas com condições ambientais adequadas para a sua presença (Sillero; Barbosa, 2020). Além disso, a MNE permite inferir o grau de adequabilidade das diferentes áreas para a espécie (Raes *et al.*, 2018).

O conceito de nicho ecológico é central nesse contexto, sendo descrito como um espaço multidimensional definido por variáveis ambientais que influenciam diretamente a fisiologia de uma espécie, e dentro do qual a taxa de crescimento populacional é positiva (Peterson *et al.*, 2011). Para os animais, esses fatores podem incluir limites térmicos, disponibilidade de água, alimento e habitat, por exemplo (Peterson *et al.*, 2011).

O nicho realizado, por sua vez, representa o conjunto de condições onde uma espécie realmente ocorre, restringido por interações bióticas negativas e pela capacidade de dispersão e trata-se de um subconjunto do nicho fundamental. Este último, de forma teórica, abrange as condições ambientais em que uma espécie poderia sobreviver e crescer, na ausência de restrições bióticas e limitações de dispersão (Guisan; Thuiller; Zimmermann, 2017). Quando considerados os limitantes de competição e outras interações bióticas negativas, dispersão, restrições geográficas e históricas no nicho realizado, este pode ser referido como nicho ocupado (Sillero *et al.*, 2021).

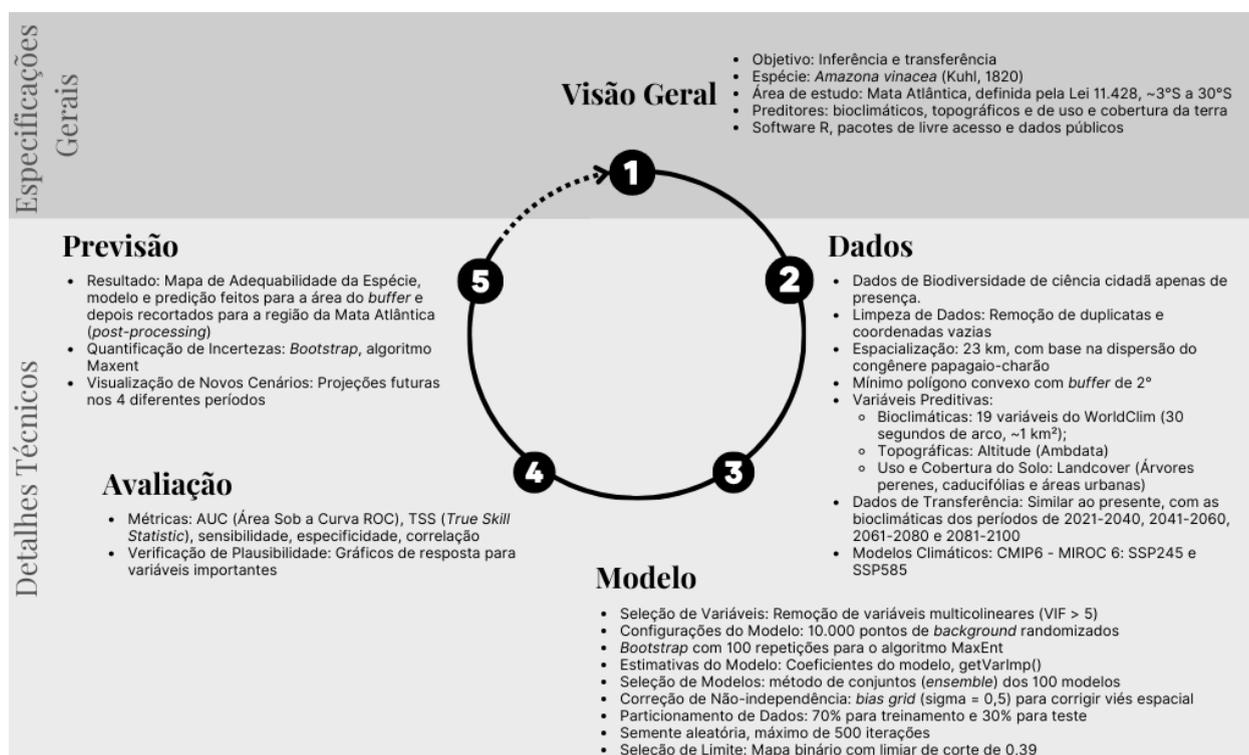
Essas relações podem ser visualizadas por meio do diagrama BAM (Peterson *et al.*, 2011; Soberón; Nakamura, 2009), que integra três componentes principais que afetam a distribuição das espécies: B (fatores bióticos), A (fatores abióticos) e M (capacidade de dispersão). O componente A refere-se às condições ambientais, também chamadas de cenopoéticas, que definem o nicho fundamental da espécie, como temperatura e precipitação. B representa as interações bióticas, ou denominadas de fatores eltonianos, como a presença de predadores, competidores ou organismos simbióticos, que podem limitar a presença da espécie. Por fim, M refere-se às barreiras geográficas ou ecológicas que afetam a movimentação da espécie, dificultando a dispersão. A interseção desses três componentes define o nicho realizado, que corresponde ao espaço geográfico onde a espécie de fato habita.

Ao modelar os processos que definem a área de distribuição das espécies, identificam-se

áreas adequadas para uma espécie habitar, baseando-se em requisitos ecológicos e ambientais da espécie (Guisan; Thuiller; Zimmermann, 2017; Peterson; Soberón, 2012). Nesse sentido, trata-se de uma aproximação do nicho realizado fornecida pelos modelos que podem gerar previsões e ser uma ferramenta para conservação (Guisan; Thuiller; Zimmermann, 2017).

Dado esse contexto da modelagem, as especificações gerais e os detalhes técnicos podem ser visualizados na Figura 3 e em seguida serão melhor detalhados.

Figura 3 - Fluxograma do protocolo de Modelagem de Nicho Ecológico



Fonte: Autoria própria, baseado em Zurell *et al.*, 2020.

O objetivo desta modelagem foi inferir as preferências de habitat e tolerâncias climáticas de *Amazona vinacea* na Mata Atlântica e prever possíveis mudanças em sua distribuição futura sob diferentes trajetórias socioeconômicas. O modelo conceitual e a hipótese inicial é que a espécie está em pseudo-equilíbrio, ou seja, a espécie ocupa todos os habitats adequados onde pode se dispersar (Zurell *et al.*, 2020). Quanto aos preditores necessários, assume-se que estão disponíveis e não possuem erros.

Utilizou-se o algoritmo Maxent, dentro do software R Studio, versão 4.3.2 (2023-10-31 ucrt). O algoritmo Maxent estima a distribuição de uma espécie a partir da distribuição com a máxima entropia sujeita a limitações derivadas das condições ambientais nas localidades de registros de ocorrência (Bovo, 2021). A escolha, em meio a outros algoritmos disponíveis, foi

devido ao bom desempenho deste quando comparado a outros e à aplicação com sucesso na conservação (Bovo; Ferraz, 2021; Mota *et al.*, 2022). É um método denominado de *presence-background*, o qual distingue habitats adequados e inadequados. Desse modo, fornece um índice de adequabilidade ao habitat, ou seja, a qualidade do habitat para a sobrevivência e persistência das espécies (Sillero *et al.*, 2021).

Além disso, foi definido um mínimo polígono convexo em torno das ocorrências geográficas extremas somado a um *buffer* de dois graus (~220km) (Tonetti *et al.*, 2021), a fim de reduzir a área de estudo em torno dos registros de espécies (Sillero *et al.*, 2021). Foram gerados 10.000 pontos de *background* randomizados para representar as condições ambientais disponíveis na área de estudo, utilizando o *Bias Grid* com sigma ajustado em 0,5 para evitar sobreajustes (Terasawa, 2019). A restrição das amostras de fundo (*background*) a áreas próximas às presenças por meio do *buffer* permite melhores resultados nos modelos (Sillero; Barbosa, 2020), evitando áreas que são ambientalmente semelhantes, mas inacessíveis para a espécie.

O método de reamostragem utilizado para a modelagem foi o *bootstrap*, com 100 partições aleatórias, sendo 70% dos pontos alocados para treinamento e 30% para teste. Com as configurações de semente aleatória e um limite máximo de 500 iterações. Para consolidar os resultados obtidos e minimizar as incertezas inerentes aos modelos preditivos individuais, foi empregado um modelo de conjunto (*ensemble*). Essa abordagem combina os resultados dos diferentes modelos gerados, aumentando a robustez e a confiabilidade das previsões (Raes *et al.*, 2018). A implementação foi realizada por meio do pacote *sdm*.

Os modelos foram avaliados usando duas métricas principais: AUC (Área Sob a Curva ROC) e TSS (*True Skill Statistic*). A AUC é calculada pela multiplicação entre a porcentagem de presenças previstas corretamente (sensibilidade), e o complemento percentual ($100\% - x$) da porcentagem de ausências previstas corretamente (especificidade), para todos os limiares de classificação possíveis entre 0 e 1 (Barbet-massin, 2012; Guisan; Thuiller; Zimmermann, 2017; Sillero *et al.*, 2021). A AUC varia de 0 a 1, sendo que um valor acima de 0,5 corresponde a um modelo com discriminação melhor que o aleatório (Sillero *et al.*, 2021). Já, o TSS corresponde à soma da sensibilidade e especificidade, subtraindo 1 e varia de -1 a 1, sendo 0 a classificação aleatória (Sillero *et al.*, 2021). Além disso, o TSS aumenta com a extensão da área de estudo e tende a ser correlacionada com a AUC (Sillero *et al.*, 2021).

Além disso, os mapas gerados de adequabilidade ambiental de dados contínuos foram transformados em mapas binários. Primeiramente, os pontos de presença da espécie e os pontos de *background* obtidos na modelagem, foram convertidos em um formato adequado para análise

espacial, o objeto *SpatVector*. Em seguida, atribui-se os valores de 0 ou 1, por meio de uma função para calcular o TSS no ambiente R studio, em que 0 refere-se à ausência de possibilidade de ocorrência da espécie e 1 corresponde à possibilidade de ocorrência. As células de valor 1, foram atribuídas de acordo com limiar de corte de adequabilidade que maximiza o valor de TSS para cada projeção do mapa de adequabilidade, sendo o valor de 0,39.

Para quantificar a área de adequabilidade dos mapas binarizados, utilizou-se o *buffer* em formato raster delimitado pelo contorno dos registros de ocorrências, binarizado conforme o procedimento acima e recortado para abranger apenas a área da Mata Atlântica. Cada ponto no raster representa a área de uma célula (pixel). Portanto, a soma dos valores de todos os pixels com valor 1 forneceu a área total de adequabilidade para a ocorrência da *Amazona vinacea*. Esse procedimento foi repetido para o raster de cada projeção da adequabilidade de seu respectivo período futuro.

Para verificar a variação das projeções futuras das variáveis bioclimáticas, atribuiu-se um número de 10 classes para classificar os intervalos de valores das variáveis bioclimáticas (BIO3, BIO7, BIO8, BIO12 e BIO13). Para cada variável, foi determinado o menor valor (mínimo) e o maior valor (máximo) dentro do conjunto de dados. Por exemplo, a variável BIO3 (Isotermalidade) apresenta valores que variam de 38,00 até 41,59 na primeira classe. O valor inicial (38,00) está incluído na classe, enquanto o valor final (41,59) não está. O processo foi repetido para todas as variáveis bioclimáticas mencionadas, organizando os dados em classes predefinidas e atribuindo os limites mínimos e máximos de valores para cada uma. Esses valores estão representados na Tabela 2.

Tabela 2 - Intervalo de valores mínimo e máximos das classes das variáveis bioclimáticas

	Classes									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
BIO 3	38.00 a 41.59	41.59 a 45.17	45.17 a 48.76	48.76 a 52.34	52.34 a 55.93	55.93 a 59.52	59.52 a 63.1	63.1 a 66.69	66.69 a 70.27	70.27 a 73.86
BIO 7	10.70 a 12.24	12.24 a 13.78	13.78 a 15.32	15.32 a 16.86	16.86 a 18.4	18.4 a 19.94	19.94 a 21.48	21.48 a 23.02	23.02 a 24.56	24.56 a 26.10
BIO 8	10.57 a 12.69	12.69 a 14.81	14.81 a 16.94	16.94 a 19.06	19.06 a 21.18	21.18 a 23.31	23.31 a 25.43	25.43 a 27.55	27.55 a 29.68	29.68 a 31.80
BIO 9	6.47 a 8.63	8.63 a 10.79	10.79 a 12.96	12.96 a 15.12	15.12 a 17.28	17.28 a 19.45	19.45 a 21.61	21.61 a 23.77	23.77 a 25.94	25.94 a 28.10
BIO 12	783.0 a 1082.7	1082.7 a 1382.4	1382.4 a 1682.1	1682.1 a 1981.8	1981.8 a 2281.5	2281.5 a 2581.2	2581.2 a 2880.9	2880.9 a 3180.6	3180.6 a 3480.3	3480.3 a 3780.0
BIO 13	119.0 a 151.2	151.2 a 183.4	183.4 a 215.6	215.6 a 247.8	247.8 a 280	280 a 312.2	312.2 a 344.4	344.4 a 376.6	376.6 a 408.8	408.8 a 441.0

Fonte: Autoria própria

Além disso, como cada ponto no mapa representa uma área, foi esboçado o gráfico de áreas empilhadas de cada projeção das variáveis bioclimáticas do futuro. Para isso, foi calculado o tamanho total dessa área para cada classe definida. Esse cálculo foi realizado somando o número de pontos pertencentes a uma determinada classe e, em seguida, multiplicando esse total pela área de cada célula individual. Esse processo foi repetido para cada classe de todas as variáveis consideradas (BIO3, BIO7, BIO8, BIO12 e BIO13). Após obter as áreas correspondentes, analisou-se o comportamento desses valores ao longo dos diferentes períodos futuros projetados, permitindo identificar tendências ou alterações significativas na distribuição das condições ambientais adequadas para a espécie.

3.5 Análise das Áreas protegidas

Para avaliar o impacto das mudanças climáticas no ganho ou perda de área protegida por unidades de conservação, a análise focou principalmente nas Áreas de Proteção Integral (APIs), haja vista que as APIs são pilares quando se trata da preservação de espécies ameaçadas e de ecossistemas fragilizados (Moraes *et al.*, 2024). Essas áreas são designadas para manter a integridade dos habitats naturais, desempenhando um papel essencial na resiliência das populações de fauna e flora frente a pressões externas, como a exploração humana e as mudanças climáticas (Moraes *et al.*, 2024). Desse modo, são responsáveis por oferecer condições microclimáticas favoráveis, essenciais para a sobrevivência e o desenvolvimento de espécies endêmicas em um ambiente cada vez mais antropizado, permitindo uma avaliação mais precisa da representatividade das espécies e garantindo que aquelas que estão sob maior risco de extinção sejam adequadamente abarcadas nas estratégias de conservação (Moraes *et al.*, 2024).

As Áreas de Proteção Integral (APIs) são classificadas em cinco categorias principais: Estação Ecológica, que visa a preservação da natureza e a realização de pesquisas científicas, permitindo visitas apenas para fins educacionais; Reserva Biológica, destinada à proteção da diversidade biológica, com intervenções limitadas para recuperação de ecossistemas, também restrita a visitas educativas; Parque Nacional, que preserva ecossistemas naturais e paisagens cênicas, permitindo uma interação mais ampla com o público por meio de atividades recreativas e educativas; Monumento Natural, focado na proteção de locais singulares e de beleza cênica, permitindo várias atividades de visitação; e Refúgio da Vida Silvestre, que assegura a proteção de ambientes naturais para a conservação de espécies locais, permitindo também atividades de visitação e a inclusão de áreas particulares (MMA, 2024).

Os limites das Unidades de Proteção Integral foram obtidos por meio de um *shapefile* disponibilizado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2024). Esse *shapefile* abrange todas as categorias de Unidades de Conservação, incluindo tanto as de Uso Sustentável quanto as de Proteção Integral (APIs). Para garantir a relevância dos dados ao objetivo do estudo, foi realizado um processo de filtragem no software R Studio, selecionando exclusivamente as áreas do grupo de proteção integral para análise futura.

Posteriormente, foi realizada a intersecção do *shapefile* que contém as APIs com o mapa de adequabilidade do presente, seguindo o mesmo método para o raster das projeções futuras binarizados, sendo considerado as áreas de adequabilidade alta as que contém valor acima do limiar de 0,39. Em seguida, somou-se a área total dessas intersecções, obtendo o valor total de Área de Proteção Integral que contempla a área de adequabilidade ambiental para a ocorrência da *Amazona vinacea*.

Para avaliar os impactos das mudanças climáticas no grau de proteção oferecido pelas Proteção Integral, calculou-se a variação na área protegida ocupada pelas espécies ($\Delta PR_{n,m}$), de acordo com a metodologia de Berteaux *et al.* (2018). Com a área calculada da intersecção entre as Áreas de Proteção Integrais e as áreas de adequabilidade ambiental do cenário presente (PR presente) e dos cenários futuros e (PR futuro_{n,m}), sendo n o período futuro 2021–2040, 2041–2060, 2061–2080 ou 2081–2100 e m o cenário SSP2-4.5 ou SSP5-8.5.

Dessa forma, assumiu-se que o papagaio-de-peito-roxo acompanharia integralmente as mudanças nas condições climáticas ao longo dos períodos de tempo futuro. A variação $\Delta PR_{n,m}$ foi calculada conforme a Equação 1, sendo positiva quando a área protegida ocupada pela espécie aumenta no futuro e negativa quando ocorre redução (Berteaux *et al.*, 2018).

$$\Delta PR_{n,m} = 100 \cdot \frac{PR \text{ futuro}_{n,m} - PR \text{ presente}}{PR \text{ presente}} \quad (1)$$

Após esse procedimento, realizou-se a análise de lacunas de conservação para analisar a eficácia das APIs, ou seja, a classificação da espécie de acordo com a representatividade de sua distribuição em áreas protegidas (Berteaux *et al.*, 2018; de Moraes *et al.*, 2024). A representatividade de suas áreas de distribuição dentro das APIs é compreendida como a proporção da ocorrência da espécie que ocorre nas células que contêm as APIs (Berteaux *et al.*, 2018; de Moraes *et al.*, 2024). A relação entre tamanho da distribuição e grau de proteção que delimita a representatividade está indicada na Tabela 3.

Tabela 3 - Representatividade da distribuição de espécie em áreas protegidas

Tamanho da distribuição	Representatividade
$< 1.000 \text{ km}^2$	100% em áreas protegidas
$1.000 \leq x \leq 250.000 \text{ km}^2$	Interpolação logarítmica
$> 250.000 \text{ km}^2$	$\geq 10\%$ em áreas protegidas

Fonte: De Moraes *et al.* (2024)

Por fim, realizou-se a classificação da meta de proteção da espécie proposta por De Moraes *et al.* 2024 e apresentada na Tabela 4. Para cada projeção da área de adequabilidade e seu respectivo período de tempo, isto é, presente, 2021–2040, 2041–2060, 2061–2080 e 2081–2100, foi classificado o grau de proteção que o papagaio-de-peito-roxo se enquadra.

Tabela 4 - Meta de proteção da espécie

Grau de proteção	Porcentagem de distribuição dentro de APIs
Protegidas	$> 90\%$
Parcialmente protegidas	$20\% < x < 90\%$
Lacuna de proteção	$0\% < x < 20\%$
Não protegido	0%

Fonte: De Moraes *et al.* (2024)

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os mapas de adequabilidade ambiental, gerados com a modelagem de nicho ecológico foram considerados satisfatórios. O Modelo apresentou bom ajuste, ou seja, altos valores de AUC e TSS (0,83 e 0,55, respectivamente). A AUC dentro da escala de $0,80 < AUC < 0,90$ é considerada na faixa de bom, conforme Guisan, Thuiller e Zimmermann (2017), enquanto o TSS é aceitável acima de 0,4 (Beauregard; De Blois, 2014; Bovo, 2021).

As variáveis utilizadas na modelagem foram as selecionadas pelo método VIF, com o acréscimo da variável de altitude que é importante para a espécie e estava fortemente correlacionada com a variável “BIO9 - Temperatura Média do Trimestre Mais Seco”, sendo esta última excluída manualmente devido a essa correlação.

Dentre as variáveis utilizadas, as que mais explicaram a distribuição da espécie baseadas na métrica de correlação foram: Árvores Latifoliadas Perenes (30,5%), Altitude (27,1%) e BIO3 - Isotermalidade (11,7%), de acordo com a Tabela 5.

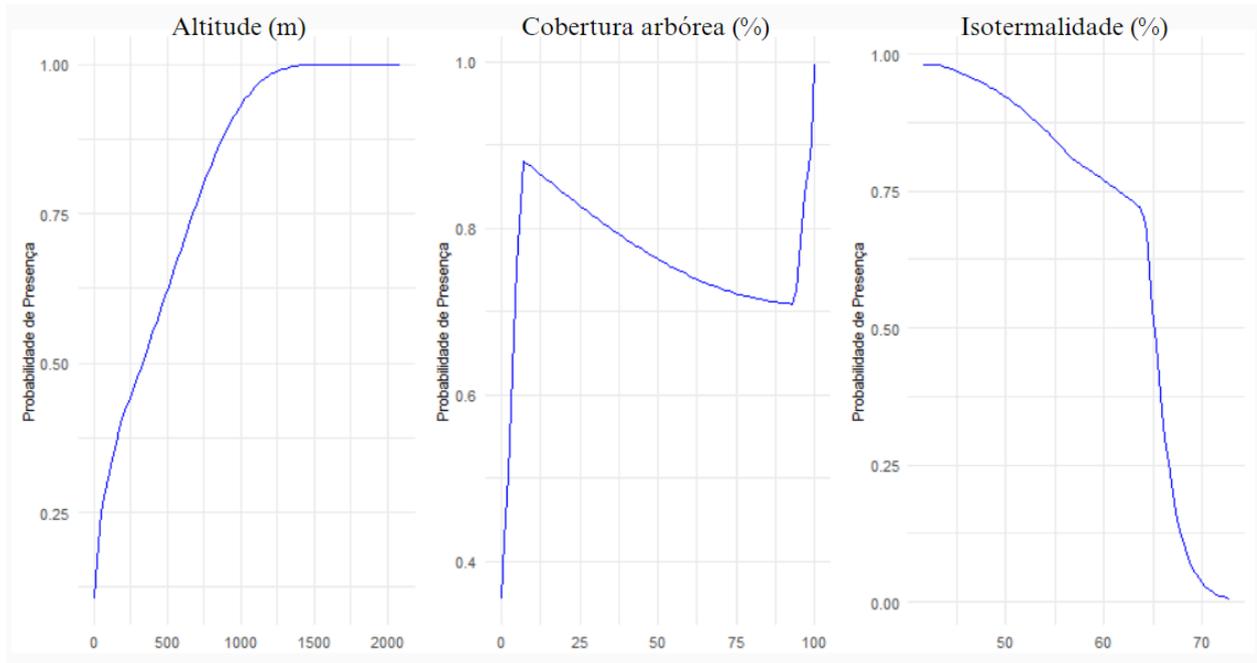
Tabela 5 - Variáveis da modelagem de nicho ecológico

Descrição	Contribuição no modelo (%)
Árvores latifoliadas perenes	30,5
Altitude	27,1
BIO3 Isotermalidade (BIO2/BIO7) ($\times 100$)	11,7
BIO13 Precipitação do Mês Mais Úmido	9,7
Urbano/Construído	6,6
BIO7 Intervalo Anual de Temperatura (BIO5-BIO6)	4,3
BIO8 Temperatura Média do Trimestre Mais Úmido	3,5

Fonte: Autoria própria

Cada espécie tem seu ponto ótimo, que define as áreas favoráveis à sua ocorrência com base em fatores biológicos e abióticos, desde que essas regiões sejam acessíveis à sua dispersão (Peterson *et al.*, 2011; Terasawa, 2019). As curvas de resposta obtidas no processo de modelagem das variáveis que mais influenciaram esses aspectos cruciais da biologia e ecologia da espécie estudada estão apresentadas na Figura 4.

Figura 4 - Curvas de resposta das variáveis que mais explicaram o modelo



Fonte: Autoria própria.

Em relação à altitude, a probabilidade de presença aumenta rapidamente com essa variável, estabilizando-se acima de aproximadamente 1000 metros, conforme indicado no gráfico da Figura 4. Essa preferência da espécie por áreas montanhosas é corroborada pelos registros de ocorrência no planalto catarinense (Faria *et al.*, 2024), em áreas de campos de altitude e Florestas de Campos do Jordão (Martinez *et al.*, 2021, p.152), bem como na Serra da Mantiqueira e Serra do Cipó (Somenzari; Junior, 2021). Essas áreas de altitudes acentuadas, além de serem refúgios significativos para espécies ameaçadas, apresentam menor perda de vegetação quando comparados a áreas de altitudes mais baixas e são menos suscetíveis à pressão antrópica, como desmatamento e construção de estradas (Faria *et al.*, 2024; Vancine *et al.*, 2024).

A curva de resposta da variável de cobertura de Árvores Latifoliadas Perenes indica maior probabilidade de ocorrência da *Amazona vinacea* em áreas com alta porcentagem dessa cobertura florestal. Há um comportamento não linear, indicando que florestas com porcentagem de cobertura intermediárias também são utilizadas pela espécie, porém a probabilidade diminui em áreas menos florestadas. Esse resultado está alinhado com o conhecimento do habitat da espécie, que está associada a florestas com árvores de grande porte ao longo da Mata Atlântica, onde encontra alimento e locais de nidificação (Cockle; Bodrati, 2020; Martinez *et al.*, 2021, p. 99).

A forte presença da espécie associada com florestas em um domínio morfoclimático fragmentado ajuda a compreender a distribuição esparsa e descontínua de seus registros na Mata Atlântica. Sendo que aproximadamente metade dos fragmentos florestais desse domínio possuem menos de 50 hectares, e mais da metade da cobertura florestal situada a menos de 100 metros das bordas, interagindo com outros usos do solo (Vancine *et al.*, 2024).

Esses processos de fragmentação podem alterar a composição das comunidades biológicas e aumentar o risco de extinção local, comprometendo a manutenção de populações viáveis dependentes de ambientes conservados (Zimmermann *et al.*, 2020). Segundo a Teoria de Biogeografia de Ilhas, fragmentos maiores e menos isolados abrigam mais espécies (Zimmermann *et al.*, 2020), enquanto fragmentos isolados degradam-se pela perda de polinizadores, dispersores e predadores, resultando em desequilíbrios na flora e fauna (Dário; De Vicenzo, 2002).

A substituição global de floresta madura por vegetação jovem e fragmentada é uma tendência observada na Mata Atlântica, intensificando os efeitos de borda, mesmo em áreas com ganho de cobertura vegetal (Vancine *et al.*, 2024). Desse modo, reduz a disponibilidade de ocos em árvores de grande porte, importantes para a nidificação da *Amazona vinacea*, que utiliza cavidades em árvores para reprodução mesmo que estejam velhas ou mortas (Martinez *et al.*, 2021, p. 99).

No sudeste de São Paulo, por exemplo, remanescentes de Floresta Ombrófila Mista em diferentes graus de conservação, reflete a presença da espécie (Martinez *et al.*, 2021, p.154). No Paraná, embora a espécie habite uma área que já sofreu uma intensa supressão da Floresta Ombrófila Mista e Densa, com 2% de perda de cobertura florestal original, o estado ainda preserva cerca de 27 mil km² de florestas em diferentes estágios de regeneração, o que contribui para a ocorrência da espécie (Martinez *et al.*, 2021, p.153; Neto; Filho, 2021). Em Santa Catarina, encontra-se a maior área protegida no Brasil para a Florestas Úmidas de Araucárias, o que tem impactado positivamente a ocorrência da *Amazona vinacea* nesse habitat (Martinez *et al.*, 2021, p.152). Enquanto que, no Rio Grande do Sul, a exploração pioneira de pinheiros pode ter reduzido as populações próximas à carga biótica máxima, resultando em uma menor presença nesse estado (Martinez *et al.*, 2021, p.156).

Logo, a paisagem de matriz e seus fragmentos florestais desempenha um papel fundamental na conectividade dos habitats, influenciada principalmente pela sua permeabilidade (Lira; Portela; Tambosi, 2021; Rosa *et al.*, 2021). Matrizes altamente permeáveis facilitam o deslocamento das aves entre fragmentos, promovendo a conectividade e a troca genética entre populações. Entretanto, matrizes menos permeáveis atuam como barreiras, aumentando o

isolamento dos fragmentos e, conseqüentemente e o risco de extinção local, principalmente para espécies endêmicas (Lira; Portela; Tambosi, 2021; Rosa *et al.*, 2021). A intensificação da agricultura nesse sentido, promove a destruição direta e indireta de florestas com alto valor de conservação, resultando em um impacto líquido negativo sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, comprometendo a saúde do ecossistema (Rosa *et al.*, 2021).

Quanto à variável BIO3 - isothermalidade, que mede a relação entre a média da amplitude térmica mensal e a amplitude térmica anual, observa-se que a probabilidade de ocorrência da *Amazona vinacea* diminui à medida que a isothermalidade aumenta. Isso reflete a preferência da espécie por áreas com menor isothermalidade, ou seja, maior diferença entre as temperaturas máxima e mínima.

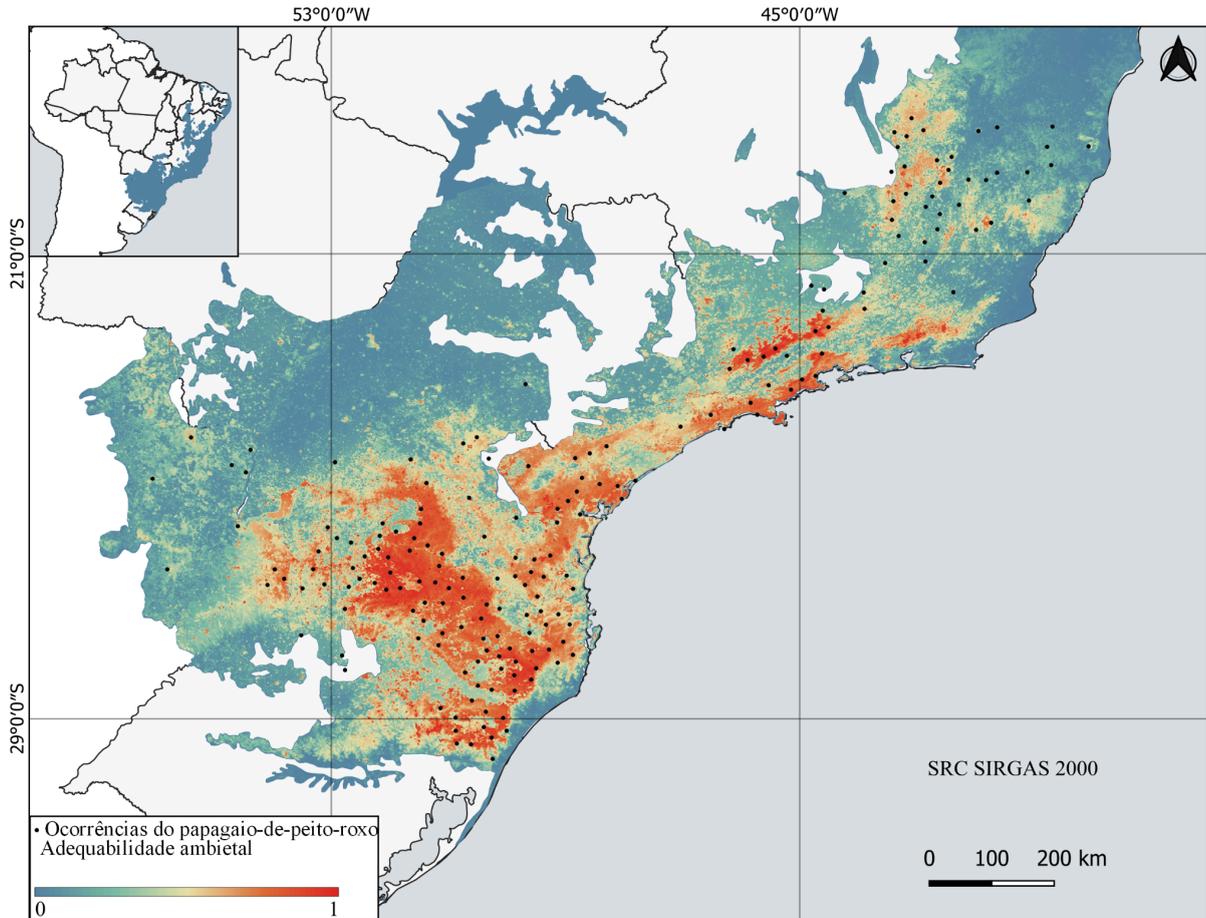
Esse padrão é observado no comportamento da espécie, que foi avistada em uma região de clima subtropical úmido mesotérmico no Paraná, caracterizado por um verão temperado, sem estação seca e umidade relativa do ar com altos percentuais ao longo do ano todo, com temperatura média de 22°C nos meses mais quentes e 18°C nos meses mais frios (Jientara, 2024). De forma semelhante, no Parque Estadual de Campos do Jordão, onde há uma população significativa da espécie, a temperatura média anual é de 14,9°C, mas a amplitude térmica inclui mínimas abaixo de 0°C e a ocorrência de geadas no inverno (Faria *et al.*, 2024).

Dessa forma, o papagaio-de-peito-roxo ocorre predominantemente em áreas de clima subtropical úmido, como a Floresta Ombrófila Densa, Mista e Estacional Decidual, caracterizadas por temperaturas variando entre 12°C e 25°C (Colombo; Joly, 2010). Esses ambientes favorecem a espécie, que parece ser adaptada a variações térmicas moderadas, mas limitada por extremos climáticos, como os observados em regiões de maior sazonalidade.

4.1 Distribuição potencial da *Amazona vinacea* no cenário presente

A Modelagem de Nicho Ecológico realizada para a *Amazona vinacea* no cenário atual identificou áreas de alta adequabilidade ambiental concentradas principalmente na região Sul e parte da região Sudeste do Brasil, na Serra da Mantiqueira e Serra do Mar, conforme a Figura 5. No mapa, as áreas em vermelho representam locais com maior adequabilidade ambiental para a espécie, enquanto os tons de azul representam locais de baixa adequabilidade. A área total estimada como ambientalmente adequada - ou seja, com valores de adequabilidade superiores ao limiar de 0,39 - para a distribuição da espécie foi de 304.333,84 km².

Figura 5 - Mapa de adequabilidade ambiental do cenário presente



Fonte: Autorial própria

Em relação à distribuição atual, a área adequada estimada pelo modelo para as condições climáticas atuais está alinhada com a distribuição conhecida da espécie. No estado de Minas Gerais, destacam-se registros em diversos municípios, como Rubim, Almenara, Crisólita, Umburatiba, Machacalis, Santo Antônio do Jacinto, Rio do Prado, Palmópolis, Felizburgo, Bertópolis, Fronteira dos Vales, Ponto dos Volantes e Joáima (Somenzari; Junior, 2021). Nesta última, observaram-se inclusive dormitórios da espécie em folhas de palmeiras babaçu, em um município situado a 760 metros de altitude, caracterizado por fragmentos de floresta estacional semidecidual inseridos em uma paisagem dominada por pastagens e plantações de *Eucalyptus sp.* (Somenzari; Junior, 2021).

Destacam-se também registros na região nordeste de Minas Gerais, onde as fitofisionomias apresentam características bem distintas das Florestas de Araucária do sul do Brasil (Martinez *et al.*, 2021, p.78). No Vale do Jequitinhonha, como a Serra do Bode, e no Vale

do Mucuri, marcado por clima seco e florestas estacionais semidecíduais e decíduais com entraves de Caatinga (Somenzari; Junior, 2021), também são encontrados registros.

Em Minas Gerais, a *Amazona vinacea* ocorre ao longo da bacia do rio Doce, além de áreas ao sul do estado, como o Parque Estadual da Serra do Papagaio, Carrancas e a Serra da Mantiqueira, principalmente no município de Camanducaia (Silveira; Somenzari; Bovo, 2021; Somenzari; Junior, 2021). No estado do Espírito Santo, os registros são escassos e estão concentrados na região noroeste, próxima à divisa com Minas Gerais, como no Parque Nacional dos Pontões Capixabas (Martinez *et al.*, 2021, p. 153). Já em São Paulo, encontra-se a espécie na Serra da Mantiqueira, com destaque para o município de Campos do Jordão, que apresenta um dos maiores índices de cobertura vegetal nativa e abrange significativos remanescentes de *Araucaria angustifolia* (Faria *et al.*, 2024). O Parque Estadual Campos do Jordão (PECJ), abriga um dos maiores bandos de *Amazona vinacea* da região sudeste do Brasil, situado em área de Floresta Montana e Alto Montana, com remanescentes de Floresta Ombrófila Mista (Faria *et al.*, 2024).

Na Serra da Mantiqueira, a espécie também está presente no Parque Estadual da Serra do Papagaio, caracterizado pela presença de araucárias, e na RPPN Papagaio-de-peito-roxo (Somenzari; Junior, 2021). Outros registros na Mantiqueira incluem os municípios de São Francisco Xavier e Pindamonhangaba (Dos Santos; Gonçalves, 2021). Mais ao sul de São Paulo na Barra do Turvo e Cananéia é encontrada, utilizando desta planície costeira, tanto para dormitório, quanto para alimentação, como os frutos e as flores de *Xylopia brasiliensis*, e frutos de *Nectandra membranacea* (Marcuzzo; Jaskulski; Zimmerman, 2024; Boss, Sezerban; Sipinski, 2021). No sudoeste paulista, há registros nos municípios de Nanduba e Iepê, enquanto no oeste, na região de Timburi, encontra-se a maior concentração de Florestas com Araucárias no estado (Boss; Sezerban; Sipinski, 2021). Apesar disso, é importante destacar que a *Amazona vinacea* sofreu uma severa redução em sua área de ocorrência, sendo classificada como uma espécie ameaçada no estado (Silveira; Somenzari; Bovo, 2021).

Embora as rotas de deslocamento da espécie no estado de São Paulo não estejam bem definidas, a recorrência de registros ao longo de três anos sugere a existência de um trajeto entre a região serrana, com Florestas Ombrófilas Mistas, e as planícies com Florestas Ombrófilas Densas, provavelmente em busca de recursos alimentares (Boss; Sezerban; Sipinski, 2021).

No sul do Brasil, concentra-se a maior população de *Amazona vinacea* (Silveira; Somenzari; Bovo, 2021), destacando-se a associação da espécie com Florestas Ombrófilas Mistas, que abrigam *Araucaria angustifolia* e *Podocarpus sp.*, ainda que haja registros de

dormitórios coletivos em plantios de *Eucalyptus sp.* e *Pinus sp.* (Silveira; Somenzari; Bovo, 2021; Somenzari; Junior, 2021).

No Paraná, a espécie ocorre nas regiões central, sul e leste, com registros pontuais no oeste, em Foz do Iguaçu e Santa Helena (Silveira; Somenzari; Bovo, 2021). Sua presença acompanha o rio Iguaçu e seus afluentes, desde a vertente oeste da Serra do Mar até a divisa com o Paraguai. Além disso, é encontrada ao longo do rio Tibagi e seus afluentes, alcançando a divisa com São Paulo no rio Paranapanema, assim como em áreas do Parque Estadual de Campinhos, em Tunas do Paraná, compondo uma distribuição complexa em relação a habitats com relevo e vegetação diversas (Neto, Filho, 2021).

A espécie se concentra em quatro regiões principais: nos municípios de Palmas, Bituruna, Coronel Domingos Soares, Pinhão, Gen. Carneiro, e Inácio Martins, que abrigam remanescentes de Florestas com Araucárias; em Curitiba e áreas adjacentes; nos municípios de Tunas, Rio das Pedras e Bocaiúva do Sul; além dos municípios de Telêmaco Borba, Jaguariaiva e Tibagi, em áreas com características favoráveis para a conservação destes habitats remanescentes (Martinez *et al.*, 2021, p.153).

Em Santa Catarina, encontra-se a maior população de *Amazona vinacea*, graças à conservação das Florestas com Araucárias no planalto catarinense, que oferece um habitat bem preservado para a espécie (Martinez *et al.*, 2021, p.152). As áreas de Campos Novos, Abdon Batista, Vargem, Cerro Negro, Campo Belo do Sul, Lages, Painel e Urupema são utilizadas para as atividades reprodutivas e alimentares da espécie ao longo do ano (Martinez *et al.*, 2021, p.213). Por fim, no Rio Grande do Sul, a presença da espécie é registrada principalmente nas regiões norte e leste (Silveira; Somenzari; Bovo, 2021), com ocorrências específicas em áreas como Coqueiros do Sul (Junior *et al.*, 2021).

Dado esse contexto dos registros da espécie, embora a *Amazona vinacea* esteja associada principalmente à Floresta com Araucárias, a faixa de distribuição da espécie inclui áreas além dessa ecorregião (Zulian *et al.*, 2021). Isso sugere que características climáticas e ecológicas nessas regiões desempenham um papel essencial para a sobrevivência da espécie. Por exemplo, as latitudes mais baixas podem oferecer refúgio durante as semanas mais rigorosas do inverno, quando há escassez de alimentos, e as sementes de araucária se tornam essenciais na dieta da espécie (Jientara, 2024; Zulian *et al.*, 2021).

No entanto, para compreender a distribuição atual da *Amazona vinacea*, é importante considerar seu histórico. A espécie era encontrada ao longo das ecorregiões da Mata Atlântica, desde o sul da Bahia até o Rio Grande do Sul, incluindo partes da Argentina e Paraguai (Silveira; Somenzari; Bovo, 2021). Com o avanço da ocupação humana, especialmente desde o período

colonial, a *Amazona vinacea* perdeu vastas áreas de seu habitat devido à drástica diminuição da Mata Atlântica, um dos biomas mais impactados pela ação humana (Silveira; Somenzari; Bovo, 2021). Essa pressão histórica resultou em populações isoladas e muitas vezes pequenas, representando um desafio significativo para a viabilidade da espécie a longo prazo (Silveira; Somenzari; Bovo, 2021).

Somado a isso, a espécie, como outros psitacídeos, é extremamente sensível às atividades humanas (Neto, Filho, 2021). A exploração intensa da *Araucaria angustifolia* para produção de madeira reduziu drasticamente os habitats disponíveis e a regeneração da espécie no ambiente rural, dificultando a conservação do papagaio-de-peito-roxo (Martinez *et al.*, 2021, p.72).

A semente da *Araucaria angustifolia*, o pinhão, é um item central na dieta da *Amazona vinacea*, especialmente durante sua época de produção. Assim, a redução na oferta de pinhão representa uma ameaça direta à conservação da espécie, que depende de ambientes florestais com araucárias, atualmente limitados a pequenos fragmentos remanescentes no sul do Brasil (Martinez *et al.*, 2021, p. 199). Nesse contexto, a *Amazona vinacea* exerce um papel fundamental na conservação dessas florestas, devido ao seu potencial dispersor de sementes, contribuindo para a recuperação de ecossistemas, em especial da ecorregião das Florestas Úmidas de Araucárias.

Além das ameaças históricas e atuais, as mudanças climáticas representam um novo desafio para a conservação da *Amazona vinacea*. Alterações nos regimes de precipitação e temperaturas podem modificar drasticamente os habitats ambientalmente adequados para a espécie, aumentando os obstáculos para sua sobrevivência em um cenário já fragilizado (Alves *et al.*, 2024).

4.2 Distribuição potencial futura e os impactos das mudanças climáticas

4.2.1 Cenários climáticos SSP2-4.5 e SSP5-8.5

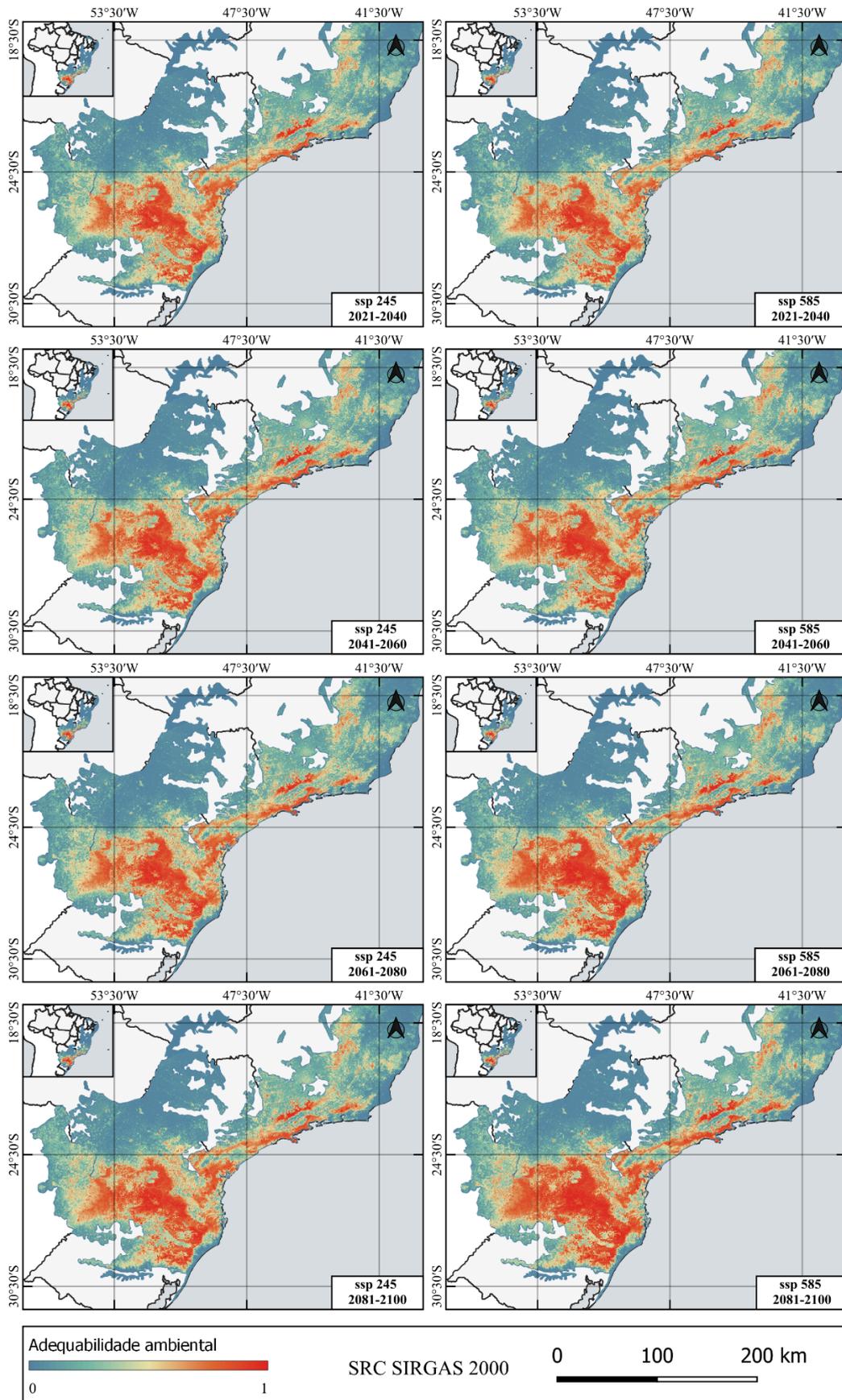
A distribuição potencial futura da *Amazona vinacea* será alterada sob as condições climáticas futuras projetadas, conforme o ilustrado na Tabela 6 e no mapa da Figura 6. Este mapa apresenta a variação espacial da adequabilidade ambiental da espécie sob dois cenários climáticos (SSP2-4.5 e SSP5-8.5) ao longo de quatro períodos futuros: 2021–2040, 2041–2060, 2061–2080 e 2081–2100.

Tabela 6 - Área de adequabilidade nos cenários futuros

Área de Adequabilidade (Km ²)	Projeção	Ganho de área no cenário futuro em relação ao cenário presente (%)
321467,41	2021-2040 SSP2-4.5	5.3%
321009,45	2021-2040 SSP5-8.5	5.2%
337398,60	2041-2060 SSP2-4.5	9.8%
339724,65	2041-2060 SSP5-8.5	10.4%
333532,68	2061-2080 SSP2-4.5	8.8%
356930,12	2061-2080 SSP5-8.5	14.7%
350054,47	2081-2100 SSP2-4.5	13.1%
369910.79	2081-2100 SSP5-8.5	17.7%

Fonte: Autoria própria

Figura 6 - Mapa de adequabilidade ambiental do futuro



Fonte: Autoria própria

A área de adequabilidade prevista para a ocorrência da *Amazona vinacea* varia de 321.467,41 km² a 369.910,79 km² ao longo dos diferentes períodos e cenários futuros. Durante o primeiro período (2021–2040), observa-se uma leve expansão das áreas adequadas para a espécie em ambos os cenários analisados. No cenário SSP2-4.5, o ganho é de 5,3%, enquanto no SSP5-8.5 é de 5,2%, indicando um aumento moderado nas áreas consideradas adequadas.

Como visto na Tabela 6, no segundo período (2041–2060), verifica-se um aumento expressivo das áreas adequadas a partir deste intervalo, principalmente no cenário SSP5-8.5, que apresenta um ganho superior ao observado no SSP2-4.5. Essa expansão continua no terceiro período (2061–2080), embora a taxa de crescimento seja ligeiramente menor em relação ao período anterior no cenário SSP2-4.5. No quarto período (2081-2100), as áreas adequadas continuam a crescer, sendo este o período com os maiores ganhos nos dois cenários.

Os mapas indicam deslocamentos das condições ambientais favoráveis para áreas mais ao sul e próximas de regiões serranas, como a Serra do Mar e a Serra da Mantiqueira. Em contrapartida, áreas atualmente adequadas no interior, como no norte do Paraná e sul de São Paulo, tendem a perder adequabilidade nos cenários mais extremos (SSP5-8.5).

De modo geral, observa-se uma reorganização espacial das condições adequadas para a ocorrência da espécie ao longo do tempo, impulsionada pelas dinâmicas das mudanças climáticas. Essa tendência geral sugere alterações nos habitats da espécie que podem expandir ou deslocar a ocorrência da *Amazona vinacea* para novas áreas, aumentando os desafios para sua conservação e necessidade de conhecer melhor sua distribuição. Sobretudo, considerando sua categorização como espécie Criticamente Ameaçada de Extinção (CR) na última edição da lista de espécies ameaçadas no estado de São Paulo (Silveira *et al.*, 2021).

Somado a isso, espera-se que as áreas de adequabilidade se expandam para altitudes mais elevadas em resposta às mudanças climáticas, como visto na previsão da modelagem e a ocorrência potencial em regiões serranas, uma vez que essas áreas são mais adequadas ao nicho ecológico da espécie. Essas regiões, geralmente caracterizadas por terrenos íngremes e cumes menos explorados, abrigam os remanescentes florestais mais significativos (Galetti *et al.*, 2021; Solórzano; Brasil; De Oliveira, 2021).

Esse deslocamento altitudinal impulsiona consequências nos serviços ecossistêmicos, principalmente em cenários de mudanças no uso da terra e no clima (Galetti *et al.*, 2021). Em ecossistemas montanhosos, a biodiversidade regional varia com o gradiente de elevação (Galetti *et al.*, 2021). Por outro lado, em ecossistemas de planícies sedimentares no litoral, o aumento da temperatura e da precipitação pode alterar o ciclo de nutrientes e o ciclo hidrológico (Li *et al.*, 2022, Sierra-Morales, 2021). Essas mudanças, por sua vez, afetam a fenologia da espécie, o

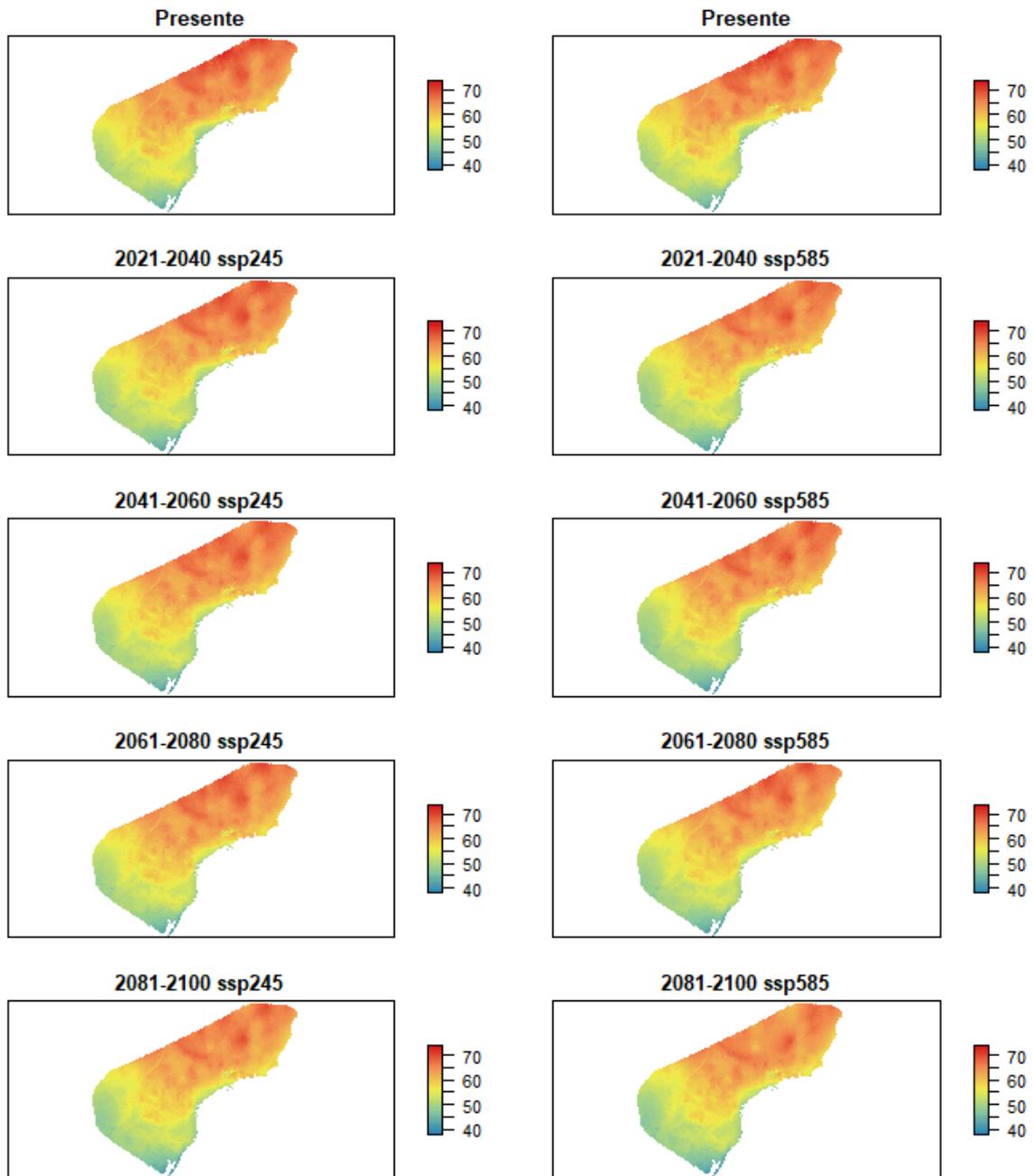
tamanho populacional, a época reprodutiva e migratória, resultando em modificações na distribuição da espécie (Li *et al.*, 2022, Sierra-Morales, 2021).

Essas mudanças também estão fortemente relacionadas a variações em fatores bioclimáticos, que podem ter impactos significativos nos padrões de distribuição de espécies. A análise da variação das dessas variáveis na modelagem dos cenários futuros, sugere caminhos para a compreensão da mudança da adequabilidade ambiental provocada pelas mudanças climáticas.

4.2.2 Influência da variável BIO3

Iniciando a análise pela variável BIO3, os valores mais altos de isotermalidade, em vermelho, indicam maior uniformidade térmica e menor variabilidade térmica, enquanto que os valores mais baixos, em azul, refletem a maior variabilidade térmica. As regiões no sul e extremo oeste apresentam os menores valores, inferindo que essas áreas podem enfrentar maiores oscilações térmicas no futuro, de acordo com a Figura 7.

Figura 7 - Projeções futuras da variável de Isotermalidade (BIO3)



Fonte: Autoria própria

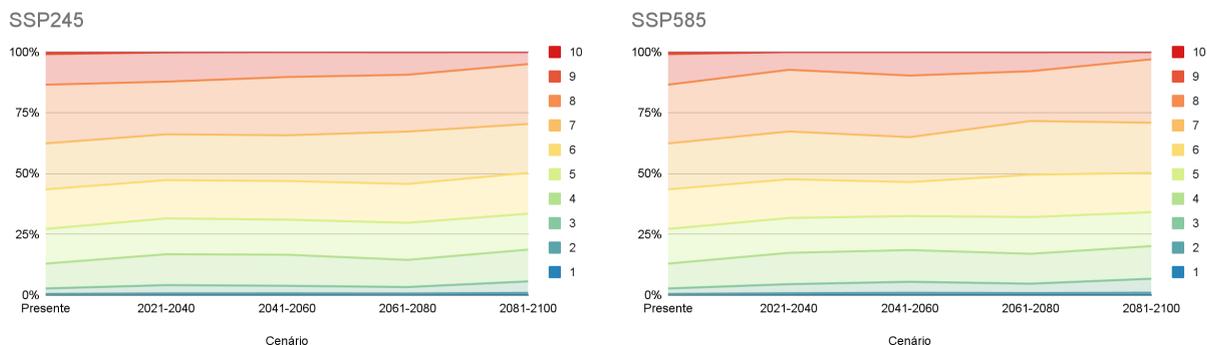
Nota-se uma diminuição geral até 2081-2100, com as classes de maior isotermalidade perdendo espaço (classes 9 e 10), como indicado na Tabela 7 e no gráfico da Figura 8. Esse comportamento indica um aumento da variabilidade térmica, afetando a estabilidade climática dessas regiões, com eventos extremos de temperatura (Marquetti, 2024). Além disso, as classes 3 e 4 são as que obtêm maior ganho de espaço, evidenciando a expansão de zonas com maior variabilidade térmica.

‘Tabela 7 - Intervalo de valores das classes da BIO3

Período	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
SSP2-4.5										
Presente	226,7	6041,3	31275,4	142138,8	198208,6	226251,4	262595,4	335571,6	174870,6	12034,5
2021-2040	497,9	8885,1	47285,9	176484,0	204902,1	218918,1	261796,9	301004,0	167431,8	2008,7
2041-2060	588,3	9238,8	42887,4	177682,8	200405,3	220825,7	261559,4	333220,7	142796,7	9,3
2061-2080	487,1	8444,6	36767,9	155126,8	211911,9	222225,3	299442,9	324856,4	128946,4	1005,1
2081-2100	808,5	11552,4	65657,3	181617,1	205345,4	233614,2	279349,0	342177,5	69092,9	0,0
delta	581,8	5511,1	34381,8	39478,3	7136,8	7362,8	16753,7	6605,9	-105777,7	-12034,5
SSP5-8.5										
Presente	226,7	6041,3	31275,4	142138,8	198208,6	226251,4	262595,4	335571,6	174870,6	12034,5
2021-2040	720,3	9611,1	51774,0	179051,7	199290,5	221198,0	273296,2	352796,6	101473,2	2,9
2041-2060	1137,1	11817,2	62721,6	181414,8	194564,2	193941,5	256874,0	352148,1	134317,6	278,4
2061-2080	845,8	10434,7	53502,2	170961,4	209910,3	242060,3	307109,2	284614,8	108990,2	785,6
2081-2100	1263,4	12076,9	79950,2	186344,8	194033,3	225270,7	285959,9	362835,3	41479,9	0,0
delta	1036,7	6035,6	48674,8	44206,0	-4175,3	-980,7	23364,6	27263,7	-133390,7	-12034,5

Fonte: Autoria própria

Figura 8 - Gráfico de área empilhada da BIO3



Fonte: Autoria própria

As variações observadas são bem distribuídas ao longo de toda a região, e o comportamento das mudanças é semelhante entre o cenário SSP2-4.5 e o SSP5-8.5. No entanto, as alterações no SSP5-8.5 são mais intensas e rápidas. Esse padrão é ilustrado pelas leves perdas nas classes 5, 6 e 10, juntamente com o ganho expressivo nas classes 3 e 4, e em menor escala nas 7 e 8.

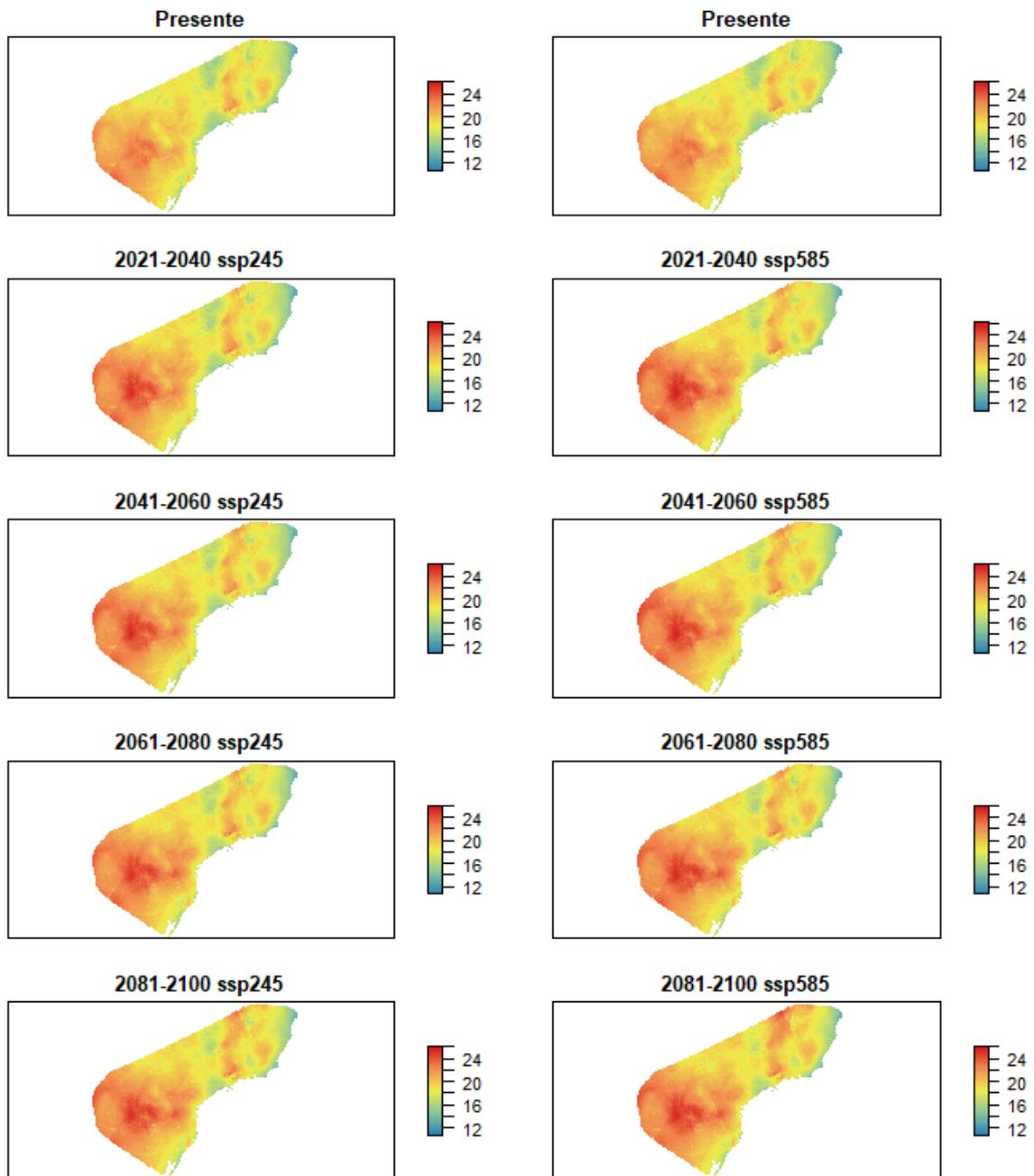
A diminuição da isothermalidade resultante dessas mudanças pode impactar a resiliência das populações locais, especialmente de espécies que dependem de climas estáveis. Todavia, a capacidade de adaptação local e a presença de refúgios climáticos são fatores críticos que podem

mitigar esses impactos, permitindo que as espécies mantenham suas distribuições em face das mudanças climáticas, e até mesmo expandam suas áreas adequadas, como a *Amazona vinacea* (Brambilla *et al.*, 2017).

4.2.3 Influência da variável BIO7

Em relação à BIO7, a qual possui um intervalo de temperatura variando de 10,7°C a 26,1°C, as regiões com valores mais altos (em vermelho) refletem uma maior amplitude térmica, ou seja, maior variabilidade entre máximas e mínimas anuais, enquanto valores mais baixos (em azul) indicam menor amplitude térmica, ocorrendo principalmente em regiões costeiras, conforme a Figura 9.

Figura 9 - Projeções futuras da variável de Intervalo Anual de Temperatura (BIO7)



Fonte: Autoria própria

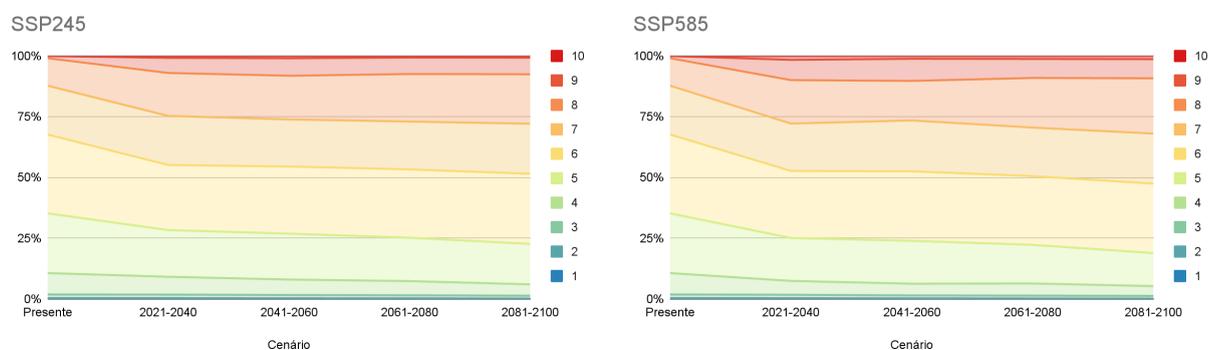
Ao longo do tempo, há um aumento geral na amplitude térmica, indicando que as temperaturas máximas e mínimas anuais tendem a se distanciar, o que pode ser visualizado nos resultados da Tabela 8 e representados no gráfico da Figura 10.

Tabela 8 - Intervalo de valores das classes da BIO7

Período	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
SSP2-4.5										
Presente	9,3	4839,6	20907,5	122329,0	341491,7	450574,5	278983,1	157197,9	12881,8	0,0
2021-2040	12,2	4724,1	20241,7	101941,7	267008,9	371932,8	280572,2	245507,4	86155,1	11118,4
2041-2060	12,2	3953,6	18908,0	88266,4	262330,6	383599,3	269193,4	249900,1	99557,7	13493,0
2061-2080	9,3	3715,5	17446,7	80979,0	247935,1	390773,4	273385,2	271673,5	94285,5	9011,4
2081-2100	8,6	2230,4	16349,8	65020,2	231362,3	400912,5	286021,6	282783,3	94602,6	9923,2
delta	-0,7	-2609,2	-4557,7	-57308,8	-110129,5	-49661,9	7038,5	125585,3	81720,8	9923,2
SSP5-8.5										
Presente	9,3	4839,6	20907,5	122329,0	341491,7	450574,5	278983,1	157197,9	12881,8	0,0
2021-2040	9,3	4555,5	19529,3	79130,9	245355,3	383437,2	270796,8	248384,9	115640,6	22374,6
2041-2060	3,6	3578,4	16797,4	67020,3	245088,4	397414,5	290707,8	226036,2	126428,3	16139,6
2061-2080	7,9	2733,3	16403,6	69516,2	220843,6	392706,8	277613,6	283678,6	108552,6	17158,3
2081-2100	7,2	2045,3	15582,1	55804,4	189051,6	396887,2	286092,7	316146,4	109363,3	18234,4
delta	-2,2	-2794,3	-5325,3	-66524,6	-152440,1	-53687,3	7109,5	158948,4	96481,5	18234,4

Fonte: Autoria própria

Figura 10 - Gráfico de área empilhada da BIO7



Fonte: Autoria própria

As classes de 7 a 10 apresentam um ganho expressivo em área, enquanto as outras apresentam redução. Isso sugere maior variação entre as estações, sendo que a intensificação das diferenças sazonais pode impactar a fenologia das espécies locais, uma vez que fatores como temperatura são sinais importantes para o início de atividades como reprodução, migração e forrageamento (Ekholm *et al.*, 2021).

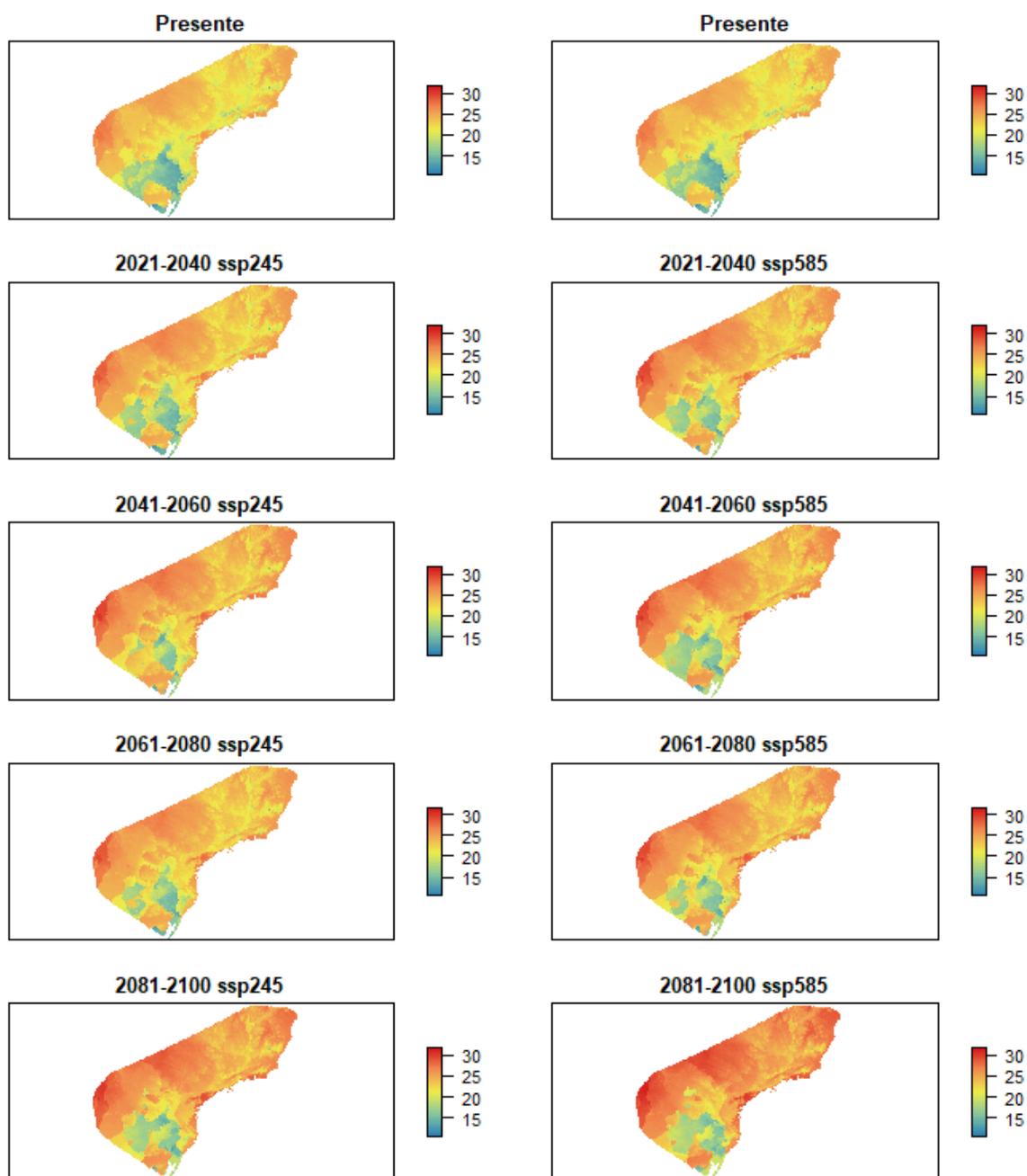
A região de maior altitude ao sul sofre uma variação mais significativa, enquanto que ao nordeste essa variação é menos intensa e concentrada entre as duas porções montanhosas. Todas

as classes do cenário SSP5-8.5 apresentam o mesmo comportamento que o SSP2-4.5, porém com alterações mais intensas, principalmente a região de alta altitude ao nordeste, que sofre uma variação notavelmente mais intensa. Desse modo, é fundamental buscar compreender como as respostas fenológicas podem ser diferentes em função da altitude e da localização geográfica, refletindo em como as comunidades biológicas se adaptam às mudanças climáticas (Ekholm *et al.*, 2021).

4.2.4 Influência da variável BIO8

Em se tratando da variável BIO8, a Temperatura Média Do Trimestre Mais Úmido varia de 10,6 °C a 31,8°C, de acordo com a Figura 11. Neste intervalo, os valores mais altos estão indicados pela cor vermelha e os valores mais baixos pela cor azul.

Figura 11 - Projeções futuras da variável de Temperatura Média do Trimestre Mais Úmido (BIO8)



Fonte: Autoria própria

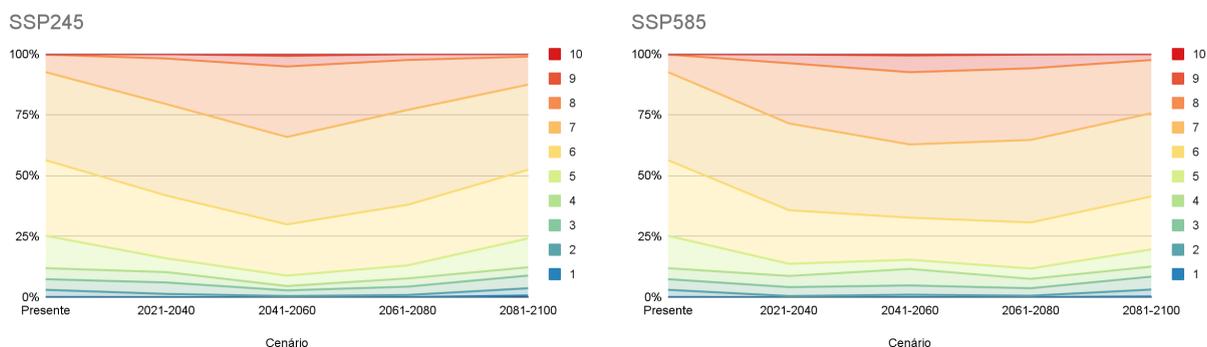
A Temperatura Média do Trimestre Mais Úmido aumenta significativamente até 2041-2060. A partir de então, o comportamento se inverte e o cenário final (2081-2100) apresenta áreas similares às do período do presente, com uma tendência de acentuação dos extremos, a redução nas classes intermediárias. As variações ocorrem ao longo de toda a região, sendo a porção de maior altitude ao sul a menos afetada.

Tabela 9 - Intervalo de valores das classes da BIO8

Período	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
SSP2-4.5										
Presente	916,1	40791,2	60700,7	62931,1	185231,4	432137,1	503224,4	100620,9	2661,6	0,0
2021-2040	282,7	18022,7	65317,2	59328,3	78637,4	359254,0	522318,9	260460,4	25592,8	0,0
2041-2060	2,9	6126,0	32381,0	24701,1	59666,9	292887,2	499480,2	402989,4	60923,8	10055,9
2061-2080	30,1	12223,2	47542,7	46998,9	74660,0	346342,8	542105,1	285660,8	33311,5	339,3
2081-2100	9015,0	41705,1	72441,1	47364,1	165222,9	392798,6	486111,3	159924,8	14631,6	0,0
delta										
(P-2041)	-913,3	-34665,2	-28319,7	-38230,0	-125564,5	-139249,8	-3744,2	302368,5	58262,2	10055,9
delta										
(2041-2081)	9012,1	35579,2	40060,1	22663,0	105556,0	99911,4	-13368,9	-243064,6	-46292,3	-10055,9
delta	8098,8	914,0	11740,4	-15567,1	-20008,5	-39338,4	-17113,1	59303,9	11970,0	0,0
SSP5-8.5										
Presente	916,1	40791,2	60700,7	62931,1	185231,4	432137,1	503224,4	100620,9	2661,6	0,0
2021-2040	54,5	6134,6	50971,9	63675,1	69522,0	306443,4	495825,8	344405,8	50169,8	2011,6
2041-2060	89,7	13716,9	52944,1	94408,2	52497,1	240498,5	418419,5	413155,1	95525,9	7959,7
2061-2080	110,5	7828,4	42793,4	53389,6	59475,4	263085,4	471663,4	409340,7	79050,6	2477,2
2081-2100	3605,0	39673,4	73754,7	57526,2	98191,1	302724,4	476064,0	303833,5	33842,3	0,0
delta										
(P-2041)	-826,5	-27074,3	-7756,6	31477,0	-132734,3	-191638,6	-84804,9	312534,2	92864,3	7959,7
delta										
(2041-2081)	3515,3	25956,6	20810,6	-36882,0	45693,9	62225,9	57644,5	-109321,7	-61683,5	-7959,7
delta	2688,8	-1117,7	13054,0	-5405,0	-87040,4	-129412,7	-27160,4	203212,6	31180,7	0,0

Fonte: Autoria própria

Figura 12 - Gráfico de área empilhada da BIO8



Fonte: Autoria própria

Como indicado na Tabela 9 e no gráfico da Figura 12, inicialmente (até 2041-2060), o cenário SSP5-8.5 mostra um comportamento similar ao SSP2-4.5, mas com maior intensidade e

evolução mais rápida. O período final (2081-2100) mostra um aumento nas classes das extremidades ainda mais expressivo (redução mais intensa nas classes intermediárias), sobretudo das temperaturas mais altas (classes 8 e 9 mais que duplicam em relação ao SSP2-4.5).

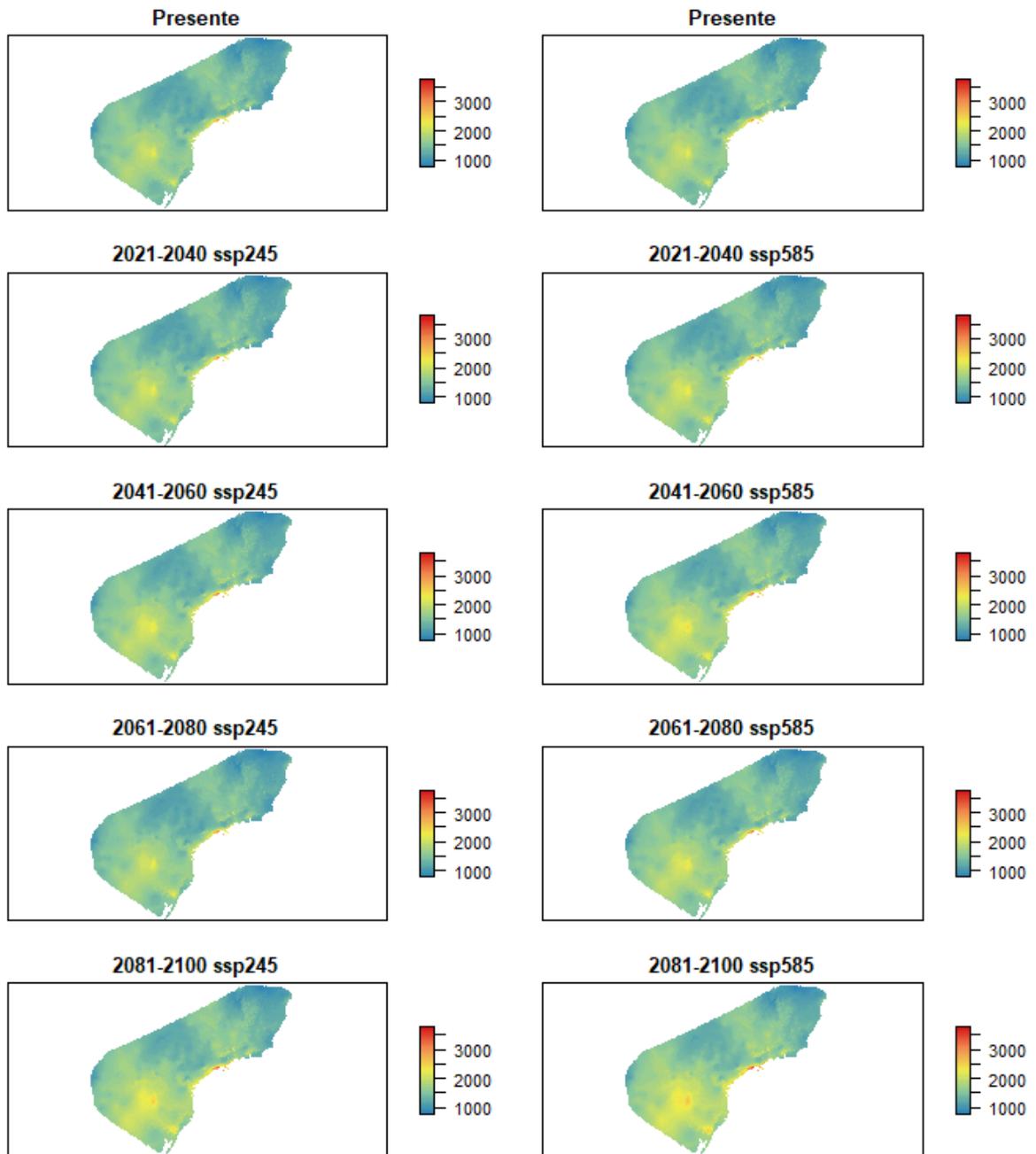
Essa redução das classes intermediárias em ambos cenários, evidencia a intensificação dos extremos climáticos, o que inclui ondas de calor, secas e chuvas intensas, assim como aponta Cohen (2020). Sendo que algumas espécies podem se beneficiar de condições climáticas extremas devido a adaptações locais, tolerâncias mais altas, plasticidade ecológica ou maior capacidade de resiliência (Tirozzi; Massimino; Bani, 2024). Quanto ao impacto na espécie, com as temperaturas do ar mais quentes, pode ocorrer a facilitação da viagem da espécie por rotas de distribuição naturais e artificiais que em períodos anteriores seriam inacessíveis (Orabi *et al.*, 2024).

Além disso, com o clima mais quente, o habitat geograficamente aceitável dos envelopes climáticos, como as faixas de temperatura e padrões de precipitação, está suscetível a mudanças significativas, resultando no deslocamento da ocorrência da espécie para regiões não ocupadas no presente (Orabi *et al.*, 2024).

4.2.5 Influência da variável BIO12

Em se tratando de precipitação, a BIO12 é ilustrada com tons de azul, os quais representam as áreas com precipitação mais baixa, isto é, abaixo de 2000 mm, como na Figura 13. Enquanto os tons de vermelho, correspondem às áreas com precipitação anual mais alta, geralmente acima de 2000 mm, chegando até 3000 mm ou mais.

Figura 13 - Projeções futuras da variável de Precipitação Anual (BIO12)



Fonte: Autoria própria

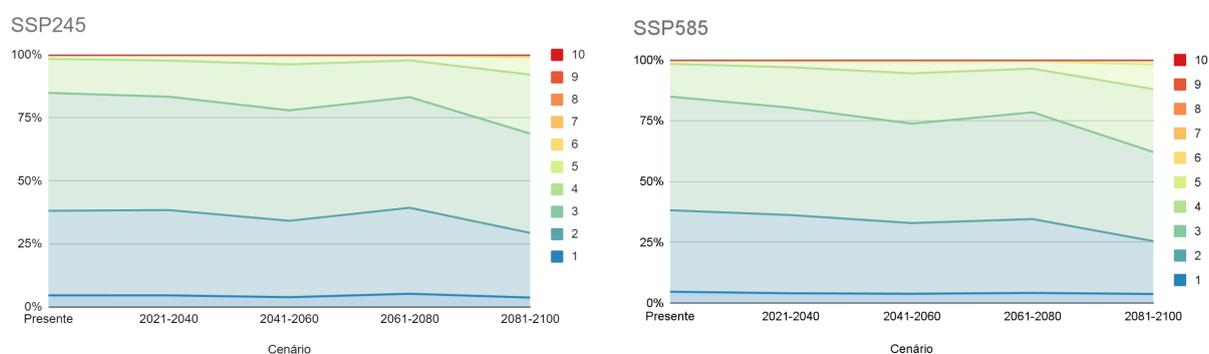
No geral, há uma tendência de aumento da Precipitação Anual, principalmente no último período, que se mostra concentrado na região sul e no litoral, como observado na Tabela 10 e no gráfico da Figura 14. O comportamento do cenário SSP5-8.5 é similar ao SSP2-4.5, porém mais intenso principalmente no período 2081-2100, e na região sul e no litoral. Neste cenário também é possível ver uma variação da precipitação nas regiões de maior altitude ao nordeste.

Tabela 10 - Intervalo de valores das classes da BIO12

Período	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
SSP2-4.5										
Presente	64459,9	465753,4	649479,0	187052,9	19100,3	2259,8	810,0	273,3	25,8	0,0
2021-2040	64414,7	469987,5	624507,4	198825,6	27950,3	2427,0	787,0	287,0	28,0	0,0
2041-2060	54372,4	420816,3	608285,4	253408,2	45980,2	4534,7	1209,6	424,7	182,9	0,0
2061-2080	73282,6	473693,7	609485,6	202659,4	26542,0	2328,0	860,2	309,2	53,8	0,0
2081-2100	52298,4	356202,2	546540,8	325126,2	96753,4	9869,4	1361,6	716,7	283,4	62,4
delta	-12161,5	-109551,2	-102938,1	138073,3	77653,1	7609,6	551,7	443,4	257,5	62,4
SSP5-8.5										
Presente	64459,9	465753,4	649479,0	187052,9	19100,3	2259,8	810,0	273,3	25,8	0,0
2021-2040	55564,8	447069,2	613367,5	231668,6	36343,2	3604,3	1117,7	357,3	122,0	0,0
2041-2060	52812,8	404097,8	568304,1	287706,1	68217,0	6204,9	1218,2	452,7	200,9	0,0
2061-2080	57539,8	422277,0	610088,2	249770,2	43711,7	4179,6	1030,2	434,0	183,7	0,0
2081-2100	51591,0	301745,8	509447,2	359301,4	140641,6	22447,0	2601,3	846,5	395,3	197,3
delta	-12868,9	-164007,6	-140031,8	172248,5	121541,3	20187,2	1791,4	573,2	369,5	197,3

Fonte: Autoria própria

Figura 14 - Gráfico de área empilhada da BIO12



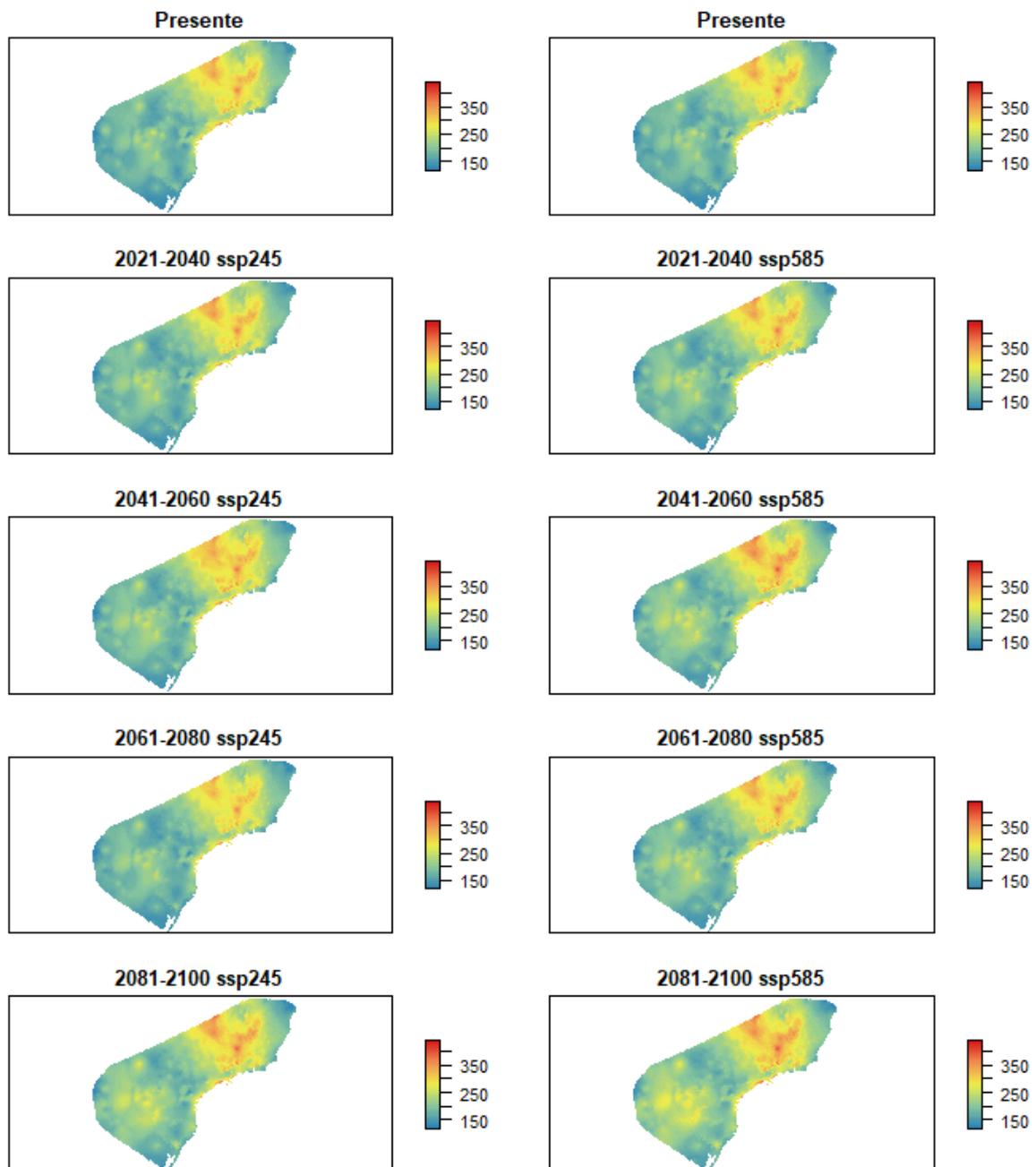
Fonte: Autoria própria

O aumento da intensidade da precipitação afeta a sobrevivência, a fisiologia e o comportamento da espécie, além de influenciar a percepção do ambiente ao redor, como a detecção de presas e predadores (Tirozzi; Massimino; Bani, 2024). Outra consequência é a influência na dinâmica das populações de aves, por meio de processos de *bottom-up*, ou seja, inicia nas bases da cadeia alimentar, nas comunidades de produtores, como plantas e fitoplâncton, e se propagam para cima, afetando os consumidores, herbívoros e carnívoros na questão da disponibilidade de alimentos, que são afetados por mudanças nas condições climáticas.

4.2.6 Influência da variável BIO13

Por fim, na BIO13 os tons quentes (amarelo, laranja, vermelho) representam classes de precipitação mais elevadas (valores maiores de Precipitação no Mês Mais Úmido) e os tons frios (verde, azul) indicam valores mais baixos de precipitação, conforme a Figura 15.

Figura 15 - Projeções futuras da variável de Precipitação do Mês Mais Úmido (BIO13)



Fonte: Autoria própria

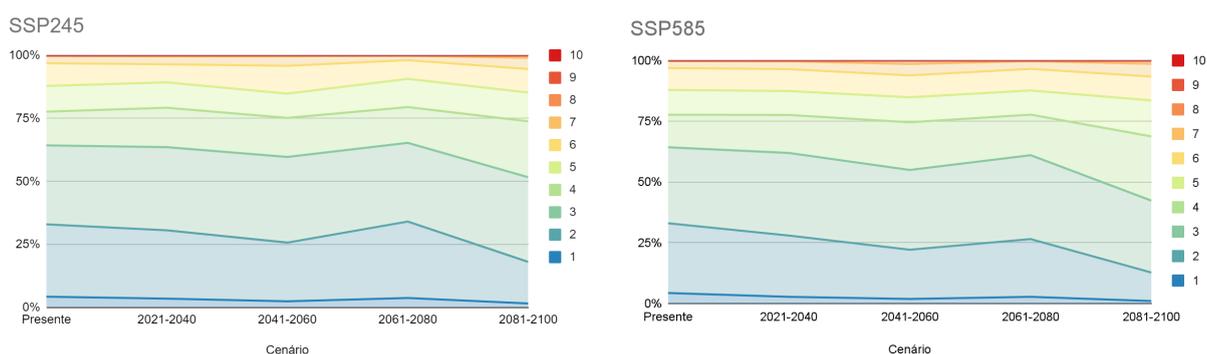
No geral, há uma tendência de aumento da Precipitação do Mês Mais Úmido, principalmente nas classes intermediárias, como observado na Tabela 11 e no gráfico da Figura 16. O comportamento do cenário SSP5-8.5 é similar ao SSP2-4.5, porém mais intenso.

Tabela 11 - Intervalo de valores das classes da BIO13

Período	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
SSP2-4.5										
Presente	59965,3	398748,1	434423,4	185973,2	141815,3	125206,5	39754,5	3115,0	213,1	0,0
2021-2040	49183,4	376526,4	458058,5	217062,1	139885,4	99333,2	43581,9	5374,1	209,5	0,0
2041-2060	34468,6	323431,7	471467,6	215519,7	133600,9	153359,8	52951,2	3951,5	459,9	3,6
2061-2080	52795,6	420999,3	433663,0	197075,8	155499,1	102794,7	24285,0	2042,5	59,5	0,0
2081-2100	22713,2	228847,7	466340,2	308161,6	158528,0	129518,9	61296,1	12599,1	1201,7	7,9
delta	-37252,2	-169900,4	31916,8	122188,4	16712,8	4312,3	21541,6	9484,1	988,6	7,9
SSP5-8.5										
Presente	59965,3	398748,1	434423,4	185973,2	141815,3	125206,5	39754,5	3115,0	213,1	0,0
2021-2040	38096,6	350099,2	472238,1	217351,3	136707,3	125111,8	44825,1	4368,3	416,8	0,0
2041-2060	25995,3	281344,1	455907,7	272614,0	142877,0	125203,7	65437,0	18522,8	1306,4	6,5
2061-2080	38132,4	330026,8	479457,3	232001,5	138353,8	123184,1	43848,0	3912,7	297,7	0,0
2081-2100	14110,7	162668,9	410860,1	367309,1	205718,5	136486,3	73175,0	16839,7	1916,2	129,9
delta	-45854,6	-236079,2	-23563,3	181335,9	63903,2	11279,8	33420,5	13724,8	1703,1	129,9

Fonte: Autoria própria

Figura 16 - Gráfico de área empilhada da BIO13



Fonte: Autoria própria

Os dados mostram pequenas variações nos cenários até 2041-2060 e, a partir de então, a precipitação tem uma queda expressiva, seguida de um aumento ainda mais intenso no último período (2081-2100). No geral, a precipitação mostra uma tendência de aumento, em especial na classe 4. As variações estão concentradas nas regiões de maior altitude ao norte e nordeste e, em

menor amplitude, na região oeste. Dessa forma, o comportamento do cenário SSP5-8.5 é similar ao SSP2-4.5, porém mais intenso, com aumento muito expressivo nas classes 4 e 5 e variações concentradas nas mesmas regiões geográficas.

O aumento das chuvas em regiões de altitude elevada pode alterar significativamente os ciclos hidrológicos, intensificando eventos de deslizamentos e inundações, especialmente em áreas que já são vulneráveis a esses fenômenos (Dalagnol *et al.*, 2024). Alterações nos ciclos hidrológicos e de nutrientes, como o aumento da precipitação e das temperaturas, podem causar um descompasso na fenologia, reduzindo o tamanho da população e modificando a agenda reprodutiva e migratória (Li *et al.*, 2022, Sierra-Morales, 2021). A precipitação extrema, como a observada em Minas Gerais em janeiro de 2020, por exemplo, pode levar a um aumento na saturação do solo, resultando em deslizamentos de terra e inundações, que são riscos significativos em regiões montanhosas e de encostas (Dalagnol *et al.*, 2024).

Por outro lado, áreas que já enfrentam baixa precipitação podem se tornar ainda mais áridas, resultando em escassez hídrica e podendo impactar negativamente a adaptação das espécies, tanto vegetais quanto animais, que dependem de um regime hídrico estável para sobreviver (Dalagnol *et al.*, 2024).

4.3 Quantificação da área de adequabilidade ambiental dentro de áreas protegidas nas projeções futuras da distribuição

As áreas protegidas (APs) desempenham um papel crucial na conservação da biodiversidade, pois são fundamentais para a manutenção da viabilidade das populações de espécies ameaçadas e aquelas potencialmente afetadas pela atividade humana, contribuindo para aumentar sua resiliência frente às mudanças climáticas (De Moraes *et al.*, 2024). No entanto, é importante ressaltar que as mudanças nas distribuições das espécies não respeitam os limites das unidades de conservação (UCs), o que coloca em risco a efetividade dessas áreas na conservação das espécies (de Moraes *et al.*, 2024).

Portanto, é essencial discutir a capacidade das áreas protegidas de incluir uma diversidade de espécies e habitats e como isso se relaciona com a adequabilidade ambiental nas projeções futuras de distribuição. Desse modo, assegura-se que as populações de espécies ameaçadas estejam adequadamente representadas e protegidas dentro dessas áreas.

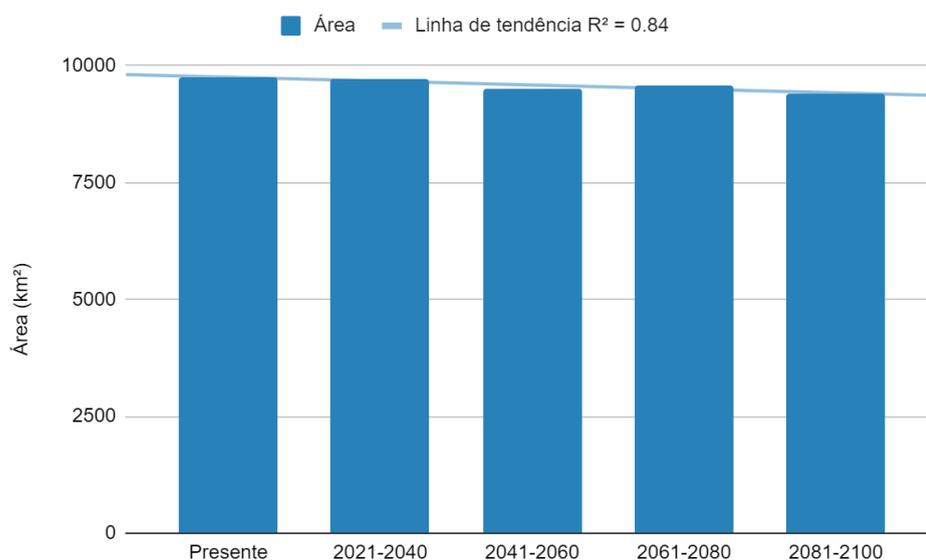
A quantificação da ocorrência da *Amazona vinacea* dentro das APs está apresentada nas Figuras 17 e 18, bem como os valores estão indicados nas Tabelas 12 e 13, sendo ambas as projeções para os cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5, respectivamente.

Tabela 12 - Quantificação da presença da *Amazona vinacea* em áreas protegidas no cenário SSP2-4.5

Período	Área de adequabilidade	Área de não adequabilidade	Varição da área de adequabilidade em relação ao Presente
Presente	9738	25647	-
2021-2040	9730	25656	-0,09%
2041-2060	9509	25877	-2,36%
2061-2080	9560	25825	-1,83%
2081-2100	9405	25980	-3,42%

Fonte: Autoria própria

Figura 17 - Área de adequabilidade em APIs - SSP2-4.5



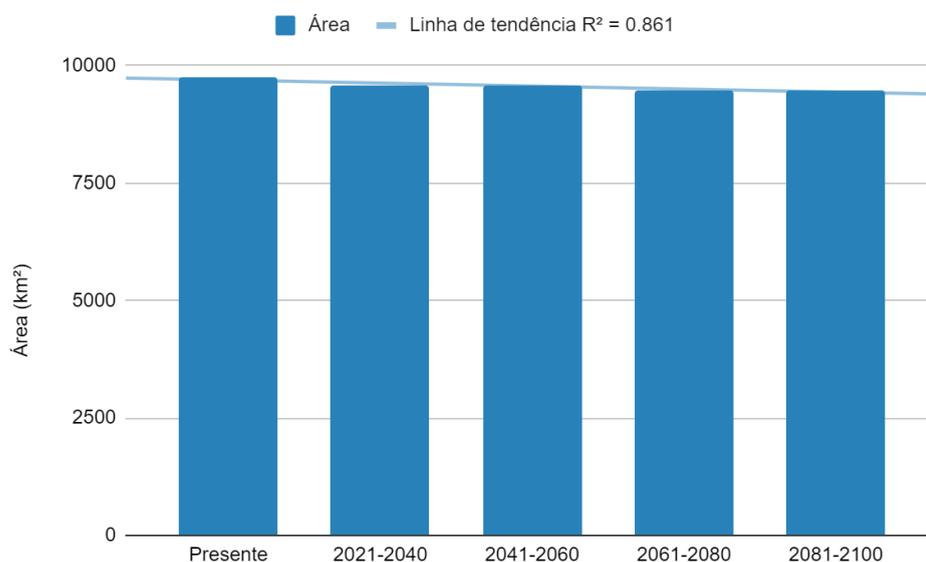
Fonte: Autoria própria

Tabela 13 - Quantificação da da presença da *Amazona vinacea* em áreas protegidas no cenário SSP5-8.5

Período	Área de adequabilidade	Área de não adequabilidade	Varição ao Presente
Presente	9738	25647	-
2021-2040	9580	25806	-1,63%
2041-2060	9560	25825	-1,83%
2061-2080	9473	25913	-2,73%
2081-2100	9473	25913	-2,73%

Fonte: Autoria própria

Figura 18 - Área de adequabilidade em APIs - SSP5-8.5



Fonte: Autoria própria

Observa-se uma redução gradual na área de adequabilidade no cenário SSP2-4.5, conforme os períodos de tempo futuro avançam. A área de adequabilidade diminui de 9738 km² no cenário presente para 9405 km² no período de 2081–2100, representando uma variação percentual de -3,42% em relação ao presente.

Embora a diminuição seja gradual em todos os períodos futuros, o declínio mais acentuado ocorre no último intervalo de tempo (2081–2100), com 333 km² a menos de área adequada quando comparado ao presente. A linha de tendência ajustada ao gráfico evidencia uma relação linear de declínio da adequabilidade ao longo do tempo, com coeficiente de determinação $R^2=0,84$, indicando um ajuste confiável da regressão.

Com base nos dados apresentados no gráfico e na tabela, a área de adequabilidade ambiental para a *Amazona vinacea* no cenário SSP5-8.5 apresenta uma tendência de redução moderada ao longo dos períodos projetados. A área adequada passa de 9738 km² no presente para 9473 km² nos períodos de 2061–2080 e 2081–2100, o que equivale a uma redução de 2,73% em relação à condição atual.

No primeiro período futuro (2021–2040), já se observa uma diminuição na área de adequabilidade, com uma variação de -1,63%. A maior redução ocorre no intervalo de 2061–2080, com uma estabilização da perda no período final (2081–2100), sem mudanças adicionais. A linha de tendência apresentada no gráfico, com $R^2=0,86$, indica um declínio linear na área adequada ao longo dos períodos projetados.

Os resultados evidenciam que a tendência geral é de redução das áreas de adequabilidade ambiental ao longo dos períodos futuros para ambos cenários. Com isso, ressalta-se a necessidade de priorizar regiões-chave para conservação, como áreas de montanha e habitats resilientes, além de implementar estratégias de manejo adaptativo que considerem as dinâmicas regionais de adequabilidade ambiental no futuro, ações de políticas públicas conservacionistas que considerem esses cenários futuros, bem como estratégias de criação de corredores ecológicos e a proteção de áreas prioritárias no presente, as quais podem mitigar os impactos das mudanças climáticas.

Em exemplos a essas implementações de políticas públicas, há a Lei da Mata Atlântica, a expansão de Áreas Protegidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) e a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651/2012), a qual instituiu o Cadastro Ambiental Rural (CAR) e incentiva a regeneração natural e a restauração em reservas legais. Essas estratégias têm contribuído positivamente para a conservação da vegetação nesse domínio (Vancine *et al.*, 2024). Além disso, legislações semelhantes na Argentina e no Paraguai, como a Lei Florestal e a Lei de Desmatamento Zero, respectivamente, complementam esses esforços de conservação na Mata Atlântica. Desde 2005, essas iniciativas têm promovido uma estabilização na perda de vegetação natural e até o ganho de áreas florestais, representando um avanço significativo na conservação de habitats cruciais para a espécie (Vancine *et al.*, 2024).

Apesar desse avanço, analisando as áreas protegidas pontualmente, há inúmeros desafios que requerem a ampliação de políticas públicas, como exemplo a Área de Proteção Ambiental (APA) da Serra da Mantiqueira, a qual sofre com a fragmentação da floresta nativa e impactos ambientais, como desmatamento e erosão laminar (Petri, 2020), isolando e reduzindo as populações (Dário; De Vincenzo, 2002). A conservação dos ambientes florestais da Mantiqueira está ligada à sua manutenção das fontes de água que abastecem cidades rurais e grandes centros urbanos do Sudeste (Pompeu, 2018).

As políticas públicas voltadas para a conservação do papagaio-de-peito-roxo impactam tanto a espécie em ações específicas quanto a conservação da ecorregião de seu habitat, como a Floresta Úmida de Araucárias. Essas regiões, que incluem áreas de Florestas de Araucária, são reconhecidas como prioritárias para a conservação de acordo com o Programa Nacional para a Conservação do Papagaio-de-peito-roxo (Martinez *et al.*, 2021, p. 154). Essas iniciativas englobam a criação de áreas protegidas públicas e privadas, como Unidades de Conservação (UCs) e Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs), e a implementação de corredores ecológicos, com destaque para o Corredor Ecológico Papagaios da Serrano, que fortalece a conectividade no Planalto Serrano de Santa Catarina (Serafini; Sipinski; Cioato, 2021). Algumas

dessas áreas protegidas, como a RPPN Papagaios-de-Altitude (Urupema, SC) e a RPPN Universidade de Passo Fundo (Passo Fundo, RS), representam um esforço de conservação fundamental para o habitat do papagaio-de-peito-roxo e outras espécies simpátricas (Serafini; Sipinski; Cioato, 2021). Da mesma forma, no PECJ há residentes durante o ano todo e caracteriza-se a área como dormitório-coletivo, sítio reprodutivo e de alimentação (Dos Santos; Gonçalves, 2021).

A região do Vale do Ribeira, também se destaca por ser caracterizada por uma região de Mata Atlântica remanescente e que possui grandes áreas protegidas por Unidades de Conservação de Proteção Integral e Uso Sustentável (Boss, Sezerban; Sipinski, 2021). Forma-se um mosaico biodiverso de Jacupiranga que abriga uma importante população de papagaio-de-peito-roxo, onde se alimenta, reproduz e possui dormitórios coletivos (Boss, Sezerban; Sipinski, 2021). Por isso, corrobora-se a importância dessas políticas prevenir a instalação de ninhos artificiais e a preservação de remanescentes florestais, a fim de garantir estratégias para a nidificação e alimentação da espécie (Serafini; Sipinski; Cioato, 2021). Assim como o monitoramento populacional, a educação ambiental, o estudo genético e a avaliação da viabilidade populacional, que são pontos focais no manejo *ex situ*, oferecendo subsídios essenciais para o plano de manejo nas ecorregiões da Mata Atlântica (Serafini; Sipinski; Cioato, 2021).

A educação ambiental, principalmente, é primordial para lidar com a questão do tráfico que ameaça a espécie, podendo promover a sensibilização da sociedade em relação a práticas como essa, que limitam a sobrevivência da espécie. Afinal, desde a década de 1990, o comércio ilegal de filhotes e ovos afeta a *Amazona vinacea*, particularmente ao longo de rodovias que conectam Curitiba aos estados de São Paulo e Santa Catarina (Neto; Filho, 2021).

Essa prática continua até mesmo em unidades de conservação, como a REBIO da Mata Escura, onde moradores locais relatam captura para comércio, consumo e manutenção como animais de estimação (Somezari; Junior, 2021). Essas ações comprometem drasticamente a longevidade dos papagaios, alterando a expectativa de vida média de trinta para dois anos, o que retroalimenta uma troca bianual da espécie, a qual é uma prática comum também no Vale do Mucuri (Somezari; Junior, 2021). Uma região de baixa representatividade de UCs, como a região nordeste de Minas Gerais, possui muitas áreas de importância biológica desprotegidas, apesar da presença da REBIO da Mata Escura (Somezari, Junior, 2021).

Dessa forma, a orientação das políticas públicas relacionadas à conservação do papagaio-de-peito-roxo, criação de áreas protegidas particulares da categoria Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) na área de distribuição da Florestas com Araucárias, diálogo e

articulação com órgãos ambientais e fiscalizadores, gestores de Unidades de Conservação e instituições estratégicas, nas esferas nacional e estadual, devem estar alinhadas para coibir ameaças como a captura de filhotes e a degradação de áreas florestais (Somenzari, Junior, 2021). Assim como o Programa Papagaios do Brasil já realizou oficinas e reuniões estratégicas em urgente necessidade de se planejar e agir de forma integrada para obter resultados efetivos relacionados à fiscalização e proteção das áreas naturais.

Na análise de lacunas de conservação, que avaliou a representatividade da espécie em áreas protegidas, verificou-se que, como a área estimada de ocorrência do papagaio-de-peito-roxo varia entre 321.467,41 km² e 369.910,69 km², ultrapassando a marca de 250.000 km², a cobertura mínima recomendada para a conservação de sua distribuição deve ser de pelo menos 10%. Entretanto, a distribuição da espécie dentro de áreas protegidas está abaixo desse mínimo recomendado, destacando também por esse método a importância da adoção de estratégias que garantam áreas protegidas que compreendam o limite mínimo para uma conservação mais efetiva.

A *Amazona vinacea* é classificada como em perigo de extinção (EN) globalmente e como vulnerável (VU) nacionalmente pela IUCN, e está presente em todas listas estaduais de espécies ameaçadas de extinção dos estados onde ocorre: EN no Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Espírito Santo; VU no Paraná, Rio de Janeiro e Minas Gerais, e criticamente ameaçada (CR) em São Paulo e Bahia (Bovo *et al.*, 2024). Nesse contexto, já é urgente a tomada de ações mitigadoras para a sobrevivência da espécie, além de uma vigilância contínua para assegurar a estabilidade e a integridade da população, podendo levar à reavaliação da classificação em futuras análises. Sobretudo, pelo fato da espécie apresentar uma área de distribuição fragmentada e populações remanescentes pequenas e, em muitos casos, isoladas entre si, o que compromete sua viabilidade em longo prazo (Silveira *et al.*, 2021). Logo, o papagaio-de-peito-roxo tornando-se vulnerável a eventos adversos, como desastres naturais e variações climáticas, mesmo com uma projeção de ganho de habitat, uma vez que já sofre de degradação e pressões ambientais (Silveira *et al.*, 2021).

A expansão da rede global de áreas protegidas nessas regiões é urgentemente necessária para evitar a perda de biodiversidade, pois a configuração atual não garantiria a conservação da espécie diante das futuras mudanças climáticas e do crescimento contínuo das emissões de gases de efeito estufa. Quando analisadas de forma independente, as Áreas de Proteção Integral são ineficazes na proteção do táxon e tais lacunas são perceptíveis no cenário presente e nos oito cenários climáticos futuros, uma vez que demonstram que a espécie está pouco representada neste tipo de área protegida.

No entanto, esses resultados não significam que as APs sejam totalmente ineficazes para a conservação da espécie, mas que não suprem a meta de conservação ao serem analisadas isoladamente (de Moraes *et al.*, 2024). A eficácia das UCs é consistentemente prejudicada pelos impactos decorrentes do uso da terra, atividades de caça e exploração ilegal, tanto nas áreas designadas quanto em suas zonas adjacentes (de Moraes *et al.*, 2024).

Como as comunidades próximas a Unidades de Conservação, como o Parque Estadual do Rio Turvo, a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Quilombos de Barra do Turvo, Áreas de Proteção Ambiental do Rio Pardinho e Rio Vermelho, Planalto do Turvo e Cajati, também convivem com a captura de filhotes, ainda mais nas proximidades com a BR-116, o acesso e a exploração das terras por posseiros e grileiros é facilitado (Boss; Sezerban; Sipinski, 2021). A pressão sobre a população de papagaios é exacerbada por condições socioeconômicas desfavoráveis, como baixa renda e escolaridade, além da falta de alternativas de subsistência, especialmente nas áreas do Parque Estadual do Rio Turvo, onde a espécie utiliza as florestas para nidificação, alimentação e repouso (Boss; Sezerban; Sipinski, 2021).

Em relação à meta de proteção da espécie, verificou-se que ela é considerada uma lacuna de proteção. Isso ocorre porque apenas entre 2,56% e 3,3% de sua distribuição estimada encontra-se dentro de unidades de conservação, correspondendo à faixa de valor de 0 a 20% da distribuição dentro de APIs.

Desse modo, a distribuição da espécie sofre alterações de ocorrência na Mata Atlântica, e dado o contexto de mudanças climáticas, o espaço climático adequado das espécies dentro de áreas protegidas pode ser fortemente reduzido, potencialmente levando-as a se tornarem ameaçadas de extinção (Berteaux *et al.*, 2018). Por isso, a identificação dessas áreas com maior potencial de ocorrência do papagaio ajuda a definir quais regiões seriam prioritárias para novos estudos, principalmente quando consideramos os diferentes requerimentos ecológicos da espécie ao longo de sua distribuição (Bovo, 2021). Por meio dessas informações, é traçado o planejamento para a conservação da espécie, além de manter atualizado o mapa de distribuição da espécie na avaliação do estado de conservação da espécie da IUCN e sua lista Vermelha de espécies ameaçadas (Bovo; Ferraz, 2021).

Ao longo de sua distribuição, como Serra da Mantiqueira, centro-sul e sudeste do Paraná, e os Planaltos serrano de Santa Catarina, do norte de Santa Catarina e do Rio Grande do Sul, essas políticas devem se estender à educação ambiental e à fiscalização rigorosa nas 53 áreas protegidas dessas regiões em que se foi confirmado a presença dessa espécie, sobretudo durante o período reprodutivo, quando a captura ilegal de filhotes e a retirada de vegetação são mais frequentes (Martinez *et al.*, 2021, p. 153; Serafini; Sipinski; Cioato, 2021). Bem como incentivar

a participação comunitária e as visitas guiadas em áreas de UC para continuar o trabalho na conscientização e no engajamento local, o que é particularmente eficaz em áreas com alta pressão de captura, como o Vale do Ribeira (PR) e proximidades da BR-116 (Martinez *et al.*, 2021, p. 153; Serafini; Sipinski; Cioato, 2021).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso de bases de dados *online* de ciência cidadã mostrou-se fundamental para ampliar o conhecimento sobre a distribuição da *Amazona vinacea* na Mata Atlântica. Somado a isso, a Modelagem De Nicho Ecológico revelou-se uma ferramenta essencial para compreender tanto a distribuição atual da espécie quanto as projeções para diferentes cenários futuros de mudanças climáticas.

A identificação de áreas potenciais de ocorrência da espécie orienta a busca por novas populações e guia futuras ações conservacionistas voltadas às áreas indicadas como adequadas. Da mesma forma, a avaliação da proporção dessas áreas dentro de Áreas Protegidas permite identificar possíveis lacunas de proteção.

As projeções futuras indicam aumento da área de adequabilidade ambiental para a espécie, principalmente fora de áreas protegidas. Esse cenário reforça a necessidade de um planejamento de conservação mais preciso, que contemple a criação de novas áreas protegidas, ações de educação ambiental, instalação de ninhos artificiais, monitoramento reprodutivo e populacional, além de estudos sobre viabilidade populacional e genética da espécie.

Embora as projeções apontem uma expansão da área adequada para a *Amazona vinacea*, é essencial considerar a qualidade desses habitats, garantindo que sejam viáveis para a espécie. Logo, as tendências populacionais estimadas, com crescimento entre 5,3% e 17,7% até 2100, indicam uma possível recuperação populacional em resposta à sua redução histórica, o que mostra a eficácia das APs na conservação da espécie. Essas tendências poderão ser concretizadas desde que as pressões ambientais e antrópicas não atuem como barreiras à dispersão e colonização. No entanto, ameaças como a fragmentação do habitat, a caça ilegal e a ausência de proteção em grande parte da área de ocorrência ainda representam desafios significativos para a conservação da espécie a longo prazo.

REFERÊNCIAS

- ALVES, Gabriela dos Santos et al. Present and future distribution of endangered and economically important *Ocotea* species in the Brazilian Atlantic Forest: Implications for conservation and restoration. **Forest Ecology and Management**, v. 563, p. 121987, 2024.
- BARBET-MASSIN, Morgane 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, 2012.
- BEAUREGARD, Frieda; DE BLOIS, Sylvie. Beyond a climate-centric view of plant distribution: edaphic variables add value to distribution models. *PloS one*, v. 9, n. 3, p. e92642, 2014.
- BERTEAUX, Dominique et al. Northern protected areas will become important refuges for biodiversity tracking suitable climates. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 4623, 2018.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL and HANDBOOK OF THE BIRDS OF THE WORLD [online]. 2017. *Amazona vinacea*. The IUCN Red List of Threatened Species. Acesso em: 02 de maio. 2023.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL and HANDBOOK OF THE BIRDS OF THE WORLD [online]. 2011. *Araucaria angustifolia*. The IUCN Red List of Threatened Species. Acesso em: 02 de maio. 2023.
- BORGES, Sérgio Henrique. A importância do ensino de pós-graduação na formação de recursos humanos para o estudo da biodiversidade no Brasil: um estudo de caso na ornitologia. **Biota Neotropica**, v. 8, p. 21-27, 2008.
- BOSS, Roberta Lúcia; SEZERBAN, Rafael Meirelles; SIPINSKI, Elenise A. B. O Papagaio-de-peito-roxo (*Amazona vinacea*) no Mosaico de Unidades de Conservação de Jacupiranga. **Biologia da Conservação: Programa Nacional para a Conservação do Papagaio-de-Peito-Roxo e outras iniciativas**, p.175-198, 2021.
- BOVO, Alex *et al.* Ciência cidadã aplicada à conservação de uma espécie ameaçada: o caso do papagaio-de-peito-roxo. **Biodiversidade Brasileira**, v. 14, n. 3, p. 7-18, 2024.
- BOVO, Alex Augusto de Abreu. **Ciência Cidadã e modelos de distribuição de espécies para a conservação de aves ameaçadas**. 2021.
- BRAMBILLA, M. et al. A spatially explicit definition of conservation priorities according to population resistance and resilience, species importance and level of threat in a changing climate. **Diversity and Distributions**, 23, p. 727 - 738, 2017. <https://doi.org/10.1111/ddi.12572>.
- CANTIDIO, Luiza Soares. **Biorregionalização da vegetação da Mata Atlântica e sua relação com fatores ambientais**. 2019. Dissertação de Mestrado. Brasil.
- CARLUCCI, Marcos Bergmann; MARCILIO-SILVA, Vinícius; TOREZAN, José Marcelo. The southern Atlantic Forest: use, degradation, and perspectives for conservation. **The Atlantic Forest: History, biodiversity, threats and opportunities of the mega-diverse Forest**, p. 91-111, 2021.

- CARRARA, Lucas A. et al. Papagaio-de-peito-roxo Amazona vinacea (Kuhl)(Aves: Psittacidae) no norte do Espírito Santo: redescoberta e conservação. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, p. 154-158, 2008.
- CELESTE, Ariela Castelli et al. Behavioral responses of Vinaceous-breasted Amazon parrots to anti-predator training. **Applied Animal Behaviour Science**, v. 271, p. 106154, 2024.
- CHANDA, Ritobroto et al. Bird communities in a selectively logged tropical montane forest are dominated by small, low-elevation species. **Global Ecology and Conservation**, v. 47, p. 1-8, 2023.
- Cohen, Jeremy M. et al. "Avian responses to extreme weather across functional traits and temporal scales." **Global Change Biology**, v. 26, p.4240 - 4250, 2020.
<https://doi.org/10.1111/gcb.15133>.
- COLOMBO, Alexandre F.; JOLY, C. A. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, p. 697-708, 2010.
- COSTA, David de Andrade et al. Water availability and extreme events under climate change scenarios in an experimental watershed of the Brazilian Atlantic Forest. **Science of the Total Environment**, v. 946, p. 174417, 2024.
- DÁRIO, Fábio Rossano; DE VINCENZO, Maria Cristina Veiga; ALMEIDA, Álvaro Fernando de. Avifauna em fragmentos da Mata Atlântica. **Ciência Rural**, v. 32, p. 989-996, 2002.
- DELUCA, William V.; KING, David I. Montane birds shift downslope despite recent warming in the northern Appalachian Mountains. **Journal of Ornithology**, v. 158, p. 493-505, 2017.
- DE MORAES, Kauê Felipe 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, p. e11097, 2024.
- DOS SANTOS, Douglas Luiz; GONÇALVES; Diego Lustre. Estudo de caso do papagaio-de-peito-roxo no Parque Estadual Campos do Jordão, São Paulo. **Biologia da Conservação: Programa Nacional para a Conservação do Papagaio-de-Peito-Roxo e outras iniciativas**, p.381-400 2021.
- EATE-CLEGG, Montague HC et al. Afrotropical montane birds experience upslope shifts and range contractions along a fragmented elevational gradient in response to global warming. **PLoS One**, v. 16, n. 3, p. e0248712, 2021.
- FARIA, Rhayssa Terra de; SANTOS, Douglas.; NAGY, Lászlo.; SETZ, E. Z. F. Mamíferos De Médio e Grande Porte do Parque Estadual de Campos do Jordão, São Paulo, Brasil. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 36, 2024. DOI: 10.24278/rif.2024.36e942.
- FERRAZ, Katia Maria Paschoaletto Micchi de Barros *et al.* A modelagem como ferramenta para a conservação do papagaio-de-peito-roxo. **Biologia da Conservação: Programa Nacional para a Conservação do Papagaio-de-Peito-Roxo e outras iniciativas**, p.107-132, 2021.

FREEMAN, Benjamin G.; CLASS FREEMAN, Alexandra M. Rapid upslope shifts in New Guinean birds illustrate strong distributional responses of tropical montane species to global warming. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 12, p. 4490-4494, 2014.

FICK, S.E. e R.J. Hijmans, 2017. WorldClim 2: novas superfícies climáticas de resolução espacial de 1 km para áreas terrestres globais. *Revista Internacional de Climatologia* 37 (12): 4302-4315.

FILETO-DIAS, Fabiane; LUGARINI, Camile; SERAFINI, Patricia Pereira. **Avaliação do “Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Papagaios da Mata Atlântica” na conservação dessas espécies.** *Atualidades Ornitológicas*, v. 181, p. 33-45, 2014.

GALETTI, Mauro et al. Causes and consequences of large-scale defaunation in the Atlantic forest. **The atlantic forest: history, biodiversity, threats and opportunities of the mega-diverse forest**, p. 297-324, 2021.

GBIF: The Global Biodiversity Information Facility (2024) O que é o GBIF?. Disponível em <https://www.gbif.org/what-is-gbif>. Acesso em 01 de outubro de 2024.

GRELLE, Carlos EV; RAJÃO, Henrique; MARQUES, Marcia CM. The Future of the Brazilian Atlantic Forest. **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest**, p. 487-503, 2021.

GUISAN, Antoine; THUILLER, Wilfried; ZIMMERMANN, Niklaus E. *Habitat suitability and distribution models: with applications in R.* Cambridge University Press, 2017.

GUPTA, Joyeeta et al. A just world on a safe planet: a Lancet Planetary Health–Earth Commission report on Earth-system boundaries, translations, and transformations. **The Lancet Planetary Health**, v. 8, n. 10, p. 1-8, 2024.

HAAS, Elaina K. et al. The correlation between eBird community science and weather surveillance radar-based estimates of migration phenology. **Global Ecology and Biogeography**, v. 31, n. 11, p. 2219-2230, 2022.

HUBNER, Daniela; POVALUK, Maristela. Avifauna em fragmentos florestais no município de Rio Negrinho, estado de Santa Catarina. **Saúde e meio ambiente: revista interdisciplinar**, v. 3, n. 1, p. 84-101, 2014.

IPCC. Summary for policymakers: synthesis report. *Clim. Chang. 2023 Synth. Report. Contrib. Work. Groups I, II III to Sixth Assess. Rep. Intergov. Panel Clim. Chang (2023)*, pp. 1-34, 2023.

JIENTARA, Maiara et al. Aves em pequenas áreas verdes urbanas das cidades de Porto União (Santa Catarina) e União da Vitória (Paraná). **Terr@ Plural**, v. 18, p. 1-18, 2024.

LI, Xiaohan; LIU, Yang; ZHU, Yuhui. The effects of climate change on birds and approaches to response. In: **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**. IOP Publishing, 2022. p. 1-8.

KONOWALIK, K.; NOSOL, A. Evaluation metrics and validation of presence-only species distribution models based on distributional maps with varying coverage. *Sci Rep* 11: 1482. 2021.

MARCUZZO, Suzane Bevilacqua; JASKULSKI, Letícia Pawoski; ZIMMERMAN, Pâmela. Trilhas interpretativas no parque estadual do turvo: conhecendo os elementos da natureza. **Observatório de La Economía Latinoamericana**, 22,5, e4789. <https://doi.org/10.55905/oelv22n5-134>.

MARTINEZ, Jaime *et al.* A estratégia da contagem nacional e mundial de *Amazona vinacea*. **Biologia da Conservação: Programa Nacional para a Conservação do Papagaio-de-Peito-Roxo e outras iniciativas**, p.133-160, 2021.

Martinez, Jaime *et al.* O Programa Nacional para a Conservação do Papagaio-de-peito-roxo. **Biologia da Conservação: Programa Nacional para a Conservação do Papagaio-de-Peito-Roxo e outras iniciativas**, p.71-106, 2021.

MARQUES, Marcia CM *et al.* The Atlantic Forest: an introduction to the megadiverse forest of South America. **The Atlantic Forest: History, biodiversity, threats and opportunities of the mega-diverse Forest**, p. 3-23, 2021.

MARQUETTI, Jonathan Klein. Tendência Linear de Valores da Temperatura do Ar para Cidades do Leste do Estado do Paraná entre 1925 e 2020. *Revista Caminhos de Geografia*, v.25, n. 102, p. 206-222, 2024.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br>. Acesso em: 06 de novembro. 2023.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/areas-protegidas/unidades-de-conservacao/categorias.html>. Acesso em: 26 de janeiro. 2025.

MOTA, Flávio Mariano Machado *et al.* Climate change is expected to restructure forest frugivorous bird communities in a biodiversity hot-point within the Atlantic Forest. **Diversity and Distributions**, v. 28, n. 12, p. 2886-2897, 2022.

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

NETO, Pedro Scherer, FILHO, Alberto Urben. Papagaio-de-Peito-Roxo *Amazona vinacea* entre as espécies de papagaios do Brasil. **Biologia da Conservação: Programa Nacional para a Conservação do Papagaio-de-Peito-Roxo e outras iniciativas**, p.35-40, 2021.

NUNES, Alessandro Pacheco. Estado de conservação da avifauna ameaçada de extinção ocorrente no Pantanal, Brasil. **Atualidades ornitológicas**, v. 157, p. 85-98, 2010.

OLSON, David M. *et al.* Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. **BioScience**, v. 51, n. 11, p. 933-938, 2001.

Orabi, Gamal M. *et al.* Prevendo a Faixa de Invasão do Mainá-Comum, *Acridothores tristis* Linnaeus, 1766 no Egito sob Mudanças Climáticas. **Sustentabilidade**, v. 16, n 15, 6495, 2024. <https://doi.org/10.3390/su16156495>

PEDROSO-SANTOS, Fillipe et al. Vertebrate taxonomic and functional hotspots in the Brazilian Atlantic Forest. **Diversity and Distributions**, v. 30, n. 9, p. e13908, 2024.

PELLISSARI, Gisela; NETO, Sergio Romaniuc. Ficus (Moraceae) da Serra da Mantiqueira, Brasil. **Rodriguésia**, v. 64, p. 91-111, 2013.

PETRI, Caio Arlanche; MACIEL, Daniel Andrade; JUNIOR, Rogério Flores. Dinâmica da Cobertura Florestal na Serra da Mantiqueira entre 1999 e 2017. *Geografia (Londrina)*, v. 29, n. 1, p. 157-174, 2020.

PETERSON, A. Townsend et al. Ecological niches and geographic distributions (MPB-49). In: **Ecological niches and geographic distributions (MPB-49)**. Princeton University Press, 2011.

PIZO, Marco A.; TONETTI, Vinicius R. Living in a fragmented world: Birds in the Atlantic Forest. *The Condor*, v. 122, p. 1-14, 2020.

POMPEU, Patrícia Vieira et al. Assessing Atlantic cloud forest extent and protection status in southeastern Brazil. **Journal for Nature Conservation**, v. 43, p. 146-155, 2018.

RIBEIRO, Maria Ruth de Oliveira. Distribuição biogeográfica e modelagem de nicho potencial da ave ameaçada *Odontophorus capueira plumbeicollis* Cory, 1915: compreendendo seu presente e passado para conservar seu futuro. 2022.

RIBEIRO, Milton Cezar 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, 2009.

ROSA, Marcos R. et al. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Science advances**, v. 7, n. 4, p. 1-8, 2021.

Riahi, K et al. The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. **Global Environmental Change**. v. 42, p.153-68, 2017 <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009>

Serafini, Patricia P.; Sipinski, Elenise A. B.; Cioato, Mariana P. Plano de Ação Nacional (PAN Papagaios) e Programa Papagaios do Brasil na conservação do papagaio-de-peito-roxo. **Biologia da Conservação: Programa Nacional para a Conservação do Papagaio-de-Peito-Roxo e outras iniciativas**, p.41-70, 2021.

SCHIAVETTI, A.; FORESTI, C. **Conservação do papagaio-de-peito-roxo (Amazona vinacea, Avis: Psittacidae) no Parque Estadual dos Mananciais de Campos do Jordão (São Paulo-Brasil)**. Cadernos de biodiversidade, v. 3, n. 1, p. 33-39, 2002.

SILLERO, Neftalí et al. Want to model a species niche? A step-by-step guideline on correlative ecological niche modelling. **Ecological Modelling**, v. 456, p. 109671, 2021.

SILLERO, Neftalí; BARBOSA, A. Márcia. Common mistakes in ecological niche models. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 35, n. 2, p. 213-226, 2020.

SILVA, André Alves Reis. **Estado da arte nas pesquisas com avifauna na Mata Atlântica brasileira nas duas últimas décadas**. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

SILVEIRA, LUÍS FÁBIO. **O sumiço do Papagaio-de-Peito-Roxo**. Mundo das aves. 2013. Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/273362966_Mundo_das_Aves_O_sumico_do_Papagai-o-de-Peito-Roxo#fullTextFileContent. Acesso em: 3 de setembro de 2023.

SILVEIRA, L. F.; SOMENZARI, M.; BOVO, AAA. O papagaio-de-peito-roxo, *Amazona vinacea* (Kuhl, 1820): história, taxonomia e distribuição geográfica. **Biologia da Conservação: Programa Nacional para a Conservação do Papagaio-de-Peito-Roxo e outras iniciativas**, p.21-33, 2021.

SILVEIRA, Luís Fábio; UEZU, Alexandre. Checklist das aves do estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 83-110, 2011.

SOBERÓN, Jorge; NAKAMURA, Miguel. Niches and distributional areas: concepts, methods, and assumptions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. supplement_2, p. 19644-19650, 2009.

SOH, Malcolm. Effects of environmental change on montane amphibians and birds in Peninsular Malaysia. 2019. [Tese de doutorado, The University of Western Australia].

SOLÓRZANO, Alexandro; BRASIL, Lucas Santa Cruz de Assis; DE OLIVEIRA, Rogério Ribeiro. The Atlantic Forest ecological history: From pre-colonial times to the Anthropocene. **The Atlantic Forest: history, biodiversity, threats and opportunities of the mega-diverse forest**, p. 25-44, 2021.

SOMENZARI, M.; Junior, RT. Novidades sobre o papagaio-de-peito-roxo em Minas Gerais. **Biologia da Conservação: Programa Nacional para a Conservação do Papagaio-de-Peito-Roxo e outras iniciativas**, p.21-33, 2021.

SPIRONELLO, Emanuelle et al. A gestão da pesquisa científica no Parque Estadual da Ilha do Cardoso. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 54, 2020.

TIROZZI, P., MASSIMINO, D. & BANI, L. Respostas aviárias a extremos climáticos: insights sobre curvas de abundância e sensibilidade de espécies usando o UK Breeding Bird Survey. *Oecologia* 204, 241–255 (2024). <https://doi.org/10.1007/s00442-023-05504-9>

TONETTI, Vinicius et al. Forest regeneration may reduce the negative impacts of climate change on the biodiversity of a tropical hotspot. **Diversity and Distributions**, v. 28, n. 12, p. 2956-2971, 2022.

TUANMU, M.-N. e W. Jetz. 2014. Um produto consensual global de cobertura da terra de 1 km para biodiversidade e modelagem de ecossistemas. *Ecologia Global e Biogeografia* 23(9): 1031-1045. Dados disponíveis on-line em: <https://www.earthenv.org/>.

VALE, Mariana M. et al. Climate change and biodiversity in the Atlantic Forest: best climatic models, predicted changes and impacts, and adaptation options. **The Atlantic forest: History, biodiversity, threats and opportunities of the mega-diverse forest**, p. 253-267, 2021.

VANCINE et al. The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 291. 2024. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110499>.

VIEIRA, Emerson M.; IOB, Graziela. Dispersão e predação de sementes da araucária (*Araucaria angustifolia*). **Floresta de Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**. Edited by CR Fonseca, AF Souza, AM Leal-Zanchet, T. Dutra, A. Backes, and G. Ganado. **Holos Editora, Ribeirão Preto**, p. 85-95, 2009.

VON MATTER, Sandro et al. **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Technical Books Editora, 2010.

ZIMMERMANN, Carlos Eduardo et al. **A importância de unidades de conservação na proteção de aves da floresta atlântica frente à fragmentação**. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, v. 24, n. 1, p. 8-26, 2020.

ZULIAN, Viviane et al. Distribuição e tamanho populacional de papagaios (*Amazona spp.*) da Mata Atlântica: uma análise estatística com integração de dados. 2021.

ZULIAN, Viviane; MILLER, David AW; FERRAZ, Gonçalo. Integrating citizen-science and planned-survey data improves species distribution estimates. **Diversity and Distributions**, v. 27, n. 12, p. 2498-2509, 2021.

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

WHEATLEY, Christopher J. 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, 2023.

Xeno-canto.Xeno-Canto: sons de pássaros de todo o mundo. Disponível em:<https://www.xeno-canto.org>. Acesso em: 12 de março. 2024.