

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

DIMAS AUGUSTO MOLINA MARIN

Efeito da supressão vegetal nas comunidades de aves na Amazônia Oriental

Belém

2024

DIMAS AUGUSTO MOLINA MARIN

Efeito da supressão vegetal nas comunidades de aves na Amazônia Oriental

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia.

Linha de Pesquisa: Ecologia de Comunidades

Orientador(a): Prof. Dr. Marcos Pérsio Dantas Santos

Coorientador(a): Dr(a). Mariana Tolentino Bento da Silva

Belém

2024

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

- M722e Molina Marin, Dimas Augusto.
Efeito da supressão vegetal nas comunidades de aves na
Amazônia Oriental / Dimas Augusto Molina Marin. — 2024.
57 f. : il.
- Orientador(a): Prof. Dr. Marcos Pérsio Dantas Santos
Coorientação: Prof^a. Dra. Mariana Tolentino Bento da Silva
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,
Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em
Ecologia, Belém, 2024.
1. Amazônia, supressão vegetal, aves de sub-bosque,
mineração, impactos ambientais, biodiversidade, Paragominas,
Brasil.. I. Título.

CDD 574.522209811

DIMAS AUGUSTO MOLINA MARIN

Efeito da supressão vegetal nas comunidades de aves

na Amazônia Oriental

Dissertação ou Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Marcos Pérsio Dantas Santos
Universidade Federal do Pará
Presidente

Prof. Dr. Raphael Ligeiro
Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. Luiz dos Anjos
Universidade Estadual de Londrina

Prof. Dr. André de Camargo Guaraldo
Universidade Federal do Paraná

Profa. Dra. Juliana da Silva Menger
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung

Prof. Dr. José Max Barbosa de Oliveira Junior
Universidade Federal do Oeste do Pará

Efeito da supressão vegetal nas comunidades de aves na Amazônia Oriental

RESUMO

A Floresta Amazônica é reconhecida como a maior floresta tropical do mundo, possui mais de seis milhões de quilômetros quadrados e abrangendo nove países. No entanto, enfrenta sérias ameaças devido à expansão das fronteiras agrícolas e atividades como mineração. Essas atividades produtivas afetam extensas áreas e causam perda de habitat e declínio da biodiversidade. A supressão vegetal é uma prática comum na mineração a céu aberto, e examinar como essa atividade impacta os padrões comunitários de aves, sua riqueza, composição e abundância, bem como as características de suas áreas de vida, é essencial para tomar decisões informadas sobre a conservação dessas aves. A pesquisa foi desenvolvida em Paragominas, estado do Pará, Brasil, uma área rica em avifauna, mas historicamente afetada pela mineração. A empresa mineradora Hydro remove extensas áreas de floresta a cada ano em busca de bauxita. Avaliamos as taxas de captura, riqueza e composição de aves do sub-bosque em locais com e sem perturbação. Nossos resultados sugerem que as aves seguem o avanço da supressão, concentrando-se em áreas adjacentes. Além disso, avaliamos as áreas de vida de duas espécies de aves invernantes do sub-bosque. Investigamos se o tamanho da área de vida entre as duas espécies é diferente, levando em consideração que uma espécie é generalista de habitats e a outra é especialista em habitat. O avanço da supressão vegetal traz consigo efeitos negativos sobre a comunidade de aves do sub-bosque na Amazônia Oriental. É de vital importância considerar a matriz circundante e a estrutura vegetal dentro dos remanescentes de floresta adjacentes à supressão, pois somente esses elementos podem garantir a permanência das espécies que se aglomeram e das espécies sensíveis à estrutura do habitat. Nossos resultados destacam a necessidade urgente de práticas de manejo que levem em conta não apenas as áreas diretamente afetadas pela supressão vegetal, mas também a integridade dos remanescentes florestais circundantes.

Palavras-chave: Amazônia, supressão vegetal, aves de sub-bosque, mineração, impactos ambientais, biodiversidade, Paragominas, Brasil.

Effect of vegetation suppression on bird communities in the Eastern Amazon

ABSTRACT

The Amazon is recognized as the largest tropical forest in the world, covering over six million square kilometers and spanning nine countries. However, it faces serious threats due to the expansion of agricultural frontiers and activities such as mining. These productive activities affect extensive areas, leading to habitat loss and biodiversity decline. Vegetation suppression is a common practice in open-pit mining, and examining how this activity impacts the community patterns of birds, their richness, composition, and abundance, as well as the characteristics of their home ranges, is essential for making informed decisions about the conservation of these birds. The research was carried out in Paragominas, Pará state, Brazil, an area rich in birdlife but historically affected by mining. The mining company Hydro removes extensive forest areas every year in search of bauxite. We evaluated capture rates, richness, and composition of understory birds in sites with and without disturbance. Our results suggest that birds follow the advance of suppression, concentrating in adjacent areas. Additionally, we assessed the home ranges of two species of understory wintering birds. We investigated whether the size of the home range between the two species differs, considering that one species is a habitat generalist and the other is a habitat specialist. The advance of vegetation suppression brings negative effects on the understory bird community in the Eastern Amazon. It is vital to consider the surrounding matrix and vegetation structure within the forest remnants adjacent to the suppression, as only these elements can ensure the permanence of species that cluster and species sensitive to habitat structure. Our results highlight the urgent need for management practices that take into account not only the areas directly affected by vegetation suppression but also the integrity of the surrounding forest remnants.

Keywords: Amazon Rainforest, mining, vegetation suppression, understory birds, biodiversity, Paragominas, Brazil.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO GERAL.....	9
2.	Sessão I.....	11
2.1	RESUMO.....	12
2.2	INTRODUÇÃO.....	12
2.3	MATERIAIS E MÉTODOS:.....	14
2.3.1	Área de estudo.....	14
2.3.2	Captura de aves.....	15
2.3.3	Análise de dados.....	16
2.4	RESULTADOS.....	18
2.5	DISCUSSÃO.....	24
2.6	REFERÊNCIAS.....	27
2.7	SUPLEMENTAR.....	34
3.	Sessão II.....	35
3.1	RESUMO.....	36
3.2	INTRODUÇÃO.....	36
3.3	MATERIAIS E MÉTODOS:.....	38
3.3.1	Área de estudo.....	38
3.3.2	Seleção das espécies para monitoramento.....	39
3.3.3	Estimativa de área de vida.....	39
3.3.4	Monitoramento de aves.....	39
3.4	ANÁLISE DE DADOS.....	40
3.4.1	Estimativa da área de vida.....	40
3.4.2	Estimativa da estrutura vegetal.....	40
3.5	RESULTADOS.....	41

3.5.1	Estimativa das áreas de vida.....	41
3.5.2	Estimativa da estrutura vegetal.....	43
3.6	DISCUSSÃO	43
3.6.1	Área de vida.....	43
3.6.2	Estrutura vegetal.....	44
3.7	REFERÊNCIAS.....	48
4.	CONCLUSÃO GERAL.....	54
4.1	REFERÊNCIAS.....	55

1. INTRODUÇÃO GERAL

A Amazônia é a maior floresta tropical do mundo, abrangendo mais de seis milhões de quilômetros quadrados e englobando um total de nove países (Da Silva et al., 2005). Isso a torna um dos ecossistemas mais diversos do planeta (Mittermeier et al., 2003). No entanto, é uma região altamente ameaçada pela expansão da fronteira agrícola e de outras atividades produtivas (Lapola et al., 2023; Vilani et al., 2022). Uma das atividades produtivas mais destacadas na Amazônia é a mineração (Siqueira-Gay et al., 2020), que abrange 1,1 milhão de quilômetros quadrados (DNPM, 2022). Isso sem contar que as áreas afetadas podem se estender até 70 quilômetros além das áreas de extração devido ao transporte de materiais necessários para realizar a atividade (Siqueira-Gay et al., 2020; Sonter et al., 2017).

A supressão vegetal é uma atividade comum na mineração a céu aberto (Mechi and Sanches, 2010), consistindo na remoção da cobertura vegetal em uma determinada área, com o objetivo de realizar a extração de minerais (Coutinho et al., 2013). Este processo gera perda de habitat (Sonter et al., 2017), eliminando as áreas de vida de diversas espécies animais, incluindo locais de reprodução e alimentação (Amorim et al., 2023). Além disso, interrompe a dinâmica natural dos cursos da água e igarapés, que são importantes desencadeadores de eventos fenológicos que indicam a disponibilidade de alimentos para as aves, por exemplo, que se reproduzem nessas áreas (Knutson, 1997; Poff and Schmidt, 2016).

Processos como a perda de habitat têm desencadeado um declínio acelerado da diversidade de aves (Abreu et al., 2020), sendo as populações de aves de sub-bosque as mais sensíveis (Stouffer et al., 2006). Estudos na Amazônia têm mostrado uma diminuição na riqueza e composição de espécies durante os últimos 30 anos (Luther et al., 2022; Stouffer et al., 2006; Stouffer and Bierregaard Jr, 1995), enquanto outros estudos revelaram aumentos de abundância ocasionados pela aglomeração de espécies (Bierregaard Jr and Lovejoy, 1989). Da mesma forma, a perda de habitat gera mudanças na estrutura das florestas (Stouffer, 2007). Essas mudanças na estrutura afetam a disponibilidade de recursos (Bowman, 2003), o que tem um efeito direto sobre o tamanho das áreas de vida de muitas espécies de aves (Anderson et al., 2009), especialmente de aves dependentes de bosques altamente conservados (Vargas-Daza et al., 2023).

Paragominas, no estado do Pará, representa uma área dentro da Amazônia que tem sido historicamente afetada pelo desmatamento causado pela mineração. No entanto, é uma região rica em avifauna, abrigando mais de 30% das espécies de aves amazônicas (Lees et al., 2015). A cada ano, a empresa de mineração Norsk Hydro Brasil Ltda remove cerca de 350 hectares de floresta em sua

propriedade para exploração de bauxita. Embora os efeitos da perda de habitat tenham sido avaliados a longo prazo, os efeitos a curto prazo, como os gerados por um processo de supressão vegetal, ainda são desconhecidos. Assim, o objetivo geral desta dissertação foi avaliar os efeitos de um processo de supressão vegetal sobre as aves de sub-bosque na Amazônia. No primeiro capítulo, foi analisado o efeito da supressão vegetal nos padrões comunitários de aves de sub-bosque (riqueza, composição e abundância), enquanto no segundo capítulo foram avaliados os efeitos da supressão vegetal sobre as áreas de vida, bem como as diferenças entre aves com alta plasticidade de habitat e aves com maior sensibilidade às mudanças no habitat.

2. Sessão I

Efeito da supressão vegetal nas comunidades de aves de sub-bosque na Amazônia Oriental

A primeira sessão desta dissertação foi elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Global Ecology and Conservation*, disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/journal/global-ecology-and-conservation>

2.1 RESUMO

A supressão vegetal é um processo comum na mineração a céu aberto, que envolve a remoção extensiva da cobertura vegetal em períodos curtos de tempo. Há pouca informação sobre os efeitos a curto prazo gerados por essa prática. Nosso objetivo foi avaliar os efeitos a curto prazo de um processo de supressão vegetal sobre a comunidade de aves invertivoras do sub-bosque na Amazônia Oriental. Capturamos aves com redes de neblina e realizamos análises de composição, riqueza e abundância através das taxas de captura. Comparamos, através de modelos Bayesianos, áreas com e sem perturbação, separando para: (1) todas as aves, (2) aves pequenas e (3) aves de tamanho médio e grande. A composição de aves não variou em nenhuma das áreas avaliadas, enquanto a riqueza e as taxas de captura foram significativamente mais altas nas áreas perturbadas. Nossos resultados sugerem que as aves do sub-bosque acompanham a supressão vegetal até áreas adjacentes, gerando uma aglomeração de espécies. Esse processo é ainda mais pronunciado ao observar os padrões para as aves menores, destacando a importância de levar em consideração a matriz e a conectividade circundante para minimizar os impactos dessa atividade.

2.2 INTRODUÇÃO

A floresta amazônica abriga cerca de 15% da biodiversidade do planeta (Mittermeier et al., 2003), no entanto, está entre as regiões mais ameaçadas pela perda de cobertura florestal (Vilani et al., 2022). Esta perda é causada por diferentes usos da terra como pecuária, agricultura em larga escala, atividades de infraestrutura e mineração (Lapola et al., 2023; Sousa et al., 2023). Somente no Brasil, 1,5 milhões de hectares de floresta tropical nativa foram perdidos em 2021, o que equivale a cerca de 50% da perda mundial de florestas (Pendrill et al., 2022). A substituição da cobertura florestal por áreas antropizadas leva a alterações na paisagem (Becker, 2001), que impactam diretamente na sobrevivência de muitas espécies, gerando perdas de biodiversidade (Fearnside, 2005).

Dentre as atividades antrópicas que implicam na perda de cobertura florestal, a mineração tem uma forte contribuição para este cenário na Amazônia (Cruz et al., 2020; Siqueira-Gay et al., 2020). Essa atividade econômica, vem crescendo rapidamente nos últimos anos (Ferreira et al., 2014), e já abrange cerca de 1,1 milhões de km² na Amazônia (DNPM, 2022). Os impactos da mineração podem se estender muito além das áreas diretamente mineradas. Estudos na Amazônia brasileira sugerem que esses impactos podem alcançar até 70 km além das áreas de extração. Surpreendentemente, o desmatamento induzido pela abertura de estradas para a mineração pode ser até 12 vezes maior do

que o desmatamento dentro da própria área minerada (Sonter et al., 2017) Isso ocorre devido à necessidade de infraestrutura e transporte do material extraído (Siqueira-Gay et al., 2020).

Dentre as atividades necessárias para realizar os processos de mineração está a supressão vegetal (Mechi and Sanches, 2010), que consiste na retirada total da vegetação natural em uma determinada área (Coutinho et al., 2013). Este processo, gera perdas de habitat (Sonter et al., 2017), pois elimina grandes extensões de cobertura vegetal em períodos muito curtos de tempo (Kennedy and Marra, 2010). Durante o processo de supressão, organismos como as aves são obrigados a se deslocar. Porém, aquelas de menor tamanho tendem a ser mais afetadas devido a capacidade de dispersão limitada por fatores físicos e ecológicos (Martensen et al., 2008; Uezu et al., 2005). Já espécies maiores, predadoras e oportunistas podem ser atraídas pelo aumento da disponibilidade de presas durante os deslocamentos populacionais para áreas adjacentes (Abreu et al., 2020).

Essa dinâmica pode intensificar as interações devido a processos densidade-dependentes, como interações interespecíficas, incluindo predação e parasitismo, ou intraespecíficas, como competição por recursos, afetando algumas espécies mais do que outras de acordo com seus requisitos ecológicos. (Amorim et al., 2023; Benchimol and Peres, 2015). Além disso, elimina locais de reprodução, alimentação e descanso de muitas espécies de aves (Amorim et al., 2023; Zeng et al., 2018), interrompe a dinâmica natural dos cursos dos rios e igarapés que são desencadeadores importantes para os eventos fenológicos que indicam o fornecimento de alimentos para as aves que se reproduzem nessas áreas (Knutson, 1997; Poff and Schmidt, 2016). Todos esses processos levam a uma diminuição acelerada na diversidade regional taxonômica, filogenética e funcional de aves (Abreu et al., 2020).

Para a Amazônia, estudos, têm indicado um declínio acentuado nas populações de aves do sub-bosque nos últimos 30 anos por causa da deflorestamento, evidenciando um impacto negativo sobre a riqueza e composição dessas aves (Luther et al., 2022; Stouffer, 2007; Stouffer et al., 2006). Além disso, observam-se aumentos temporários na abundância devido à aglomeração de aves causada pela perda de habitat (Bierregaard Jr and Lovejoy, 1989). No entanto, é importante ressaltar que esses efeitos foram estimados em um contexto de longo prazo. Portanto, os impactos de curto prazo ainda permanecem desconhecidos, como o adensamento de aves devido à perda de habitat florestal, podem variar dependendo da duração da perturbação até o período de relaxamento (Diamond, 1972). Assim, este trabalho tem por objetivo investigar como em curto prazo, a supressão vegetal afeta a riqueza, composição e abundância de espécies de aves de sub-bosque. Esperávamos que as aves respondessem à supressão vegetal avançando para as áreas de borda mais próximas à supressão, buscando abrigo.

No entanto, é possível que essas áreas já estejam ocupadas por outras aves, o que poderia aumentar as taxas de captura por causa da aglomeração. Por outro lado, prevemos que a composição e riqueza de espécies irá variar devido às mudanças na estrutura do habitat para ambientes de borda, resultando na ausência de espécies que são altamente específicas do interior da floresta.

2.3 MATERIAIS E MÉTODOS:

2.3.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na área da empresa Mineração Paragominas (MPSA), a qual pertence ao grupo Norsk Hydro Brasil Ltda., localizada no município de Paragominas, no nordeste do estado do Pará (3°14'35.78"S, 47°48'28.03"O). Essa região está inserida na Amazônia Oriental e tem sido historicamente impactada pelo desmatamento resultante das atividades agrícolas, extração de madeira e mineração (Da Silva et al., 2005). A região possui um clima tropical úmido com duas estações: chuvosa (dezembro-maio) e seca (junho-novembro). As temperaturas médias anuais variam entre 25,5°C e 26,8°C. (Lima, 2014). A vegetação é de Floresta Tropical Úmida Submontana, Floresta Latifolia Secundária Recente e Floresta Latifolia Secundária Antiga (Watrin and da Rocha, 1992).

Processo de supressão florestal associado à expansão da área de mineração

Como forma de expandir a área de lavra de bauxita, a empresa solicita licença de supressão florestal aos órgãos ambientais competentes, e anualmente expande a área de mineração em cerca de 350 hectares de floresta. O modelo de lavra de bauxita adotado pela empresa consiste em “trincheiras”

retangulares, portanto a área de floresta suprimida anualmente consiste em um retângulo de aproximadamente 350 hectares (Figura 1(B)).

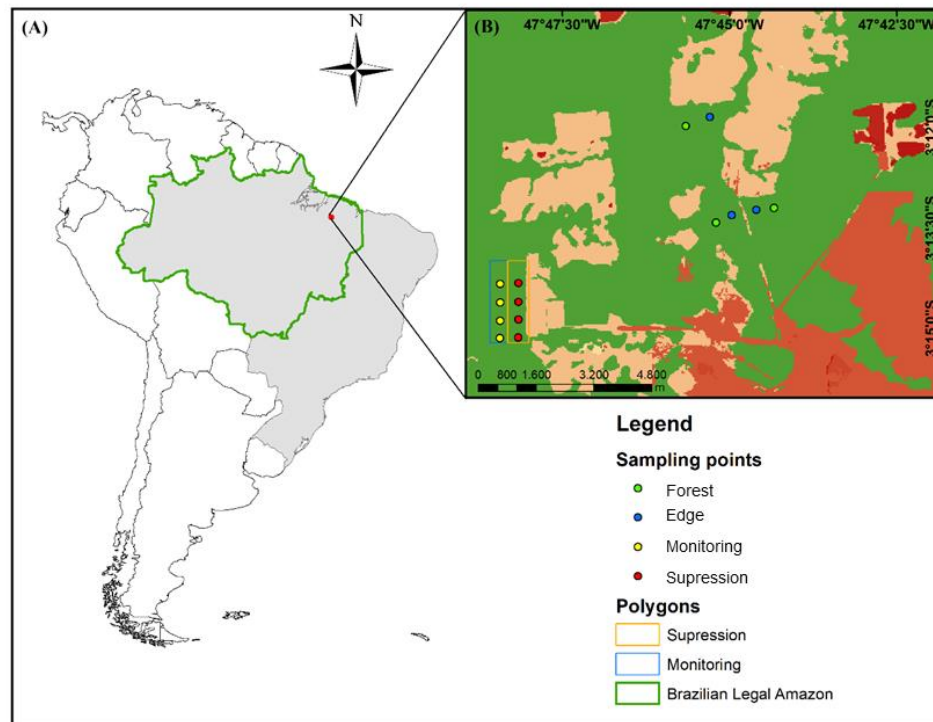


Figura 1. Localização da área de estudo: (A) Localização na Amazônia Legal na América do Sul, (B) localização das áreas de supressão e áreas subsequentes de monitoramento. Os pontos verdes e azuis representam áreas que não foram recentemente perturbadas. Os pontos amarelos e vermelhos representam áreas com perturbação recente. Em laranja, destacam-se as áreas em processo de restauração; em bege, as áreas com atividades de mineração e agricultura; e em verde, a cobertura vegetal.

2.3.2 Captura de aves

A amostragem da avifauna foi realizada ao longo de seis campanhas, distribuídas entre novembro de 2022 e novembro de 2023, com uma duração média de seis dias cada uma, com o objetivo de avaliar os padrões das comunidades de aves. No total, foram estabelecidas quatro áreas de amostragem, classificadas em duas categorias: áreas "alteradas" e áreas "controle". As áreas "alteradas" compreenderam: (1) Área de Supressão, (Área diretamente afetada pela expansão da mineração para a abertura de áreas de lavra de bauxita, que sofreu o mesmo nível de distúrbio que a

área de monitoramento há um ano), e (2) Monitoramento, (Área adjacente à área de supressão, onde se esperava a aglomeração das aves após esse processo).

Já as áreas "controle" incluíram: (1) Floresta, (Fragmento de floresta em regiões não afetadas diretamente por atividades de mineração, onde se esperava uma comunidade de aves estável), e (2) Borda, (Fragmento de floresta sujeito ao efeito de borda, porém sem alterações devido à supressão recente). Nas áreas de amostragem classificadas como áreas “controle”, foram amostrados 03 pontos na área “controle” (floresta sem atividade de supressão nem mineração, distante da borda do fragmento em 500 metros), e 03 pontos na área “controle-borda” (floresta sem atividade de supressão nem mineração, distante da borda do fragmento em 150 metros).

Para as áreas de amostragem classificadas “alteradas”, foram amostrados 04 pontos na área “supressão” (Área de floresta que foi suprimida no ano de 2023), e 04 pontos na área de monitoramento (Área de floresta remanescente, adjacente a supressão 2023). Em cada ponto de amostragem nas áreas “Alteradas” e “Controle”, foi instalada uma linha com 10 redes-de-neblina montadas sequencialmente (Redes Ecotone 1016 /12, 36 mm). Como a atividade de supressão florestal teve início em agosto de 2023, as amostragens na área “supressão” foram realizadas entre os meses de maio a agosto de 2023, e entre os meses de maio a novembro na área “monitoramento”. No total foi obtido um esforço amostral de redes de neblina na ordem de 4200 horas/rede (Tabela 1). As amostragens foram realizadas entre as 6:00 e as 11:00 horas durante quatro temporadas. Ressalta-se que todos os indivíduos capturados foram medidos, classificados de acordo com o nicho trófico segundo Tobias et al. (2022), e anilhados seguindo o padrão ICMBIO-CEMAVE (autorização Sisbio 84725-1 e autorização CEMAVE 4784/1).

Tabela 1. Resumo do esforço de amostragem para cada área

Area	Sampling plot	Mist net	Days per points	Hour per day	Sampling effort
Supressão	4	10	4	5	800
Monitoramento	4	10	4	5	800
Floresta	3	10	7	5	1050
Borda	3	10	7	5	1050

2.3.3 Análise de dados

Composição e assembleia de espécies

Para avaliar as diferenças na composição de espécies entre as áreas, foi estimado o índice de betadiversidade de Jaccard, e as diferenças para as áreas foram comparadas por meio de uma análise de PERMANOVA com 9999 permutações. Para visualizar os padrões de dissimilaridade na composição de espécies para cada área de amostragem, foi utilizado um Análise de Coordenadas Principais (PCoA). A dissimilaridade entre as amostras foi calculada com base no índice de Jaccard, utilizando a matriz de presença-ausência das espécies. Além disso, foi calculado a dissimilaridade com distâncias de Gower alterado (abundâncias transformadas em log base 2) (Anderson et al., 2006). As composições das localidades foram representadas por meio de um dendrograma com distâncias Jaccard. Todas as análises foram realizadas utilizando o pacote "Vegan" (Dixon, 2003), no ambiente de programação R versão 4.3.2 (R Development Core Team, 2022).

Riqueza e taxas de captura

As taxas de captura e riqueza de espécies entre as áreas de estudo foram estimadas de três diferentes formas: (1) Todas as espécies, (2) Aves com massa corporal inferior a $< 25\text{g}$ (aves pequenas), (3) Aves com massa corporal superior a 25g (aves médias e grandes, essas duas categorias foram agrupadas com o objetivo de equilibrar as observações das amostras)(Renjifo, 1999). Para padronizar as horas de rede, ajustamos e calculamos a taxa de captura como o número de indivíduos capturados dividido pelo número de dias de amostragem multiplicado por 5 horas de amostragem por dia. Para comparar as taxas de captura e riqueza de espécies entre os tratamentos, ajustamos seis Modelos Lineares Mistos Bayesianos (Bayesian Linear Mixed Model - BLMM), seguindo uma distribuição de erro gaussiana. Utilizamos a riqueza e a taxa de recaptura como variáveis dependentes, aplicando uma transformação de Box-Cox e logaritmo quando não se ajustaram a uma distribuição normal. O nível de conservação foi incluído como efeito fixo (níveis supressão, monitoramento, floresta e borda), usando a área controle e controle borda como pontos de referência para as demais categorias. A data de monitoramento foi considerada como um efeito aleatório, com o objetivo de controlar o possível efeito da temporalidade das observações (Zuur et al., 2010). Assim, as recapturas que ocorreram em campanhas diferentes foram incluídos nas análises. Para essa análise, aplicamos os priores padrão usando o pacote 'MCMCglmm' (Hadfield, 2010). Com o objetivo de obter no mínimo 1000 distribuições posteriores, realizamos 13000 iterações para cada modelo, com um intervalo de queima de 3000 iterações (Hadfield, 2010). Realizamos as análises no software R v4.3.2. (R Development Core Team, 2022).

2.4 RESULTADOS

Capturamos 619 indivíduos de 57 espécies, sendo 32 espécies na área de controle (129 indivíduos), 39 espécies na área de controle de borda (141 indivíduos), 34 na área de monitoramento (153 indivíduos) e 39 na área de supressão (196 indivíduos). O nicho trófico que predominou foi o insetívoro, representando 87,7% dos indivíduos (Floresta= 113, Borda= 125, Monitoramento= 140, Supressão= 165), seguido por frugívoros com 6,7%, onívoros com 3,3%, granívoros com 1,7% e nectarívoros com 0,5% (Figura 3). Apenas seis indivíduos (1,6%) de quatro espécies (*Formicivora grisea*, *Sporophila angolensis*, *Coereba flaveola*, *Saltator maximus*) foram aves típicas de habitats perturbados e áreas abertas, enquanto 613 indivíduos de 53 espécies foram típicas de habitat florestal.

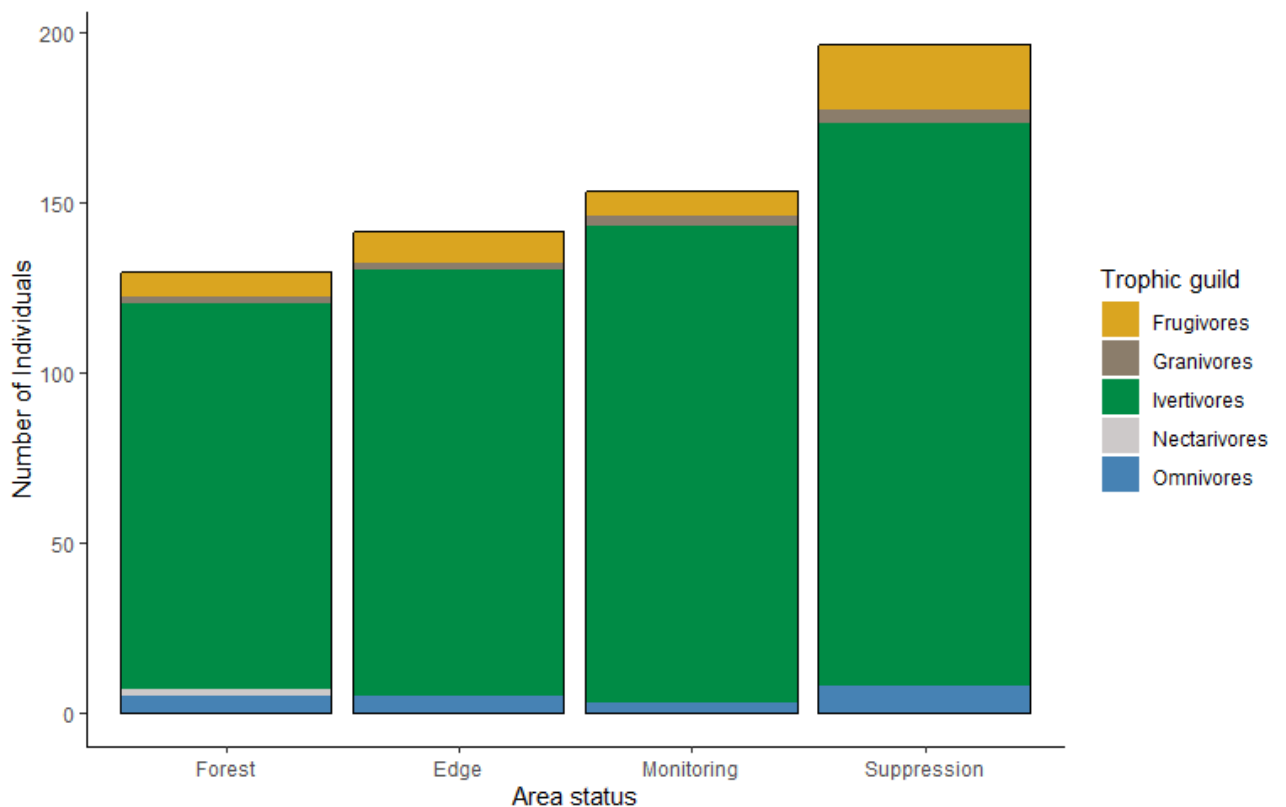


Figura 2. Número de indivíduos da comunidade de aves registradas em áreas de floresta, borda, monitoramento e supressão vegetal na Amazônia, Brasil.

Composição e assembleia de espécies

O NMDS proporcionou uma representação visual com pouca diferença na composição de espécies para cada área de amostragem, o que é corroborado pelo dendrograma (Figura S1). O valor de "stress" de 0,1596 indica um bom ajuste (Figura 2). Além disso, ao comparar os índices de beta

diversidade através da análise de PERMANOVA, não foram encontradas diferenças significativas entre as áreas avaliadas (Jaccard, $F=0.105$; $P=0.950$, Sørensen, $F=1.432$, $P=0.152$)

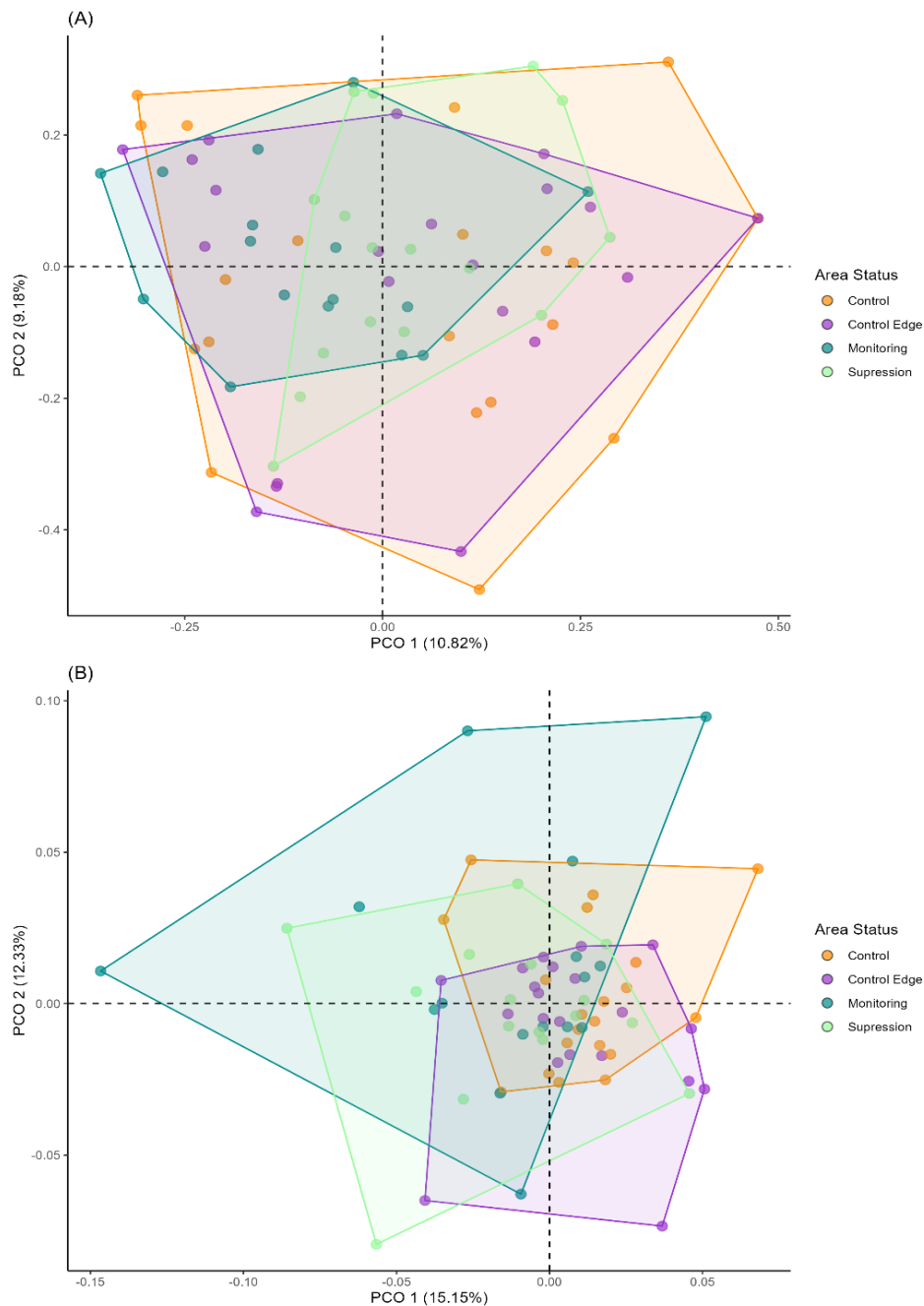


Figura 3. Gráfico de dispersão bidimensional gerado por meio de PCoA que representa a dissimilaridade entre as composições de espécies de aves registradas em áreas de floresta, borda, monitoramento e supressão vegetal na Amazônia, Brasil. A: PCoA para presença-ausência, com distâncias de Jaccard. B: PCoA para abundância relativa com índice de Gower alterado (abundâncias transformadas em log base 2).

Taxas de Captura

As taxas de captura mostraram diferenças significativas quando se analisou todas as aves, sendo menores nas áreas sem distúrbio (Floresta e Borda), em comparação com as áreas com distúrbio (Supressão e Monitoramento). No entanto, não foram detectadas diferenças significativas entre os dois tratamentos com distúrbio e entre os dois tratamentos sem distúrbio (Tabela 2, Figura 3A). O mesmo foi observado com as aves de pequeno porte (Tabela 2, Figura 3B), porém o efeito foi ainda mais evidente, especialmente entre as áreas de controle e a zona de supressão (Figura 3B). Por outro lado, ao examinar apenas as aves de porte médio e grande, as taxas de recaptura não apresentaram diferenças significativas em nenhum dos casos (Tabela 2, Figura 3C).

Tabela 2. Resultados dos Modelos Lineares Misto Bayesiano contrastando as taxas de captura para as categorias com a área de controle. Destaca-se em negrito os contrastes que foram estatisticamente significativos.

Contrasts	All birds			Small birds			Medium and large birds		
	Estimate	95% CI		Estimate	95% CI		Estimate	95% CI	
		Lower	Upper		Lower	Upper		Lower	Upper
Control vs Monitoring	0.578	0.094	1.10	0.306	0.082	0.515	0.017	-0.135	0.203
Control vs Supression	0.927	0.423	1.39	0.368	0.153	0.579	0.165	0.015	0.343
Control vs Control edge	0.136	-0.36	0.640	0.039	-0.181	0.244	0.029	-0.112	0.188
Control Edge vs Monitoring	0.434	0.003	0.905	0.273	0.045	0.470	-0.009	-0.164	0.143
Control Edge vs Supression	0.782	0.306	1.238	0.325	0.109	0.551	0.141	-0.014	0.306

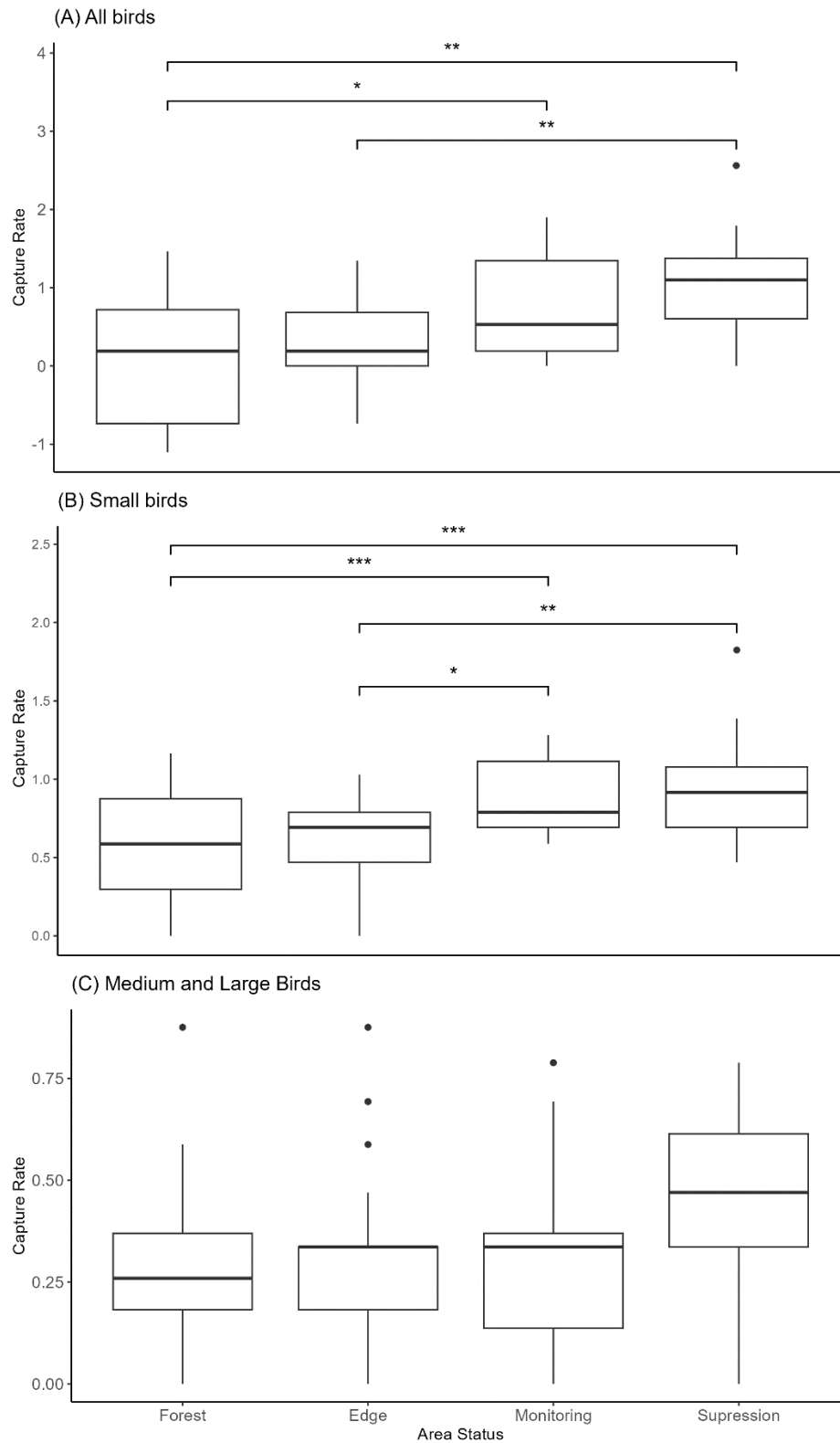


Figura 4. Comparação entre as taxas de captura nas quatro áreas. As barras indicam as categorias que apresentaram diferenças significativas entre si; aquelas sem barra não mostraram diferenças estatisticamente significativas. (A) Modelo incluindo todas as aves; (B) Modelo somente

com espécies de aves pequenas (<25g); (C) Modelo incluindo somente espécies de aves de tamanho médio e grande (>25g).

Riqueza

Similar ao resultado anterior, ao compararmos os modelos de riqueza, os resultados permaneceram semelhantes às taxas de captura. Quando foram avaliados para todas as aves, os valores de riqueza variaram significativamente entre os grupos, mostrando níveis mais altos de riqueza de espécies para as áreas que sofreram alguma perturbação (Monitoramento e Supressão) - (ver Figura 1). O mesmo ocorreu quando o modelo foi comparado apenas para aves pequenas, onde as áreas que receberam alguma perturbação apresentaram valores mais altos de riqueza. Por outro lado, o modelo para aves de médio e grande porte, a riqueza não apresentou diferenças significativas entre as categorias.

Tabela 3. Resultados dos Modelos Lineares Mistos Bayesianos contrastando os valores da riqueza de espécies para as categorias com a área de controle. Destaca-se em negrito os contrastes que foram estatisticamente significativos.

Contrasts	All bird			Small birds			Medium and large birds		
	Estimate	95% CI		Estimate	95% CI		Estimate	95% CI	
		Lower	Upper		Lower	Upper		Lower	Upper
Forest vs Monitoring	2.694	1.045	40.695	1.945	0.172	3.742	0.354	-0.535	1.180
Forest vs Supression	3.039	1.402	4.849	1.742	-0.164	3.436	0.253	-0.454	1.126
Forest vs Edge	0.527	-1.088	2.0147	0.100	-1.578	1.997	-0.081	-0.876	0.663
Edge vs Monitoring	-.2.140	-3.905	-0.307	1.853	0.030	3.293	0.444	-0.407	1.439
Edge vs Supression	2.445	0.530	4.180	1.646	0.157	3.400	0.349	-0.510	1.134

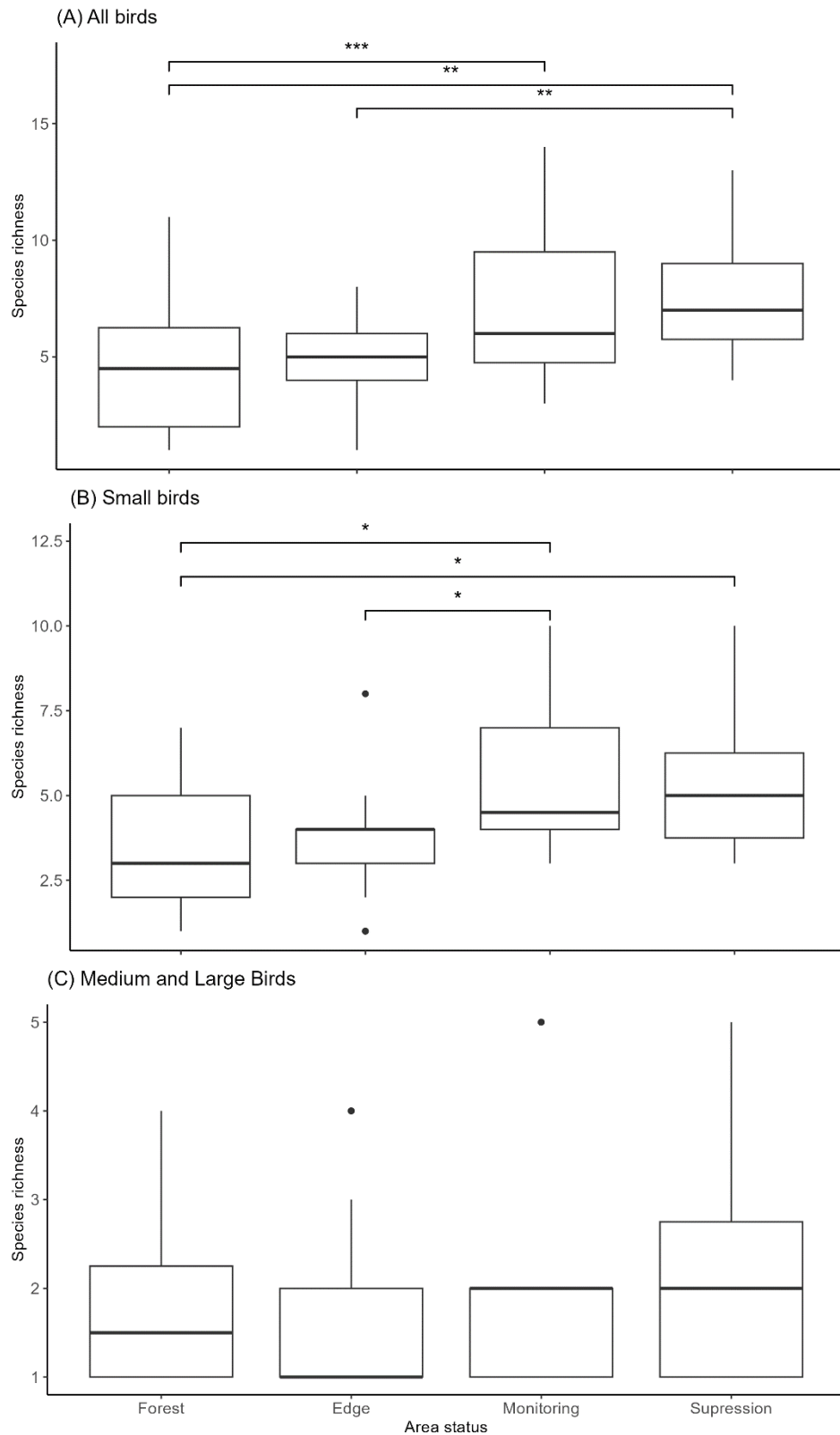


Figura 5. Comparação na riqueza de espécies nas quatro áreas. As barras indicam as categorias que apresentaram diferenças significativas entre si; aquelas sem barra não mostraram diferenças estatisticamente significativas. (A) Modelo incluindo todas as aves; (B) Modelo incluindo aves pequenas; (C) Modelo incluindo aves de tamanho médio e grande.

2.5 DISCUSSÃO

Das espécies registradas no estudo, 98% são de habitats florestais, das quais 87% são invertívoras, ocorrendo em todas as áreas. De fato, esta é a guilda trófica dominante em comunidades de aves florestais na região neotropical, conforme registrado em outras áreas dentro da Amazônia (Almeida et al., 2018; Powell et al., 2015). Esses resultados sugerem que o alto percentual de espécies tipicamente florestais encontradas nas áreas amostradas, incluindo áreas perturbadas, pode refletir que, apesar da presença de áreas sob ação de impactos diretos da mineração, o bloco florestal remanescente na área ainda pode estar atuando para manter populações de espécies tipicamente florestais na área, com uma comunidade predominantemente invertívora. Estudos de longo prazo realizados na Amazônia central demonstram que fragmentos maiores que 100 hectares podem ser mais estáveis na manutenção de populações de aves, mesmo havendo uma matriz antrópica inóspita no entorno; no entanto, pode haver perda de espécies ao longo do tempo (Stouffer, 2020).

Nossa hipótese de que a composição variaria ao longo dos grupos devido à perturbação não foi corroborada. Nossos resultados sugerem que a composição das espécies não variou nos grupos avaliados. De um modo geral, mesmo os fragmentos florestais tendem a manter comunidades de aves florestais ao longo do tempo. Stouffer and Borges (2001), encontraram que em fragmentos florestais, mesmo com matriz de pastagens, floresta secundária ou estradas, mantiveram uma comunidade tipicamente florestal em seu interior ao longo do tempo. Entretanto, apesar de termos encontrado uma comunidade de aves predominantemente florestal nas áreas amostradas, é importante considerar que esse padrão pode ser alterado no futuro. A expansão das atividades de mineração pode resultar na supressão dos remanescentes florestais da área, levando à perda de espécies florestais. É necessário ressaltar que as mudanças na composição e turnover de espécies podem ser processos mais lentos (Terry and Rossberg, 2022).

Quando comparamos as taxas de captura e a riqueza de espécies, os padrões foram semelhantes; entre as áreas de distúrbio, não foram encontradas diferenças significativas para nenhum dos modelos (All Birds, Small Birds e Medium and Large Birds). Essa falta de diferença pode ser atribuída principalmente ao fato de que, como mencionado anteriormente, o bloco florestal remanescente na área pode estar atuando para manter populações de espécies tipicamente florestais. Nosso resultado sugere que, após dois anos do distúrbio, desde a supressão realizada em 2022 na área adjacente à suprimida em 2023, o período de relaxamento (período de reestruturação da comunidade após uma perturbação) - (Diamond, 1972) não foi observado. Similar a outros estudos em florestas amazônicas, onde a diminuição nas taxas de captura ocorreu apenas entre 3 e 6 anos após o distúrbio (Stouffer and Bierregaard, 1995), ou em zonas temperadas onde os períodos de relaxamento de

perturbações podem se estender por até 50 anos (Jones et al., 2019). Tal resultado contrasta com o observado em perturbações intensas, como inundações de represas hidrelétricas, onde grandes extensões de floresta são perdidas em períodos curtos, e os processos de diminuição na abundância e na riqueza são observados desde o primeiro ano após o distúrbio (Abreu et al., 2020).

A literatura existente tem documentado uma maior densidade de espécies nas bordas da floresta (Brand and George, 2001); no entanto, nossos resultados não mostraram diferenças entre as áreas controle (Floresta e Borda). Outras pesquisas na Amazônia (Stouffer et al., 2006) mostraram que, após 20 anos, o fator mais importante que determina a abundância de espécies em um fragmento é o efeito de borda, que, entre 50 e 100 metros, reduz a atividade de algumas guildas em até 95%. No entanto, é importante considerar que a distância de borda utilizada neste estudo foi de 150 metros. É possível que o efeito diferencial nas taxas de captura tenha sido atenuado pelas aves do interior da floresta (grupo de Controle).

Em nossos resultados, observamos diferenças entre as áreas controle e as áreas alteradas, que apresentaram taxas de captura significativamente mais altas. Isso sugere que o processo de supressão vegetal aumenta a densidade de indivíduos nas florestas adjacentes após a perturbação. Esse aumento nas áreas perturbadas pode ser estabelecido por um tempo após o deslocamento das espécies e tem uma tendência a diminuir à medida que as relações ecológicas intraespecíficas e interespecíficas aumentam pela competição por recursos e territórios (Büchi and Vuilleumier, 2014). Segundo Bierregaard Jr and Lovejoy (1989) na região de Manaus, imediatamente após um processo de isolamento, o número de indivíduos e espécies nos fragmentos aumentou significativamente, ganhando proporção nos fragmentos de 1 ha em comparação com os fragmentos de 10 ha. Provavelmente, esse efeito de aglomeração foi devido às aves do interior da floresta que fugiram do desmatamento e encontraram refúgio temporário nos fragmentos. No entanto, a aglomeração persistiu por cerca de um ano após o isolamento, seguida por um declínio acentuado na abundância e na riqueza de espécies. Desta maneira destacamos que se o tamanho do remanescente adjacente não for suficiente para garantir o número de populações viáveis, pode-se haver um espaço temporal até que as espécies mais sensíveis sejam perdidas (Büchi and Vuilleumier, 2014). Da mesma forma, pudemos observar que, apesar de as aves possuírem uma capacidade de dispersão relativamente alta em comparação com outros grupos taxonômicos (Abreu et al., 2020; Metzger et al., 2009), as aves de menor tamanho podem ser afetadas mais fortemente do que as de maior tamanho (Figura 4 B, C; Figura 5 B, C), devido à sua capacidade de dispersão ainda ser baixa (80 m; Martensen et al., 2008; Uezu et al., 2005).

Estudos têm demonstrado que as aves do sub-bosque são mais sensíveis às perturbações (Stouffer et al., 2021a). Nossos resultados sugerem que as aves do sub-bosque acompanham a supressão até as áreas adjacentes, resultando em uma maior aglomeração de indivíduos nessas áreas. Esse padrão é ainda mais evidente ao avaliar especificamente as aves pequenas de sub-bosque (Figura 4B, Figura 5B), indicando que as aves de menor porte são mais suscetíveis à supressão em comparação com as aves maiores (Figura 4C, Figura 5C) (Thornton and Fletcher, 2014). Essas aves, que têm uma maior capacidade de dispersão, não estão limitadas apenas às áreas adjacentes.

Implicações para a conservação

Nossa pesquisa representa um avanço significativo ao ser pioneira ao investigar os efeitos da supressão vegetal no curto prazo nas comunidades de aves de sub-bosque na Amazônia. Nossos resultados fornecem evidências adicionais do impacto negativo da perturbação nas aves do sub-bosque (Castaño-Villa et al., 2019; Stouffer et al., 2021b; Uezu et al., 2005), especialmente as espécies menores, corroborando estudos anteriores. Destacamos a importância da conectividade entre as áreas remanescentes de floresta, que facilita a dispersão das aves a distâncias de até 80 a 200 metros (Metzger et al., 2009; Molina-Marin et al., 2022; Uezu et al., 2005), bem como a capacidade das áreas adjacentes de fornecer recursos suficientes para manter populações saudáveis e promover interações ecológicas essenciais para a conservação das espécies na região (Awade and Metzger, 2008). Ressaltamos a importância da qualidade da vegetação e tamanho da matriz circundante na mitigação dos efeitos negativos da supressão vegetal na riqueza, abundância e composição de aves, conforme discutido por Büchi and Vuilleumier, (2014), Uezu and Metzger (2016) e Oliveira and Dos Anjos, (2023). Essas considerações são fundamentais para garantir a persistência das populações de aves em face das crescentes pressões ambientais na região amazônica.

2.6 REFERÊNCIAS

- Abreu, T.L.S., Berg, S.B., De Faria, I.P., Gomes, L.P., Marinho-Filho, J.S., Colli, G.R., 2020. River dams and the stability of bird communities: A hierarchical Bayesian analysis in a tropical hydroelectric power plant. *Journal of Applied Ecology* 57, 1124–1136. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13607>
- Almeida, S.M., Juen, L., Sobral, F.L., Santos, M.P.D., 2018. The influence of biogeographic history on the functional and phylogenetic diversity of passerine birds in savannas and forests of the Brazilian Amazon. *Ecology and Evolution* 8, 3617–3627.
- Amorim, P.S., Guaraldo, A.C., Rossi, M.F., Diniz, P., 2023. Home Range, Territory, and Partner Replacement in the Rufous Hornero *Furnarius rufus*. *Acta Ornithologica* 58. <https://doi.org/10.3161/00016454AO2023.58.1.004>
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E., McArdle, B.H., 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9, 683–693. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x>
- Awade, M., Metzger, J.P., 2008. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecology* 33, 863–871. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2008.01857.x>
- Becker, B.K., 2001. Revisão das políticas de ocupação da Amazônia: é possível identificar modelos para projetar cenários?
- Benchimol, M., Peres, C.A., 2015. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. *Journal of Ecology* 103, 408–420. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12371>
- Bierregaard Jr, R.O., Lovejoy, T.E., 1989. Effects of forest fragmentation on amazonian understory bird communities. *Acta Amaz.* 19, 215–241. <https://doi.org/10.1590/1809-43921989191241>
- Büchi, L., Vuilleumier, S., 2014. Coexistence of Specialist and Generalist Species Is Shaped by Dispersal and Environmental Factors. *The American Naturalist* 183, 612–624. <https://doi.org/10.1086/675756>
- Castaño, M.I., Cadena, C.D., Avendaño, J.E., 2019. Home-range size of an Andean bird: Assessing the role of physical condition. *Biotropica* 51, 591–599. <https://doi.org/10.1111/btp.12673>

- Coutinho, M.P., De Deus Medeiros, J., Soriano, É., De Resende Londe, L., Vaitsman Leal, P.J., Midori Saito, S., 2013. Código Florestal Atual (Lei Federal nº 12.651/2012) e suas implicações na prevenção de desastres naturais. *SustDeb* 4, 237–256. <https://doi.org/10.18472/SustDeb.v4n2.2013.9439>
- Cruz, G.M., Cosenza, J.F.A., Carrera, D.L.R., Oliveira, S.V.S., Juen, L., Faria, A.P.J., 2020. MUDANÇA TEMPORAL NA COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM NO ESTADO DO PARÁ. *Revista Multidisciplinar de Educação e Meio Ambiente* 1, 66–66.
- Diamond, J.M., 1972. Biogeographic Kinetics: Estimation of Relaxation Times for Avifaunas of Southwest Pacific Islands. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 69, 3199–3203. <https://doi.org/10.1073/pnas.69.11.3199>
- Dixon, P., 2003. VEGAN, a package of R functions for community ecology. *J Vegetation Science* 14, 927–930. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02228.x>
- DNPM, 2022. Processos Minerários: Sistema de Informações Geográficas da Mineração (SIGMINE) Departamento Nacional de Produção Mineral.
- Fearnside, P.M., 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. *Conservation Biology* 19, 680–688. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x>
- Ferreira, J., Aragão, L.E.O.C., Barlow, J., Barreto, P., Berenguer, E., Bustamante, M., Gardner, T.A., Lees, A.C., Lima, A., Louzada, J., Pardini, R., Parry, L., Peres, C.A., Pompeu, P.S., Tabarelli, M., Zuanon, J., 2014. Brazil's environmental leadership at risk. *Science* 346, 706–707. <https://doi.org/10.1126/science.1260194>
- Hadfield, J.D., 2010. MCMC Methods for Multi-Response Generalized Linear Mixed Models: The **MCMCglmm** R Package. *J. Stat. Soft.* 33. <https://doi.org/10.18637/jss.v033.i02>
- Jones, I.L., Peres, C.A., Benchimol, M., Bunnefeld, L., Dent, D.H., 2019. Instability of insular tree communities in an Amazonian mega-dam is driven by impaired recruitment and altered species composition. *Journal of Applied Ecology* 56, 779–791. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13313>
- Kennedy, C.M., Marra, P.P., 2010. Matrix mediates avian movements in tropical forested landscapes: Inference from experimental translocations. *Biological Conservation* 143, 2136–2145. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.025>

- Knutson, M.G., 1997. Declines in Abundance and Species Richness of Birds Following a Major Flood on the Upper Mississippi River. *The Auk* 114, 367–380. <https://doi.org/10.2307/4089239>
- Lapola, D.M., Pinho, P., Barlow, J., Aragão, L.E.O.C., Berenguer, E., Carmenta, R., Liddy, H.M., Seixas, H., Silva, C.V.J., Silva-Junior, C.H.L., Alencar, A.A.C., Anderson, L.O., Armenteras, D., Brovkin, V., Calders, K., Chambers, J., Chini, L., Costa, M.H., Faria, B.L., Fearnside, P.M., Ferreira, J., Gatti, L., Gutierrez-Velez, V.H., Han, Z., Hibbard, K., Koven, C., Lawrence, P., Pongratz, J., Portela, B.T.T., Rounsevell, M., Ruane, A.C., Schaldach, R., Da Silva, S.S., Von Randow, C., Walker, W.S., 2023. The drivers and impacts of Amazon forest degradation. *Science* 379, eabp8622. <https://doi.org/10.1126/science.abp8622>
- Lima, A.C.S.M., 2014. Avaliação da Restauração de Áreas Degradadas pela Mineração de Bauxita, Paragominas–PA. Doctoral dissertation, Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais. Universidade Federal Rural da Amazônia–UFRA.
- Luther, D.A., Cooper, W.J., Jirinec, V., Wolfe, J.D., Rutt, C.L., Bierregaard Jr, R.O., Lovejoy, T.E., Stouffer, P.C., 2022. Long-term changes in avian biomass and functional diversity within disturbed and undisturbed Amazonian rainforest. *Proc. R. Soc. B.* 289, 20221123. <https://doi.org/10.1098/rspb.2022.1123>
- Martensen, A.C., Pimentel, R.G., Metzger, J.P., 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation* 141, 2184–2192. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.008>
- Mechi, A., Sanches, D.L., 2010. Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. *Estud. av.* 24, 209–220. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142010000100016>
- Melo, A.S., Hepp, L.U., 2008. FERRAMENTAS ESTATÍSTICAS PARA ANÁLISES DE DADOS PROVENIENTES DE BIOMONITORAMENTO. *Oecol. Austr.* 12, 463–486. <https://doi.org/10.4257/oeco.2008.1203.07>
- Metzger, J.P., Martensen, A.C., Dixo, M., Bernacci, L.C., Ribeiro, M.C., Teixeira, A.M.G., Pardini, R., 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142, 1166–1177. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.033>

- Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Brooks, T.M., Pilgrim, J.D., Konstant, W.R., Da Fonseca, G.A.B., Kormos, C., 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 100, 10309–10313. <https://doi.org/10.1073/pnas.1732458100>
- Molina-Marin, D.A., Rodas-Rua, J.C., Lara, C.E., Rivera-Páez, F.A., Fontúrbel, F.E., Castaño-Villa, G.J., 2022. Effects of Landscape Configuration on the Body Condition of Migratory and Resident Tropical Birds. *Diversity* 14, 432. <https://doi.org/10.3390/d14060432>
- Oliveira, H.S., Dos Anjos, L., 2023. Reduced vegetation integrity in selectively logged Atlantic rainforest affects bird diversity: Higher taxonomic and functional diversity, but increased niche overlap. *Journal for Nature Conservation* 73, 126399. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126399>
- Pendrill, F., Gardner, T.A., Meyfroidt, P., Persson, U.M., Adams, J., Azevedo, T., Bastos Lima, M.G., Baumann, M., Curtis, P.G., De Sy, V., Garrett, R., Godar, J., Goldman, E.D., Hansen, M.C., Heilmayr, R., Herold, M., Kuemmerle, T., Lathuillière, M.J., Ribeiro, V., Tyukavina, A., Weisse, M.J., West, C., 2022. Disentangling the numbers behind agriculture-driven tropical deforestation. *Science* 377, eabm9267. <https://doi.org/10.1126/science.abm9267>
- Poff, N.L., Schmidt, J.C., 2016. How dams can go with the flow. *Science* 353, 1099–1100. <https://doi.org/10.1126/science.aah4926>
- Powell, L.L., Cordeiro, N.J., Stratford, J.A., 2015. Ecology and conservation of avian insectivores of the rainforest understory: A pantropical perspective. *Biological Conservation* 188, 1–10.
- R Development Core Team, 2022. A language and environment for statistical computing. <http://www.R-project.org>.
- Renjifo, L.M., 1999. Composition Changes in a Subandean Avifauna after Long-Term Forest Fragmentation. *Conservation Biology* 13, 1124–1139. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98311.x>
- Siqueira-Gay, J., Sonter, L.J., Sánchez, L.E., 2020. Exploring potential impacts of mining on forest loss and fragmentation within a biodiverse region of Brazil's northeastern Amazon. *Resources Policy* 67, 101662. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2020.101662>

- Sonter, L.J., Herrera, D., Barrett, D.J., Galford, G.L., Moran, C.J., Soares-Filho, B.S., 2017. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nat Commun* 8, 1013. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-00557-w>
- Sousa, M.V.L., Melo, S.N., Souza, J.C.B., Silva, C.F.A., Feitosa, Y., Matias, L.F., 2023. Importance of Protected Areas by Brazilian States to Reduce Deforestation in the Amazon. *IJGI* 12, 190. <https://doi.org/10.3390/ijgi12050190>
- Stouffer, P.C., 2020. Birds in fragmented Amazonian rainforest: Lessons from 40 years at the Biological Dynamics of Forest Fragments Project. *The Condor* 122, duaa005. <https://doi.org/10.1093/condor/duaa005>
- Stouffer, P.C., 2007. Density, Territory Size, and Long-Term Spatial Dynamics of a Guild of Terrestrial Insectivorous Birds Near Manaus, Brazil. *The Auk* 124, 291–306. <https://doi.org/10.1093/auk/124.1.291>
- Stouffer, P.C., Bierregaard Jr, R.O., 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76, 2429–2445.
- Stouffer, P.C., Bierregaard, R.O., Strong, C., Lovejoy, T.E., 2006. Long-Term Landscape Change and Bird Abundance in Amazonian Rainforest Fragments. *Conservation Biology* 20, 1212–1223. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00427.x>
- Stouffer, P.C., Borges, S.H., 2001. Conservation recommendations for understory birds in Amazonian forest fragments and secondary areas. *Lessons from Amazonia: ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut 248–261.
- Stouffer, P.C., Jirinec, V., Rutt, C.L., Bierregaard, R.O., Hernández-Palma, A., Johnson, E.I., Midway, S.R., Powell, L.L., Wolfe, J.D., Lovejoy, T.E., 2021. Long-term change in the avifauna of undisturbed Amazonian rainforest: ground-foraging birds disappear and the baseline shifts. *Ecology Letters* 24, 186–195. <https://doi.org/10.1111/ele.13628>
- Terry, J.C.D., Rossberg, A.G., 2022. How temporal turnover in community composition is linked to anthropogenic pressure. *bioRxiv* 2022.11. 10.515930.
- Thornton, D.H., Fletcher, R.J., 2014. Body size and spatial scales in avian response to landscapes: a meta-analysis. *Ecography* 37, 454–463. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00540.x>

Tobias, J.A., Sheard, C., Pigot, A.L., Devenish, A.J.M., Yang, J., Sayol, F., Neate-Clegg, M.H.C., Alioravainen, N., Weeks, T.L., Barber, R.A., Walkden, P.A., MacGregor, H.E.A., Jones, S.E.I., Vincent, C., Phillips, A.G., Marples, N.M., Montaña-Centellas, F.A., Leandro-Silva, V., Claramunt, S., Darski, B., Freeman, B.G., Bregman, T.P., Cooney, C.R., Hughes, E.C., Capp, E.J.R., Varley, Z.K., Friedman, N.R., Korntheuer, H., Corrales-Vargas, A., Trisos, C.H., Weeks, B.C., Hanz, D.M., Töpfer, T., Bravo, G.A., Remeš, V., Nowak, L., Carneiro, L.S., Moncada R., A.J., Matysioková, B., Baldassarre, D.T., Martínez-Salinas, A., Wolfe, J.D., Chapman, P.M., Daly, B.G., Sorensen, M.C., Neu, A., Ford, M.A., Mayhew, R.J., Fabio Silveira, L., Kelly, D.J., Annorbah, N.N.D., Pollock, H.S., Grabowska-Zhang, A.M., McEntee, J.P., Carlos T. Gonzalez, J., Meneses, C.G., Muñoz, M.C., Powell, L.L., Jamie, G.A., Matthews, T.J., Johnson, O., Brito, G.R.R., Zyskowski, K., Crates, R., Harvey, M.G., Jurado Zevallos, M., Hosner, P.A., Bradfer-Lawrence, T., Maley, J.M., Stiles, F.G., Lima, H.S., Provost, K.L., Chibesa, M., Mashao, M., Howard, J.T., Mlamba, E., Chua, M.A.H., Li, B., Gómez, M.I., García, N.C., Päckert, M., Fuchs, J., Ali, J.R., Derryberry, E.P., Carlson, M.L., Urriza, R.C., Brzeski, K.E., Prawiradilaga, D.M., Rayner, M.J., Miller, E.T., Bowie, R.C.K., Lafontaine, R., Scofield, R.P., Lou, Y., Somarathna, L., Lepage, D., Illif, M., Neuschulz, E.L., Templin, M., Dehling, D.M., Cooper, J.C., Pauwels, O.S.G., Analuddin, K., Fjeldså, J., Seddon, N., Sweet, P.R., DeClerck, F.A.J., Naka, L.N., Brawn, J.D., Aleixo, A., Böhning-Gaese, K., Rahbek, C., Fritz, S.A., Thomas, G.H., Schleunig, M., 2022. AVONET: morphological, ecological and geographical data for all birds. *Ecology Letters* 25, 581–597. <https://doi.org/10.1111/ele.13898>

Uezu, A., Metzger, J.P., 2016. Time-lag in responses of birds to Atlantic forest fragmentation: restoration opportunity and urgency. *PloS one* 11, e0147909.

Uezu, A., Metzger, J.P., Vielliard, J.M.E., 2005a. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123, 507–519. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.001>

Uezu, A., Metzger, J.P., Vielliard, J.M.E., 2005b. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123, 507–519. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.001>

Vilani, R.M., Ferrante, L., Fearnside, P.M., 2022. Amazonia threatened by Brazilian President Bolsonaro's mining agenda. *Die Erde*. <https://doi.org/10.12854/erde-2022-622>

Watrin, O. dos S., da Rocha, A.M.A., 1992. Levantamento da vegetação natural e do uso da terra no município de Paragominas (PA) utilizando imagens TM/LANDSAT.

Zeng, Q., Wei, Q., Lei, G., 2018. Contribution of citizen science towards cryptic species census: “many eyes” define wintering range of the Scaly-sided Merganser in mainland China. *Avian Research* 9, 1–10.

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Elphick, C.S., 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems: *Data exploration*. *Methods in Ecology and Evolution* 1, 3–14.
<https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

2.7 SUPLEMENTAR

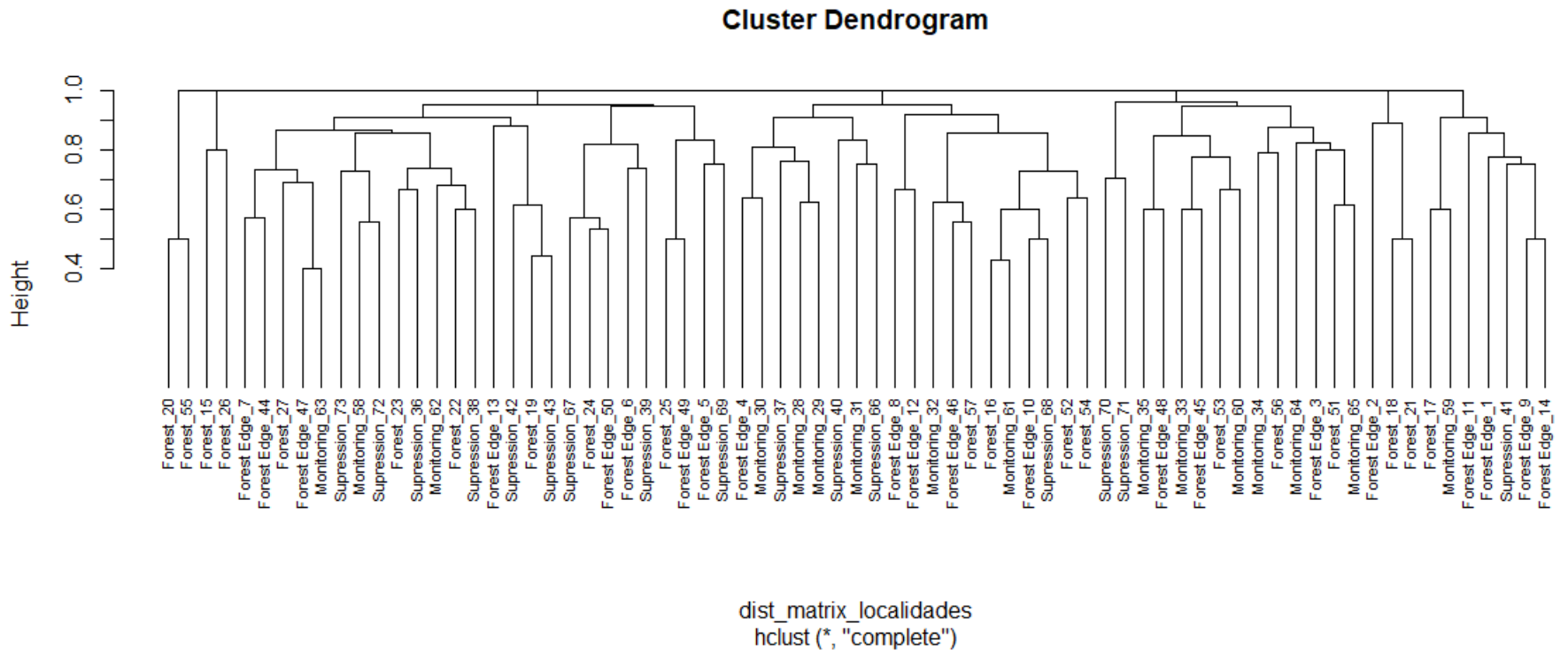


Figura S1. Dendrograma de dissimilaridade entre as áreas utilizando o método de Jaccard.

3. Sessão II

Estrutura do habitat nas áreas de vida das aves invertidoras de sub-bosque na Amazônia Oriental

A segunda sessão desta dissertação foi elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Global Ecology and Conservation*, disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/journal/global-ecology-and-conservation>

3.1 RESUMO

A área de vida é entendida como a área que o indivíduo percorre para realizar suas atividades de busca de alimento, abrigo, acasalamento e cuidado com os filhotes. Existem diferentes fatores que influenciam o tamanho da área de vida, onde a plasticidade ambiental de uma espécie ou a estrutura da floresta podem ser fatores relevantes. Estimamos o tamanho da área de vida de duas espécies de aves através do Polígono Mínimo Convexo (MCP), uma com plasticidade de habitat generalista (*Pyriglena leuconota* - East Amazonian fire-eye) e outra especialista (*Formicarius analis* - Black-faced Antthrush), e comparamos os tamanhos. Adicionalmente, caracterizamos a estrutura florestal do habitat através dos valores de Índice de Vegetação de Diferença Normalizada (NDVI). Contrariamente ao esperado, as áreas de vida não apresentaram diferenças significativas entre as espécies. No entanto, ao compararmos a estrutura do habitat, *P. leuconota*, obteve valores de NDVI significativamente mais altos do que *F. analis*. Nossos resultados sugerem que a espécie generalista utiliza bosques com estrutura vegetal mais densa do que a espécie especialista, que além disso teve intervalos de confiança de NDVI mais curtos, o que sugere uma maior especialização no habitat. Consideramos a estrutura vegetal como o fator mais relevante para o tamanho da área dos indivíduos. O avanço da supressão vegetal pode representar uma ameaça para as aves especialistas, pois, embora a cobertura seja florestal, nem todas as estruturas dentro da floresta representam um habitat adequado para essas aves.

3.2 INTRODUÇÃO

A área de vida é definida como os locais utilizados por um indivíduo em suas atividades como busca de alimento, abrigo, acasalamento e cuidado com os filhotes (Rolando, 2002). Nesse contexto, o tamanho mínimo da área de vida de um indivíduo é determinado pela disponibilidade de recursos, enquanto o tamanho máximo é normalmente influenciado pelos processos de competição intra ou interespecífica (Burt, 1943). Há ainda os aspectos reprodutivos, que estão relacionados com altas demandas energéticas, e o tamanho do indivíduo, que pode determinar a capacidade de dispersão para espécies residentes (Anderson et al., 2009; Bowman, 2003; Van Beest et al., 2011). Por tanto, a capacidade de sobreviver e se reproduzir, a resistência a parasitas, e a sazonalidade, a qual geralmente está relacionada com a disponibilidade de recurso, são fatores determinantes na delimitação da área de vida de um organismo (Morellet et al., 2013; Schulte-Hostedde et al., 2001; Teles et al., 2017).

É importante destacar que a área de vida não abrange toda a área percorrida por um indivíduo, mas sim a região em que ele se movimenta com mais frequência (Rolando, 2002). Portanto, excursões ocasionais fora dessa área normalmente não são consideradas parte de sua área de vida (White and

Garrott, 1990). A importância de possuir uma área de vida é evidente; o conhecimento do espaço ou dos elementos do ambiente no interior da área de vida permite que as aves encontrem os recursos com menor gasto de energia e evitem ou escapem dos predadores de modo mais eficiente (Bergallo, 1994). Diferentes estudos têm estabelecido áreas de vida para aves principalmente em zonas temperadas (Brown, 1969; Odum and Kuenzler, 1955; Stutchbury and Morton, 2008). Porém, em zonas tropicais pouco se conhece a respeito (Amorim et al., 2023; Hansbauer et al., 2008; They, 1992), e ainda menos com espécies mais especializadas quanto ao uso do hábitat como, as aves invertívoras de sub-bosque (Castaño-Villa et al., 2019; Stouffer et al., 2021a).

De um modo geral, espécies com maior plasticidade ambiental tendem a ter uma maior área de vida, enquanto espécies mais especializadas tendem a ter áreas de vida menores (Julliard et al., 2006; Rolando, 2002; Thiollay, 1994). Este processo está associado principalmente a traços da história de vida, em que as espécies generalistas possuem uma maior capacidade de dispersão, o que lhes permite explorar uma maior quantidade de recursos (Brouat et al., 2004; Julliard et al., 2006). O oposto ocorre com as especialistas, que estão menos preparadas para enfrentar as mudanças no ambiente (Sol et al., 2002). Nesse contexto, as espécies especialistas estão associadas às características biológicas do local onde se encontram e têm a tendência de se agregar com indivíduos da mesma espécie, quando o ambiente oferece as condições necessárias para a realização dos processos ecológicos (Julliard et al., 2006; Vargas-Daza et al., 2023).

O conhecimento da área de vida de uma espécie é essencial não apenas para compreender sua biologia, mas também para fornecer informações valiosas que podem orientar estratégias eficazes de conservação. Por exemplo, entender a área de vida de uma espécie permite identificar as necessidades de habitat e os requisitos de recursos essenciais para sua sobrevivência. Essas informações são cruciais na determinação do tamanho e localização de reservas naturais e na criação de corredores ecológicos que conectam habitats fragmentados. Além disso, a área de vida está diretamente relacionada à capacidade de suporte do ambiente, influenciando a estabilidade populacional das aves (Morellet et al., 2013; Schulte-Hostedde et al., 2001; Teles et al., 2017). Considerando tais necessidades de informações sobre a ecologia das espécies, o presente estudo tem por objetivo avaliar as diferenças nos tamanhos e na estrutura das áreas de vida de duas aves invertívoras de sub-bosque.

Nossa hipótese é que uma espécie de ave com menor plasticidade à estrutura do habitat terá menor área espacial de vida do que outra com maior plasticidade.

3.3 MATERIAIS E MÉTODOS:

3.3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na área da empresa Mineração Paragominas (MPSA), pertencente ao grupo Norsk Hydro Brasil Ltda, localizada no município de Paragominas, no sudoeste do estado do Pará ($3^{\circ}14'35.78''S$, $47^{\circ}48'28.03''O$). Essa região está situada na Amazônia e tem sido historicamente afetada pelo desmatamento (Da Silva et al., 2005). Apesar disso, é uma área de grande biodiversidade de aves, abrigando mais de 30% das espécies amazônicas (Moura et al., 2013). Para obter mais informações sobre as características climáticas da área, consulte o capítulo anterior. O polígono de monitoramento corresponde a uma área de mineração de bauxita suprimida em 2023, anualmente a empresa de mineração Hydro realiza a supressão vegetal de uma área de aproximadamente 350 hectares de floresta dentro de sua propriedade, com o objetivo de expandir a área de extração de bauxita. A área de expansão da lavra possui um formato retangular, e essas áreas são exploradas contiguamente a cada ano, conforme mostrado na Figura 1(B)

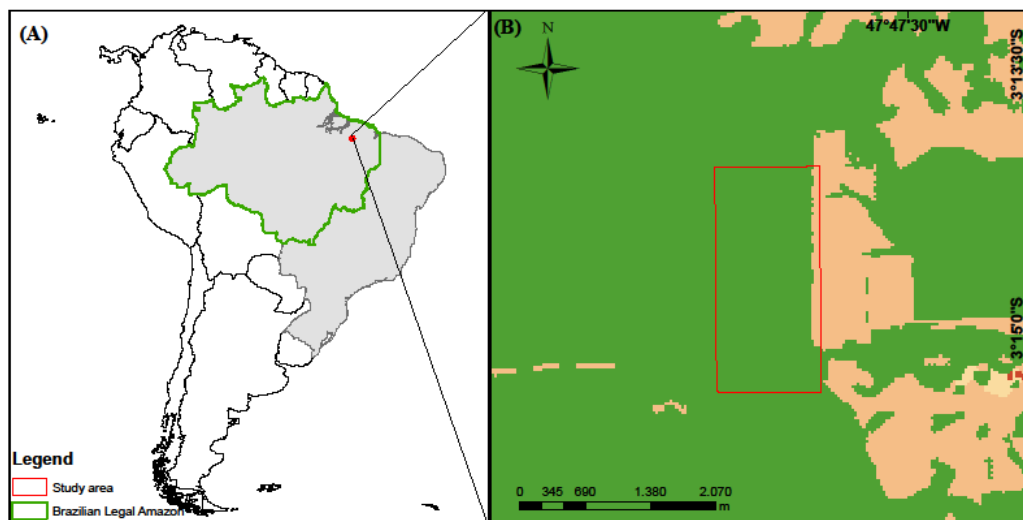


Figura 1. Localização da área de estudo: (A) Localização na Amazônia Legal; (B) localização da área de estudo no prédio da Hydro. Em bege destacam-se as áreas com atividades de mineração e agricultura, e em verde a cobertura vegetal.

3.3.2 Seleção das espécies para monitoramento

Para estimar as áreas de vida das espécies de sub-bosque, foram selecionadas duas espécies suficientemente comuns para serem capturadas, além de possuírem peso corporal acima de 30g para poder instalar o dispositivo de telemetria, também que apresentarem variação na sensibilidade às perturbações. *Pyriglena leuconota* (East Amazonian fire-eye), é considerada comum em seu habitat natural, no sub-bosque de florestas tropicais de terras baixas adjacentes e em florestas mais decíduas, principalmente abaixo de 600 m de altitude (Zimmer and Isler, 2021). Além disso, a espécie apresenta versatilidade no uso do habitat, sendo participante ativa de bandos mistos, pode ser observada nas bordas da floresta e, em clareiras arborizadas, a menos de 3 m do solo (Barlow et al., 2007; Lees et al., 2015). Ocorre no sudeste da bacia amazônica, estendendo-se desde o leste do rio Xingu até o leste do Pará (Zimmer and Isler, 2021). Em contrapartida, a espécie *Formicarius analis* (Black-faced Antthrush), é um invertívoro terrestre encontrado principalmente em florestas conservadas. Esta espécie não se alimenta em bandos mistos; ao contrário, ela se move sozinha ou em pares pelo solo da floresta em busca de alimento. É encontrada em baixas densidades e está altamente associada a estruturas específicas do sub-bosque, o que a torna uma ave sensível às perturbações (Jirinec et al., 2022). Sua distribuição se estende ao longo do neotrópico, desde Honduras, passando por países como Colômbia, Venezuela, Equador, Peru e Brasil, com uma faixa de ausência na região norte da Amazônia brasileira (Van Dort et al., 2023).

3.3.3 Estimativa de área de vida

Realizamos percursos em um polígono de aproximadamente 200 hectares, realizando busca ativa de indivíduos por meio de playback. Uma vez que os indivíduos respondiam ao chamado, redes de neblina de 12x2m foram abertas próximo ao local de registro. Os indivíduos capturados foram equipados com um transmissor de rádio VHF (Lotek) (<5% do peso corporal), utilizando um arnês de fio elástico com 0,8 mm de diâmetro preso nas pernas (Rappole and Tipton, 1991). Posteriormente, foram liberados no mesmo ponto de captura, com o objetivo de evitar alterar sua área de vida.

3.3.4 Monitoramento de aves

O equipamento utilizado no monitoramento foi o receptor Biotracker Receiver 148-156MHz, com uma antena Folding Yagi 3 Element 145-155MHz (Lotek). Os indivíduos foram rastreados com a maior continuidade possível ao longo de um período que durou, em média, 6 dias por mês, durante os meses de abril, maio, junho e agosto. Tendo início 24 horas após a liberação do espécime com o transmissor acoplado. Cada indivíduo foi monitorado durante as horas de luz do dia (das 06:00 às

18:00), coletando pelo menos três localizações a cada hora do dia para registrar os padrões diurnos na atividade das aves (Otis and White, 1999). As localizações consecutivas foram divididas por um intervalo mínimo de 15 minutos. Esse intervalo de amostragem foi considerado suficientemente longo para permitir que o animal se deslocasse de qualquer ponto de sua área de distribuição para outro (Lair, 1987). O ponto com o sinal mais forte foi registrado e georreferenciado com o GPS (Sistema de Posicionamento Global, Garmin), o rumo em graus para onde se encontrava o sinal e o nível de potência do sinal, para depois estimar a posição do indivíduo. Por razões logísticas, geralmente foram coletados dados em uma ou duas sessões de três localizações consecutivas por ave por dia (ou seja, 3 ou 5 localizações por dia em horários diferentes).

3.4 ANÁLISE DE DADOS

3.4.1 Estimativa da área de vida

Para estimar as áreas de vida antes, usamos o método de mínimo polígono convexo (MCP). Calculamos esse índice com base nos pontos de GPS obtidos durante o monitoramento para cada indivíduo. Visando evitar o viés de superestimação das áreas de vida que podem não estar sendo utilizadas pelos indivíduos, excluimos os pontos que ultrapassaram o quartil 95 da distância média no cálculo da área final. Os tamanhos das áreas de vida entre as duas espécies foram comparados por meio de um teste t de Student, após a transformação dos dados para o logaritmo natural. Antes da análise, verificou-se a normalidade dos dados transformados por meio do teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade das variâncias pelo teste de Levene. Realizamos as análises no software R v4.3.2, utilizando o pacote `adehabitatHR` e `car` (Calenge, 2011).

3.4.2 Estimativa da estrutura vegetal

Para comparar as diferenças no uso da estrutura vegetal, ajustamos um Modelo Linear Misto Bayesiano (BLMM - Bayesian Linear Mixed Model). Utilizamos os valores do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) de cada área de vida como variável resposta. O NDVI foi medido para cada ponto coletado dentro das áreas de vida das aves durante o monitoramento por telemetria. Os valores de NDVI foram estimados a partir de imagens de alta resolução do Landsat 8, capturadas em 23 de julho de 2023 e fornecidas pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS). Neste modelo, incluímos a espécie como efeito fixo, enquanto o indivíduo foi tratado como efeito aleatório. Utilizamos uma distribuição da família Gaussiana e aplicamos os priores padrão usando o pacote `'MCMCglmm'` (Hadfield, 2010). Para garantir um mínimo de 1000 distribuições posteriores,

realizamos 13.000 iterações para cada modelo, com um intervalo de "burn-in" de 3000 iterações (Hadfield, 2010). Todas as análises foram realizadas no software R v4.3.2.

3.5 RESULTADOS

3.5.1 Estimativa das áreas de vida

No total, conseguimos capturar 12 indivíduos dentro do polígono suprimido (*P. leuconota* = 7, *F. analis* = 5). Mapeamos entre 12 e 48 pontos para os indivíduos (média = 28.75, SD=10.31). É importante destacar que, para *P. leuconota*, todos os indivíduos capturados eram machos, e ainda havia mais indivíduos dentro do polígono que não foram capturados. Em contraste, para *F. analis*, após múltiplas buscas dentro do polígono, não encontramos mais indivíduos na área, indicando uma alta probabilidade de termos capturado todos os indivíduos dentro da área (Tabela 1).

Tabela 1. Resumo do tamanho da área de vida. (Min) tamanho mínimo de área encontrado, (Max) tamanho máximo de área encontrado, (M ± SD) Média ± desvio padrão.

Espécie	N	Área de vida		
		Min (ha)	M ± SD (ha)	Max (ha)
<i>Formicarius analis</i>	5	1	4.2 ± 4	11
<i>Pyriglena leuconota</i>	7	3.9	6.63 ± 2.7	10.9

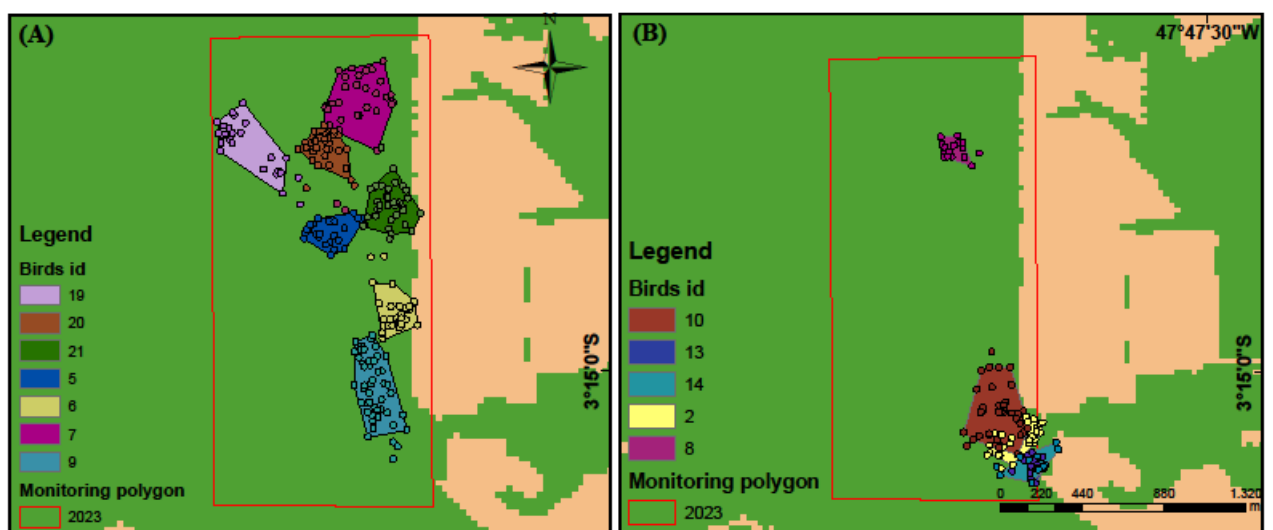


Figura 2. Localização das áreas de vida dentro do polígono de supressão (A) Áreas de vida de *Pyriglena leuconota*; (B) Áreas de vida de *Formicarius analis*.

Ao comparar o tamanho das áreas de vida entre as duas espécies, não foram encontradas diferenças significativas ($P = 0.281$, Figura 3). Por outro lado, ao comparar o nível de sobreposição das áreas de vida, no caso de *P. leuconota*, duas das áreas de vida estavam sobrepostas (área total sobreposta = 2.5ha), enquanto para *F. analis*, quatro das áreas de vida estavam sobrepostas (área total sobreposta = 4.15ha).

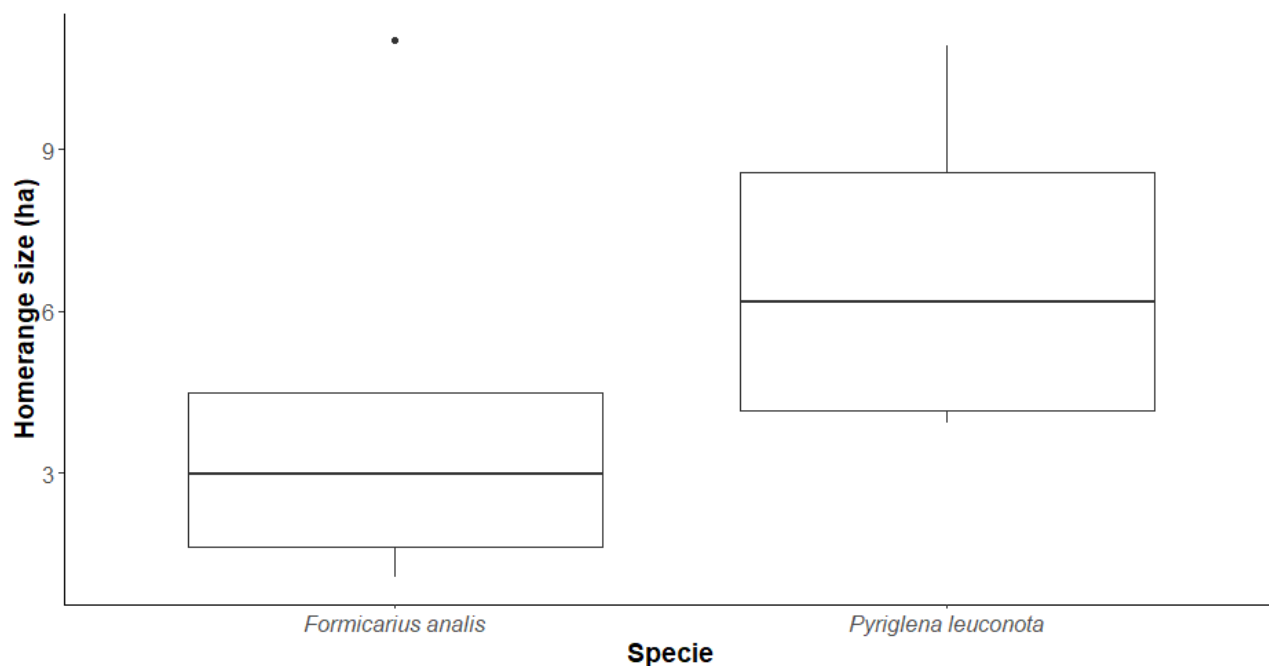


Figura 3. Comparação de tamanhos de áreas de vida entre as duas espécies. As medianas são exibidas nas linhas centrais. A amostra total foi composta por 5 indivíduos de *F. analis* e 7 de *P. leuconota*.

No caso de *P. leuconota*, observamos uma distribuição espacial uniforme das áreas de vida, com pouca sobreposição entre os territórios de alguns indivíduos. Mesmo quando dois indivíduos foram capturados no mesmo ponto do polígono, na maioria, suas áreas de vida não se superpuseram em momento algum após a liberação. Em contraste, no caso de *F. analis*, as áreas de vida se concentraram em uma região específica do polígono, com quatro indivíduos (2, 10, 13, 14) apresentando sobreposição em suas áreas, compartilhando aproximadamente 3.44 hectares. É importante esclarecer que a sobreposição de áreas de vida para *P. leuconota* pode ser influenciada pelo tamanho da amostra, uma vez que dentro do polígono foram observados mais indivíduos que não foram capturados.

3.5.2 Estimativa da estrutura vegetal

Em relação à estrutura da vegetação, *P. leuconota* mostrou áreas de vida com valores de NDVI significativamente mais altos do que as áreas de vida de *F. analis* (média posterior = 0.024, pMCMC = 0.032, ver figura 4), com a segunda espécie apresentando um intervalo de confiança mais restrito (*P. leuconota*, 95% CI = 0.3979 a 0.4014; *F. analis*, 95% CI = 0.3815 a 0.3895).

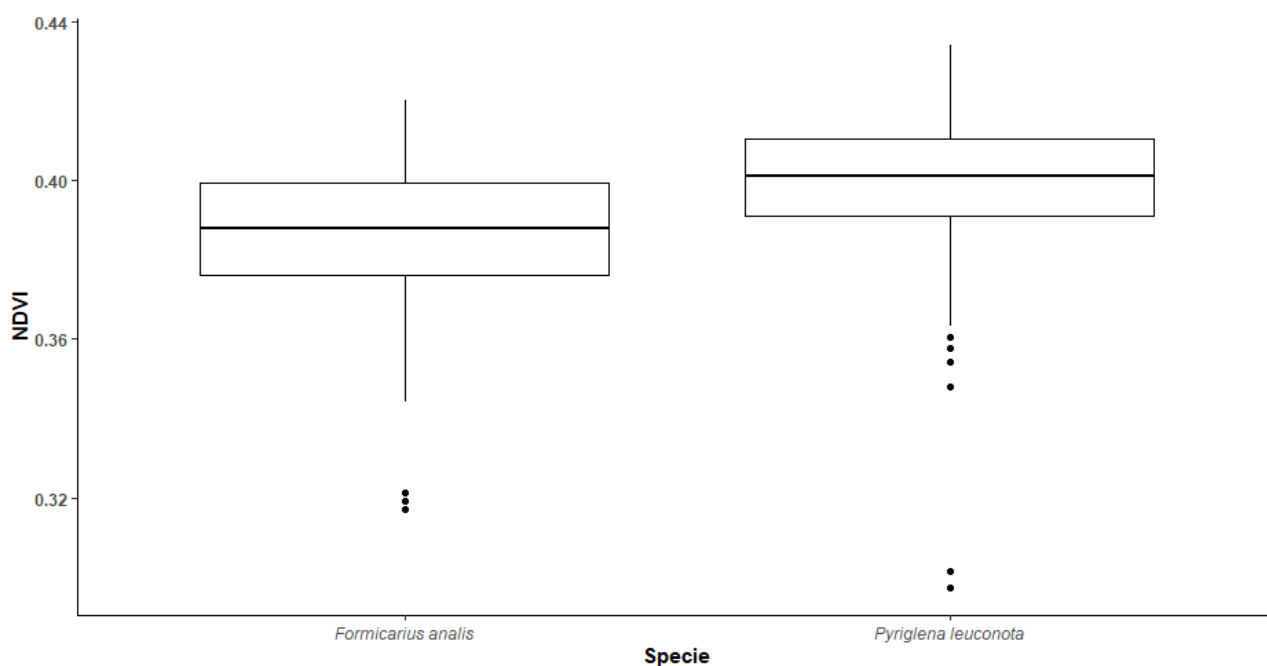


Figura 4. Comparação de Valores de NDVI das áreas de vida das duas espécies estudadas. As medianas são exibidas nas linhas centrais.

3.6 DISCUSSÃO

3.6.1 Área de vida

Nossos resultados corroboram com os padrões de tamanho de área de vida já registrados em estudos com passeriformes tropicais, cujas áreas geralmente são inferiores a 20ha (Jahn et al., 2010). Na região de Manaus, por exemplo, um estudo realizado com 13 espécies de aves insetívoras verificou que a média das áreas de vida era de 6-7ha (Stouffer, 2007). De modo semelhante, Guimarães and Guilherme (2021), encontraram áreas de vida em torno de $3,65 \pm 0,15$ ha no Acre, valores próximos ao tamanho da área de vida estimado em nosso estudo. Por outro lado, Duca et al. (2006), encontraram áreas de vida menores que 3ha, como é o caso de *Pyriglena leucoptera* que obteve uma área de 1,3 ha em média na Mata Atlântica. Caso contrário, ocorreu em estudos como o de Jahn et al. (2010), onde as áreas de vida da espécie *Tyrannus melancholicus* foi de $43,0 \pm 22,6$ ha. Tal resultado

encontrado provavelmente por sua estratégia de forrageamento, buscando insetos voadores, sendo altamente móveis na paisagem (Sanaïotti and Cintra, 1997). Mostrando uma clara diferença em que espécies com alta plasticidade no habitat possuem áreas de vida significativamente maiores (Lopes and Marini, 2006).

Contrariamente ao que esperávamos, nossos dados não mostraram diferenças significativas na área de vida das duas espécies (*P. leuconota*, generalista; *F. analis*, especialista). Esse contraste entre nossos resultados e os padrões já registrados na literatura, pode estar relacionado a um caso isolado de um indivíduo de *F. analis*, o qual apresentou uma área de vida superior aos demais. Isso limitou nossa capacidade de identificar diferenças estatisticamente significativas entre as duas espécies (Figura 3). No entanto, ao removermos esse indivíduo da análise, foi possível observar uma diferença no tamanho dos MCP ($p = 0,042$). Outro ponto importante, o qual está relacionado ao tamanho corporal das aves (*P. leuconota* = 32g, *F. analis* = 51g). Esse resultado difere, por exemplo, do encontrado por Terborgh et al. (1990), que sugeriram que o tamanho da área de vida estava correlacionado ao tamanho corporal, onde espécies grandes ocupam territórios maiores na Amazônia peruana. Duca et al. (2006), trabalhando com *Thamnophilidae* na Mata Atlântica, também encontraram essa mesma relação. Isso sugere, que o tamanho da área de vida para as espécies em nossa área de estudo pode estar limitado por outros fatores, como a estrutura do habitat ou a disponibilidade de recursos (Stouffer, 2007; Terborgh et al., 1990; Vargas-Daza et al., 2023), tendo em vista que o tamanho da área de vida é normalmente correlacionado com a abundância de recursos (Burke and Nol, 1998; Gass, 1979).

3.6.2 Estrutura vegetal

Os resultados do modelo bayesiano sugerem que *P. leuconota* apresenta valores mais altos de NDVI em comparação com a outra espécie. Isso indica que *P. leuconota* mostra uma maior variação nos valores de NDVI, com indivíduos com valores tanto baixos quanto altos, o que sugere uma maior amplitude em termos de estrutura vegetal. Além disso, os valores de NDVI significativamente maiores poderiam indicar uma preferência por florestas mais densas o com maior número de árvores (Soudani et al., 2012). Por outro lado, o oposto foi observado com *F. analis*, onde os valores de NDVI foram significativamente mais baixos, o que pode estar relacionado a áreas menos densas o menor quantidade de árvores, e um intervalo de confiança mais estreito, indicando uma menor plasticidade na estrutura da floresta (Johnson et al., 2011; Vargas-Daza et al., 2023).

Consideramos que fatores como a estrutura da floresta pode ter um efeito mais pronunciado no tamanho da área de vida (Diemer and Nocera, 2014), como evidenciado pelos valores do NDVI (ver figura 4). Estudos têm mostrado como essas características de florestas maduras conservadas favorecem a presença dos indivíduos, devido aos seus requisitos fisiológicos e ecológicos (Andrade and Valderrama, 2013; Morse, 1976), como para aves tropicais altamente sensíveis, por exemplo *F. analis* (Jirinec et al., 2022; Vargas-Daza et al., 2023), e outros insetívoros de sub-bosque (Castaño-Villa et al., 2019; Rolando, 2002; Stouffer et al., 2021a). O oposto ocorreu com os indivíduos de *P. leuconota*, que apresentaram áreas geralmente mais heterogêneas, com maior densidade de herbáceas e árvores no sub-bosque, próprias de florestas mais antropizadas e áreas de borda, o que favorece seu hábito "insessorial" (Barros et al., 2023; Lees et al., 2015).

O que podemos observar é que as espécies variam em uma ampla área geográfica, mesmo dentro de florestas semelhantes (Thiollay, 1994), sendo parte dessa variação atribuída a efeitos locais de topografia, estrutura e idade da floresta ou outros fatores que não refletem um padrão (Tuomisto et al., 2003; Vormisto et al. 2004). Tais variações podem ser observadas quando comparamos as áreas de vida de *F. analis* obtidas por diferentes autores em locais distintos. Por exemplo, Stouffer (2007), trabalhando em áreas de terra firme na região de Manaus, encontrou uma área de vida média de 12 ha, com abundância de 0.04 casais por hectare em uma floresta contínua. Já no Peru em áreas de planície aluvial, *F. analis* obteve uma área de vida de 6 ha com abundância de 0.13 casais por hectare (Terborgh et al., 1990). Em áreas de terra firme no Panamá estimou-se uma área de vida de 5 ha e abundância de casais de 0.15 (Robinson et al., 2000). É importante salientarmos que esta espécie é muito sensível à fragmentação e perda de habitat (Mestre et al., 2010), tendo sido registrado seu declínio em algumas regiões como na Costa Rica (Boyle and Sigel, 2015; Sigel et al., 2006), e desaparecimento em alguns fragmentos isolados que carecem de conectividade (Şekercioğlu et al., 2002; Stratford and Stouffer, 2013, 1999). Esta espécie em particular tende a desaparecer em fragmentos florestais de tamanho pequeno (Şekercioğlu et al., 2002).

Quando comparamos as áreas de vida dos indivíduos de *F. analis* e *P. leuconota*, observamos uma baixa sobreposição de território para as *Pyriglenas*, o que pode ser devido ao fato de que nem todos os indivíduos dessa espécie que habitavam a área foram capturados. Por outro lado, observou-se uma alta sobreposição entre os *Formicarius*, para esta espécie após os levantamentos, não foi possível visualizar ou ouvir nenhum outro indivíduo dentro da área. Essa sobreposição entre os territórios dos *Formicarius* provavelmente se deva ao fato dessa espécie possuir mais fidelidade ecológica ao local, estando relacionado com características de habitat preferidas ou com limites

tradicionais para territórios vizinhos de indivíduos da mesma espécie (Blake and Loiselle, 2015; Greenberg et al., 1997; Willis, 1984). Os Formicariidae assim como os Furnariidae têm maior preferência por florestas bem preservadas, dependendo de um tamanho de território definido (Blake and Loiselle, 2015; Laurance, 2004; Stouffer, 2007).

Pyriglena leuconota é uma seguidora de correição regular, onde alguns indivíduos se deslocam por grandes distâncias quando as seguem (Willis and Oniki, 1978), sendo capaz de usar diferentes tipos de habitats (Hansbauer et al., 2008). É uma espécie que evita sub-bosque relativamente aberto de florestas preservadas, sendo encontrada com maior frequência em emaranhados densos, borda de florestas e em áreas mais iluminadas dentro das florestas primárias (Zimmer and Isler, 2021). Até o momento ainda não houve nenhum trabalho que estimasse a área de vida da *Pyriglena leuconota*, assim como foi feito para *F. analis*, no entanto, alguns trabalhos estimaram a área de vida de *P. leucoptera*, congênere de *P. leuconota* que ocorre na Mata Atlântica.

Para *P. leucoptera* Duca et al. (2006) também não encontraram sobreposição territorial intraespecífica assim como em nosso trabalho, isso também foi observado para as espécies *Thamnophilus caerulescens*, *Dysithamnus mentalis* (Duca and Marini, 2005). A sua área de vida é de 1,3 ha, esse tamanho de território é pequeno em relação às espécies de aves amazônicas e portanto da nossa espécie *P. leuconota* (6,6 ha) (Duca et al., 2006). Na Amazônia o tamanho médio do território dos insetívoros é de 14 ha e 6,1 ha considerando apenas Thamnophilidae (Duca et al., 2006; Terborgh et al., 1990), estando nossa espécie dentro da média encontrada para o seu grupo na Amazônia (Duca et al., 2006; Terborgh et al., 1990). É interessante notar que os territórios de *P. leuconota* e *F. analis* possuem uma sobreposição de suas áreas de vidas de alguns indivíduos (indivíduo 10 de *F. analis*, e 9 de *P. leuconota*; Figura 2). Essa sobreposição territorial pode indicar que essas espécies não possuem territorialidade interespecífica (Duca et al., 2006; Morales et al., 2012; Robinson and Terborgh, 1995).

O avanço do processo de supressão florestal consequentemente perda de habitat pode representar uma ameaça para espécies altamente sensíveis à estrutura da floresta (Vargas-Daza et al., 2023), levando em consideração que, apesar das áreas adjacentes às florestas de supressão serem cobertas por florestas, nem toda área pode representar um habitat adequado. Se o processo de seleção de habitat ocorrer em uma escala fina (Castaño-Villa et al., 2014), a baixa disponibilidade de habitat pode resultar em uma aglomeração de espécies após a supressão (Primeiro capítulo dessa dissertação). Esse fenômeno pode intensificar as interações devido a processos dependentes da densidade, como

interações interespecíficas, incluindo predação e parasitismo, ou intraespecíficas, como competição por recursos (Amorim et al., 2023; Benchimol and Peres, 2015).

Implicações para a conservação

É importante que os processos de supressão levem em conta a qualidade do habitat adjacente que pode ser ocupado pelas espécies que são forçadas a procurar novos habitats. Independentemente da cobertura florestal, a variação na estrutura dentro do mesmo fragmento desempenha um papel crucial para a conservação dessas espécies. Desta maneira saber o tamanho da área de vida de algumas espécies nos ajuda a entender por que elas desaparecem de alguns fragmentos florestais e auxilia em medidas mitigadoras, além de nos dar informações importantes para compreender o tamanho adequado e o melhor caminho de conectividade dos fragmentos florestais para mantermos resguardada a nossa biodiversidade.

3.7 REFERÊNCIAS

- Amorim, P.S., Guaraldo, A.C., Rossi, M.F., Diniz, P., 2023. Home Range, Territory, and Partner Replacement in the Rufous Hornero *Furnarius rufus*. *Acta Ornithologica* 58.
<https://doi.org/10.3161/00016454AO2023.58.1.004>
- Anderson, B.J., Akçakaya, H.R., Araújo, M.B., Fordham, D.A., Martinez-Meyer, E., Thuiller, W., Brook, B.W., 2009. Dynamics of range margins for metapopulations under climate change. *Proc. R. Soc. B.* 276, 1415–1420. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.1681>
- Andrade, G.I., Valderrama, E., 2013. Regeneración del hábitat en áreas con presencia documentada de especies amenazadas. Una contribución a la conservación asociada a la operación del proyecto Central Hidroeléctrica Miel I, cordillera Central de Colombia, departamento de Caldas 14.
- Barlow, J., Overall, W.L., Araujo, I.S., Gardner, T.A., Peres, C.A., 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. *Journal of Applied Ecology* 44, 1001–1012. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01347.x>
- Barros, F.D.C., Almeida, S.M., Cerqueira, P.V., Silva, L.C., Santos, M.P.D., 2023. Bird diversity in ‘paricá’ (*Schizolobium amazonicum* Huber ex Ducke) plantations and forest fragments in Eastern Amazon: taxonomic diversity, ecological guilds, and functional trait composition. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 58, 104–115. <https://doi.org/10.1080/01650521.2021.1914295>
- Benchimol, M., Peres, C.A., 2015. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. *Journal of Ecology* 103, 408–420. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12371>
- Bergallo, H.D.G., 1994. Ecology of a small mammal community in an Atlantic forest area in southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 29, 197–217. <https://doi.org/10.1080/01650529409360932>
- Bowman, J., 2003. Is dispersal distance of birds proportional to territory size? *Can. J. Zool.* 81, 195–202. <https://doi.org/10.1139/z02-237>
- Boyle, W.A., Sigel, B.J., 2015. Ongoing changes in the avifauna of La Selva Biological Station, Costa Rica: Twenty-three years of Christmas Bird Counts. *Biological Conservation* 188, 11–21. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.01.004>

- Brouat, C., Chevallier, H., Meusnier, S., Noblecourt, T., Rasplus, J.-Y., 2004. Specialization and habitat: spatial and environmental effects on abundance and genetic diversity of forest generalist and specialist Carabus species. *Molecular Ecology* 13, 1815–1826.
- Brown, J.L., 1969. *Territorial Behavior and Population Regulation in Birds: A Review and Re-Evaluation*. Wilson Ornithological Society.
- Burke, D.M., Nol, E., 1998. Influence of food abundance, nest-site habitat, and forest fragmentation on breeding ovenbirds. *The Auk* 115, 96–104.
- Burt, W.H., 1943. Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals. *Journal of Mammalogy* 24, 346. <https://doi.org/10.2307/1374834>
- Calenge, C., 2011. Home range estimation in R: the adehabitatHR package. Office national de la classe et de la faune sauvage: Saint Benoist, Auffargis, France.
- Castaño, M.I., Cadena, C.D., Avendaño, J.E., 2019. Home-range size of an Andean bird: Assessing the role of physical condition. *Biotropica* 51, 591–599. <https://doi.org/10.1111/btp.12673>
- Castaño-Villa, G.J., Ramos-Valencia, S.A., Fontúrbel, F.E., 2014. Fine-scale habitat structure complexity determines insectivorous bird diversity in a tropical forest. *Acta Oecologica* 61, 19–23. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2014.10.002>
- Da Silva, J.M., Ryland, A.B., Da Fonseca, G., 2005. O destino das áreas de endemismo da Amazônia. *MEGADIVERSIDADE* 1, 124/131.
- Diemer, K.M., Nocera, J.J., 2014. Associations of Bobolink Territory Size with Habitat Quality. *Annales Zoologici Fennici* 51, 515–525. <https://doi.org/10.5735/086.051.0607>
- Duca, C., Guerra, T.J., Marini, M.Â., 2006. Territory size of three Antbirds (Aves, Passeriformes) in an Atlantic Forest fragment in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23, 692–698.
- Duca, C., Marini, M.Â., 2005. Territory size of the flavescent warbler, *Basileuterus flaveolus* (Passeriformes, Emberizidae), in a forest fragment in Southeastern Brazil. *Lundiana* 6, 29–33. <https://doi.org/10.35699/2675-5327.2005.22022>

- Gass, C.L., 1979. Territory regulation, tenure, and migration in rufous hummingbirds. *Canadian Journal of Zoology* 57, 914–923.
- Greenberg, R., Bichier, P., Sterling, J., 1997. Bird Populations in Rustic and Planted Shade Coffee Plantations of Eastern Chiapas, México. *Biotropica* 29, 501–514. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1997.tb00044.x>
- Guimarães, D.P., Guilherme, E., 2021. Structure and home range size of mixed-species bird flocks in a bamboo forest in southwestern Amazonia. *Acta Ornithologica* 56, 95–108.
- Hadfield, J.D., 2010. MCMC Methods for Multi-Response Generalized Linear Mixed Models: The **MCMCglmm** R Package. *J. Stat. Soft.* 33. <https://doi.org/10.18637/jss.v033.i02>
- Hansbauer, M.M., Storch, I., Pimentel, R.G., Metzger, J.P., 2008a. Comparative range use by three Atlantic Forest understorey bird species in relation to forest fragmentation. *J. Trop. Ecol.* 24, 291–299. <https://doi.org/10.1017/S0266467408005002>
- Hansbauer, M.M., Storch, I., Pimentel, R.G., Metzger, J.P., 2008b. Comparative range use by three Atlantic Forest understorey bird species in relation to forest fragmentation. *J. Trop. Ecol.* 24, 291–299. <https://doi.org/10.1017/S0266467408005002>
- Jahn, A.E., Ledezma, J.P., Mamani, A.M., DeGroot, L.W., Levey, D.J., 2010. Seasonal home range size of Tropical Kingbird (*Tyrannus melancholicus*) in the southern Amazon Basin. *Ornitologia Neotropical* 21, 39–46.
- Jirinec, V., Elizondo, E.C., Rodrigues, P.F., Stouffer, P.C., 2022. Climate trends and behavior of a model Amazonian terrestrial insectivore, black-faced antthrush, indicate adjustment to hot and dry conditions. *Journal of Avian Biology* 2022, e02946. <https://doi.org/10.1111/jav.02946>
- Johnson, E.I., Stouffer, P.C., Vargas, C.F., 2011. Diversity, biomass, and trophic structure of a central amazonian rainforest bird community. *Revista Brasileira de Ornitologia*.
- Julliard, R., Clavel, J., Devictor, V., Jiguet, F., Couvet, D., 2006. Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. *Ecology letters* 9, 1237–1244.
- Lair, H., 1987. Estimating the Location of the Focal Center in Red Squirrel Home Ranges. *Ecology* 68, 1092–1101. <https://doi.org/10.2307/1938381>

- Laurance, S.G.W., 2004. RESPONSES OF UNDERSTORY RAIN FOREST BIRDS TO ROAD EDGES IN CENTRAL AMAZONIA. *Ecological Applications* 14, 1344–1357. <https://doi.org/10.1890/03-5194>
- Lees, A.C., Moura, N.G., De Almeida, A.S., Vieira, I.C.G., 2015. Poor Prospects for Avian Biodiversity in Amazonian Oil Palm. *PLoS ONE* 10, e0122432. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122432>
- Lopes, L.E., Marini, M.Â., 2006. Home range and habitat use by *Suiriri affinis* and *Suiriri islerorum* (Aves: Tyrannidae) in the central Brazilian Cerrado. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 41, 87–92.
- Mestre, L.A.M., Thom, G., Cochrane, M.A., Barlow, J., 2010. The birds of Reserva Extrativista Chico Mendes, South Acre, Brazil. *Aves da Reserva Extrativista Chico Mendes, Sul do Acre, Brasil* 5.
- Morales, M.B., Guerrero, I., Oñate, J.J., Meléndez, L., 2012. Inter-specific association and habitat use in a farmland passerine assemblage. *Ecological Research* 27, 691–700. <https://doi.org/10.1007/s11284-012-0946-4>
- Morellet, N., Bonenfant, C., Börger, L., Ossi, F., Cagnacci, F., Heurich, M., Kjellander, P., Linnell, J.D.C., Nicoloso, S., Sustr, P., Urbano, F., Mysterud, A., 2013. Seasonality, weather and climate affect home range size in roe deer across a wide latitudinal gradient within Europe. *Journal of Animal Ecology* 82, 1326–1339. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12105>
- Morse, D.H., 1976. Variables Affecting the Density and Territory Size of Breeding Spruce-Woods Warblers. *Ecology* 57, 290–301. <https://doi.org/10.2307/1934817>
- Moura, N.G., Lees, A.C., Andretti, C.B., Davis, B.J.W., Solar, R.R.C., Aleixo, A., Barlow, J., Ferreira, J., Gardner, T.A., 2013. Avian biodiversity in multiple-use landscapes of the Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 167, 339–348. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.08.023>
- Odum, E.P., Kuenzler, E.J., 1955. Measurement of Territory and Home Range Size in Birds. *The Auk* 72, 128–137. <https://doi.org/10.2307/4081419>
- Otis, D.L., White, G.C., 1999. Autocorrelation of Location Estimates and the Analysis of Radiotracking Data. *The Journal of Wildlife Management* 63, 1039. <https://doi.org/10.2307/3802819>

- R Development Core Team, 2022. A language and environment for statistical computing. <http://www.R-project.org>.
- Rappole, J.H., Tipton, A.R., 1991. New Harness Design for Attachment of Radio Transmitters to Small Passerines (Nuevo Diseño de Arnés para Atar Transmisores a Passeriformes Pequeños).
- Robinson, S.K., Terborgh, J., 1995. Interspecific Aggression and Habitat Selection by Amazonian Birds. *The Journal of Animal Ecology* 64, 1. <https://doi.org/10.2307/5822>
- Robinson, W.D., Robinson, T.R., Robinson, S.K., Brawn, J.D., 2000. Nesting success of understory forest birds in central Panama. *Journal of Avian Biology* 31, 151–164. <https://doi.org/10.1034/j.1600-048X.2000.310207.x>
- Rolando, A., 2002. On the ecology of home range in birds 57, 53–73.
- Sanaïotti, T., Cintra, R., 1997. Birds and fire in a brazilian amazon isolated savana, in: *Resumos Do III Congresso Internacional de Manejo de Fauna Silvestre En La Amazonia, Volume III*. Bolívia.
- Schulte-Hostedde, A.I., Millar, J.S., Hickling, G.J., 2001. Evaluating body condition in small mammals. *Can. J. Zool.* 79, 1021–1029. <https://doi.org/10.1139/z01-073>
- Şekercioğlu, Ç.H., Ehrlich, P.R., Daily, G.C., Aygen, D., Goehring, D., Sandí, R.F., 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 99, 263–267. <https://doi.org/10.1073/pnas.012616199>
- Sigel, B.J., Sherry, T.W., Young, B.E., 2006. Avian Community Response to Lowland Tropical Rainforest Isolation: 40 Years of Change at La Selva Biological Station, Costa Rica. *Conservation Biology* 20, 111–121. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00293.x>
- Sol, D., Timmermans, S., Lefebvre, L., 2002. Behavioural flexibility and invasion success in birds. *Animal behaviour* 63, 495–502.
- Soudani, K., Hmimina, G., Delpierre, N., Pontailleur, J.-Y., Aubinet, M., Bonal, D., Caquet, B., De Grandcourt, A., Burban, B., Flechard, C., Guyon, D., Granier, A., Gross, P., Heinesh, B., Longdoz, B., Loustau, D., Moureaux, C., Ourcival, J.-M., Rambal, S., Saint André, L., Dufrêne, E., 2012. Ground-based Network of NDVI measurements for tracking temporal dynamics of canopy structure

and vegetation phenology in different biomes. *Remote Sensing of Environment* 123, 234–245.

<https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.03.012>

Stouffer, P.C., 2007. Density, Territory Size, and Long-Term Spatial Dynamics of a Guild of Terrestrial Insectivorous Birds Near Manaus, Brazil. *The Auk* 124, 291–306.

<https://doi.org/10.1093/auk/124.1.291>

Stouffer, P.C., Jirinec, V., Rutt, C.L., Bierregaard, R.O., Hernández-Palma, A., Johnson, E.I., Midway, S.R., Powell, L.L., Wolfe, J.D., Lovejoy, T.E., 2021. Long-term change in the avifauna of undisturbed Amazonian rainforest: ground-foraging birds disappear and the baseline shifts. *Ecology Letters* 24, 186–195.

<https://doi.org/10.1111/ele.13628>

Stratford, J.A., Stouffer, P.C., 2013. Microhabitat associations of terrestrial insectivorous birds in Amazonian rainforest and second-growth forests: *Microhabitats of Amazonian Insectivores*. *Journal of Field Ornithology* 84, 1–12.

<https://doi.org/10.1111/jof.12000>

Stratford, J.A., Stouffer, P.C., 1999. Local Extinctions of Terrestrial Insectivorous Birds in a Fragmented Landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology* 13, 1416–1423.

<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98494.x>

Stutchbury, B.J.M., Morton, E.S., 2008. Recent Advances in the Behavioral Ecology of Tropical Birds: The 2005 Margaret Morse Nice Lecture. *The Wilson Journal of Ornithology* 120, 26–37.

<https://doi.org/10.1676/07-018.1>

Teles, D.R.F., Dantas, T., De Melo, C., 2017. Body condition of five passerines in a forest fragment and associated factors. *Rev. Bras. Ornitol.* 25, 102–109.

<https://doi.org/10.1007/BF03544385>

Terborgh, J., Robinson, S.K., Parker, T.A., Munn, C.A., Pierpont, N., 1990. Structure and Organization of an Amazonian Forest Bird Community. *Ecological Monographs* 60, 213–238.

<https://doi.org/10.2307/1943045>

They, M., 1992. The evolution of leks through female choice: differential clustering and space utilization in six sympatric manakins. *Behav Ecol Sociobiol* 30, 227–237.

<https://doi.org/10.1007/BF00166707>

Thiollay, J.-M., 2002. Avian diversity and distribution in French Guiana: patterns across a large forest landscape. *J. Trop. Ecol.* 18, 471–498.

<https://doi.org/10.1017/S026646740200233X>

- Thiollay, J.-M., 1994. Structure, density and rarity in an Amazonian rainforest bird community. *J. Trop. Ecol.* 10, 449–481. <https://doi.org/10.1017/S0266467400008154>
- Van Beest, F.M., Rivrud, I.M., Loe, L.E., Milner, J.M., Mysterud, A., 2011. What determines variation in home range size across spatiotemporal scales in a large browsing herbivore?: Variability in home range size. *Journal of Animal Ecology* 80, 771–785. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01829.x>
- Van Dort, J., Patten, M.A., Boesman, P.F.D., 2023. Black-faced Antthrush (*Formicarius analis*), in: Billerman, S.M., Keeney, B.K., Rodewald, P.G., Schulenberg, T.S. (Eds.), *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.blfant1.02>
- Vargas-Daza, A.M., Betancurt-Grisales, J.F., Castaño-Villa, G.J., Fontúrbel, F.E., 2023. The importance of old secondary forests for understory birds in the tropical Andes. *Global Ecology and Conservation* 47, e02658. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02658>
- Watrin, O. dos S., da Rocha, A.M.A., 1992. Levantamento da vegetação natural e do uso da terra no município de Paragominas (PA) utilizando imagens TM/LANDSAT.
- White, G.C., Garrott, R.A., 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic Press, San Diego.
- Willis, E.O., 1984. Myrmeciza and related antbirds (Aves, Formicariidae) as army ant followers. *Rev. Bras. Zool.* 2, 433–442. <https://doi.org/10.1590/S0101-81751984000300005>
- Willis, E.O., Oniki, Y., 1978. Birds and Army Ants. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 9, 243–263. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.09.110178.001331>
- Zimmer, K., Isler, M.L., 2021. East Amazonian Fire-eye (*Pyriglena leuconota*), in: Billerman, S.M., Keeney, B.K., Rodewald, P.G., Schulenberg, T.S. (Eds.), *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.eaafie1.01>

4. CONCLUSÃO GERAL

O avanço da supressão vegetal traz consigo efeitos negativos sobre a comunidade de aves do sub-bosque na Amazônia Oriental. É de vital importância considerar a matriz circundante e a estrutura

vegetal dentro dos remanescentes de floresta adjacentes à supressão, pois somente esses elementos podem garantir a permanência das espécies que se aglomeram e das espécies sensíveis à estrutura do habitat. Nossos resultados destacam a necessidade urgente de práticas de manejo que levem em conta não apenas as áreas diretamente afetadas pela supressão vegetal, mas também a integridade dos remanescentes florestais circundantes. A conservação eficaz desses remanescentes e a promoção da conectividade entre eles são essenciais para mitigar os impactos da atividade humana sobre a biodiversidade na região amazônica, as aves e outros organismos dependentes do habitat do sub-bosque na Amazônia Oriental.

4.1 REFERÊNCIAS

- Abreu, T.L.S., Berg, S.B., De Faria, I.P., Gomes, L.P., Marinho-Filho, J.S., Colli, G.R., 2020. River dams and the stability of bird communities: A hierarchical Bayesian analysis in a tropical hydroelectric power plant. *Journal of Applied Ecology* 57, 1124–1136. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13607>
- Amorim, P.S., Guaraldo, A.C., Rossi, M.F., Diniz, P., 2023. Home Range, Territory, and Partner Replacement in the Rufous Hornero *Furnarius rufus*. *Acta Ornithologica* 58. <https://doi.org/10.3161/00016454AO2023.58.1.004>
- Anderson, B.J., Akçakaya, H.R., Araújo, M.B., Fordham, D.A., Martinez-Meyer, E., Thuiller, W., Brook, B.W., 2009. Dynamics of range margins for metapopulations under climate change. *Proc. R. Soc. B.* 276, 1415–1420. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.1681>
- Bierregaard Jr, R.O., Lovejoy, T.E., 1989. Effects of forest fragmentation on amazonian understory bird communities. *Acta Amaz.* 19, 215–241. <https://doi.org/10.1590/1809-43921989191241>
- Bowman, J., 2003. Is dispersal distance of birds proportional to territory size? *Can. J. Zool.* 81, 195–202. <https://doi.org/10.1139/z02-237>
- Coutinho, M.P., De Deus Medeiros, J., Soriano, É., De Resende Londe, L., Vaitsman Leal, P.J., Midori Saito, S., 2013. Código Florestal Atual (Lei Federal nº 12.651/2012) e suas implicações na prevenção de desastres naturais. *SustDeb* 4, 237–256. <https://doi.org/10.18472/SustDeb.v4n2.2013.9439>
- Da Silva, J.M., Ryland, A.B., Da Fonseca, G., 2005. O destino das áreas de endemismo da Amazônia. *MEGADIVERSIDADE* 1, 124/131.

- DNPM, 2022. Processos Minerários: Sistema de Informações Geográficas da Mineração (SIGMINE) Departamento Nacional de Produção Mineral.
- Eloy De Amorim, M., Schoener, T.W., Santoro, G.R.C.C., Lins, A.C.R., Piovia-Scott, J., Brandão, R.A., 2017. Lizards on newly created islands independently and rapidly adapt in morphology and diet. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 114, 8812–8816. <https://doi.org/10.1073/pnas.1709080114>
- Knutson, M.G., 1997. Declines in Abundance and Species Richness of Birds Following a Major Flood on the Upper Mississippi River. *The Auk* 114, 367–380. <https://doi.org/10.2307/4089239>
- Lapola, D.M., Pinho, P., Barlow, J., Aragão, L.E.O.C., Berenguer, E., Carmenta, R., Liddy, H.M., Seixas, H., Silva, C.V.J., Silva-Junior, C.H.L., Alencar, A.A.C., Anderson, L.O., Armenteras, D., Brovkin, V., Calders, K., Chambers, J., Chini, L., Costa, M.H., Faria, B.L., Fearnside, P.M., Ferreira, J., Gatti, L., Gutierrez-Velez, V.H., Han, Z., Hibbard, K., Koven, C., Lawrence, P., Pongratz, J., Portela, B.T.T., Rounsevell, M., Ruane, A.C., Schaldach, R., Da Silva, S.S., Von Randow, C., Walker, W.S., 2023. The drivers and impacts of Amazon forest degradation. *Science* 379, eabp8622. <https://doi.org/10.1126/science.abp8622>
- Lees, A.C., Moura, N.G., De Almeida, A.S., Vieira, I.C.G., 2015. Poor Prospects for Avian Biodiversity in Amazonian Oil Palm. *PLoS ONE* 10, e0122432. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122432>
- Luther, D.A., Cooper, W.J., Jirinec, V., Wolfe, J.D., Rutt, C.L., Bierregaard Jr, R.O., Lovejoy, T.E., Stouffer, P.C., 2022. Long-term changes in avian biomass and functional diversity within disturbed and undisturbed Amazonian rainforest. *Proc. R. Soc. B.* 289, 20221123. <https://doi.org/10.1098/rspb.2022.1123>
- Mechi, A., Sanches, D.L., 2010. Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. *Estud. av.* 24, 209–220. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142010000100016>
- Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Brooks, T.M., Pilgrim, J.D., Konstant, W.R., Da Fonseca, G.A.B., Kormos, C., 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 100, 10309–10313. <https://doi.org/10.1073/pnas.1732458100>
- Poff, N.L., Schmidt, J.C., 2016. How dams can go with the flow. *Science* 353, 1099–1100. <https://doi.org/10.1126/science.aah4926>

- Siqueira-Gay, J., Sonter, L.J., Sánchez, L.E., 2020. Exploring potential impacts of mining on forest loss and fragmentation within a biodiverse region of Brazil's northeastern Amazon. *Resources Policy* 67, 101662. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2020.101662>
- Sonter, L.J., Herrera, D., Barrett, D.J., Galford, G.L., Moran, C.J., Soares-Filho, B.S., 2017. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nat Commun* 8, 1013. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-00557-w>
- Stouffer, P.C., 2007. Density, Territory Size, and Long-Term Spatial Dynamics of a Guild of Terrestrial Insectivorous Birds Near Manaus, Brazil. *The Auk* 124, 291–306. <https://doi.org/10.1093/auk/124.1.291>
- Stouffer, P.C., Bierregaard Jr, R.O., 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76, 2429–2445.
- Stouffer, P.C., Bierregaard, R.O., Strong, C., Lovejoy, T.E., 2006. Long-Term Landscape Change and Bird Abundance in Amazonian Rainforest Fragments. *Conservation Biology* 20, 1212–1223. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00427.x>