

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

ERIKSON BRUNO LOSEIRO FERREIRA

O efeito da fragmentação florestal na diversidade taxonômica e funcional na comunidade de aves no leste da Amazônia Brasileira

Belém
2024

ERIKSON BRUNO LOSEIRO FERREIRA

O efeito da fragmentação florestal na diversidade taxonômica e funcional na comunidade de aves no leste da Amazônia Brasileira

Dissertação de mestrado 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 e Ecossistema

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Marcela Guimarães Moreira Lima

Coorientadores: Prof. Dr. Marcos Pérsio Dantas Santos/ Dr.^a Gabriela Silva Ribeiro Gonçalves

Belém
2024

ERIKSON BRUNO LOSEIRO FERREIRA

O efeito da fragmentação florestal na diversidade taxonômica e funcional na comunidade de aves no leste da Amazônia Brasileira

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 pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Profa. Dra. Marcela Guimarães Moreira Lima

Presidente

Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. Jean Carlo Gonçalves Ortega

Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. Leandro Schlemmer Brasil

Universidade Federal de Mato Grosso

Prof. Dr. Leonardo Carreira Trevelin

Instituto Tecnológico Vale

Prof. Dr. Caio Graco Machado Santos

Universidade Estadual de Feira de Santana

Prof. Dr. Flávio Kulaif Ubaid

Universidade Estadual do Maranhão

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)

F383e FERREIRA, ERIKSON.
O efeito da fragmentação florestal na diversidade taxonômica e funcional na comunidade de aves no leste da Amazônia Brasileira /ERIKSON FERREIRA. — 2024.
59 f. : il. color.

Orientador(a): Profª. Dra. Marcela Guimarães Moreira
LimaCoorientador(a): Prof. Dr. Marcos Pérsio Dantas
Santos /
Gabriela Silva Ribeiro Gonçalves
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,
Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação
emEcologia, Belém, 2024.

1. Ornitologia. 2. Biodiversidade. 3. Degradação. I. Título.

CDD 301.3

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a minha orientadora, Marcela Lima e aos meus coorientadores Marcos Pérsio e Gabriela Gonçalves, pelas contribuições, paciência e todo aprendizado ao longo deste trabalho. Também agradeço a Dr^a Mariana Tolentino pelas contribuições fundamentais desde trabalho.

Agradeço ao programa de pós-graduação em ecologia e a Fapespa pela concessão da bolsa de mestrado.

Agradeço a International Conservation e a empresa Agropalma pelo financiamento da pesquisa e suporte logístico.

Agradeço a minha querida esposa Maria Luiza, pela ajuda, paciência e grande apoio ao longo de todo desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço a toda equipe do Laboratório de Biogeografia da Conservação e Macroecologia – BIOMACRO.

O efeito da fragmentação florestal na diversidade taxonômica e funcional na comunidade de aves no leste da Amazônia Brasileira

RESUMO

Nas últimas décadas, as florestas tropicais têm passado por significativas mudanças de uso da terra e essas transformações tais como a fragmentação florestal tem ameaçado a biodiversidade. Esses efeitos afetam a diversidade taxonômica e funcional das comunidades de aves, prejudicando diretamente a dinâmica populacional e suas funções ecossistêmicas. Procurando esclarecer esses efeitos, este estudo avaliou como a fragmentação florestal afeta a diversidade de aves no leste da Amazônia Brasileira, considerando que os padrões de diversidade variam em relação às métricas de fragmentação, com previsões de que maiores efeitos de borda, isolamento e redução do tamanho do fragmento resultarão em menores diversidades avaliadas. O estudo foi conduzido em 18 fragmentos florestais na Amazônia oriental Brasileira, com diferentes tamanhos, grau de isolamento e formato. Observou-se que a fragmentação afeta de forma diferenciada os componentes da biodiversidade, sendo a diversidade taxonômica mais sensível às mudanças do que a diversidade funcional. Os resultados indicaram que fragmentos florestais maiores tendem a abrigar comunidades de aves mais ricas e abundantes em táxons do que fragmentos menores, seguindo a relação espécie/área. A perda de habitat devido à redução da área florestal resulta em mudanças na composição e abundância das espécies. No entanto, a diversidade funcional das comunidades de aves não apresenta divergência significativa em relação à fragmentação florestal. Isso sugere que a diferenciação de nicho se mantém estável nos fragmentos, mesmo com a perda de diversidade taxonômica. Os fragmentos, mesmo os menores, mantêm funções ecossistêmicas distintas, indicando certa resiliência da diversidade funcional às perturbações decorrentes da fragmentação. As implicações desses resultados são significativas para a conservação, destacando a importância crítica do tamanho do fragmento e da presença de bordas na configuração das comunidades de aves em paisagens fragmentadas. Estratégias de gestão devem ser direcionadas para melhorar a qualidade dos remanescentes florestais e sua matriz circundante. O estudo ressalta os efeitos complexos e diferenciados da fragmentação florestal na biodiversidade de aves, evidenciando a importância de uma abordagem complementar que leve em consideração tanto os aspectos taxonômicos quanto os funcionais das comunidades de aves para a conservação eficaz desses ecossistemas.

Palavra chaves: Biodiversidade, avifauna, degradação

The effect of forest fragmentation on taxonomic and functional diversity in the bird community in the eastern Brazilian Amazon

ABSTRACT

In recent decades, tropical forests have undergone significant land use changes, with transformations such as forest fragmentation threatening biodiversity. These effects impact both the taxonomic and functional diversity of bird communities, directly impairing population dynamics and ecosystem functions. Seeking to elucidate these effects, this study aimed to assess how forest fragmentation affects bird diversity in the eastern Brazilian Amazon, considering that diversity patterns vary in relation to fragmentation metrics, with predictions that greater edge effects, isolation, and reduction in fragment size will result in lower assessed diversities. The study was conducted in 18 forest fragments in the eastern Brazilian Amazon, varying in size, degree of isolation, and shape. It was found that fragmentation affects biodiversity components differently, with taxonomic diversity being more sensitive to changes than functional diversity. Results indicated that larger forest fragments tend to harbor richer and more abundant bird communities in taxa than smaller fragments, following the species-area relationship. Habitat loss due to forest area reduction results in changes in species composition and abundance. However, the functional diversity of bird communities shows no significant divergence concerning forest fragmentation. This suggests that niche differentiation remains stable in fragments, even with the loss of taxonomic diversity. Fragments, even smaller ones, maintain distinct ecosystem functions, indicating a certain resilience of functional diversity to disturbances resulting from fragmentation. The implications of these results are significant for conservation, highlighting the critical importance of fragment size and edge presence in shaping bird communities in fragmented landscapes. Management strategies should aim to improve the quality of forest remnants and their surrounding matrix. The study underscores the complex and differentiated effects of forest fragmentation on bird biodiversity, emphasizing the importance of complementary approaches that consider both taxonomic and functional aspects of bird communities for effective conservation of these ecosystems.

Keywords: Biodiversity, Amazon, avifauna, Degradation

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Localização geográfica da área de estudo com os fragmentos florestais amostrados.....	13
Figura 2. Coeficientes de regressão obtidos através dos modelos lineares generalizado (GLM) para as variáveis de diversidade taxonômica:(A) riqueza (B) abundância e (C).....	17
Figura 3. Regressão obtida através do modelo linear generalizado (GLM) para o número de táxons afetados pela métrica da paisagem	19
Figura 4. Regressões obtidas através dos modelos lineares generalizados (GLM) para a abundância de táxons afetada pelas métricas da paisagem (A) log(área) e (B) proporção de borda.....	18
Figura 5. Regressão obtida através do modelo linear generalizado (GLM) para a composição de táxons (shannon) afetada pela métrica de proporção de borda.....	19
Figura 6. Matriz de presença e ausência da estrutura de aninhamento da comunidade de aves nos 18 fragmentos.	20
Figura 7. Coeficiente de regressão (A) e regressão (B) obtido através do modelo linear generalizado (GLM) para riqueza de táxons ameaçados afetada pela métrica da paisagem log(área).....	21
Figura 8. Coeficiente de regressão e regressão obtido através do modelo linear generalizado (GLM) para riqueza de táxons endêmicos afetada pela métrica da paisagem log(área).....	21
Figura 9. Coeficientes de regressão obtidos através dos modelos lineares generalizado (glm) para as variáveis de diversidade funcional: (A) riqueza funcional; (B) dispersão funcional e (C) divergência funcional.	22
Figura 10. Regressão segmentada da relação ponto de interrupção estimado das diversidades de aves com o tamanho do fragmento (ha).....	23

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. MATERIAIS E MÉTODO.....	12
2.1. ÁREA DE ESTUDO	12
2.2. AMOSTRAGEM DA AVIFAUNA	13
2.3. CARACTERIZAÇÃO DE DIVERSIDADES	14
2.3.1. <i>Diversidade Taxonômica</i>	14
2.3.2. <i>Diversidade Funcional</i>	15
2.4. MÉTRICAS DA PAISAGEM.....	16
2.5. ANÁLISES ESTATÍSTICAS	16
3. RESULTADOS.....	17
3.1. DIVERSIDADE TAXONÔMICA	17
3.2. DIVERSIDADE FUNCIONAL	22
3.3. REGRESSÃO SEGMENTADA	23
4. DISCUSSÃO	24
5. CONCLUSÃO.....	29
6. REFERÊNCIAS	29
7. APÊNDICE	35

1. INTRODUÇÃO

Intensas transformações no uso da terra nas florestas tropicais, incluindo a conversão dessas áreas em terras agrícolas e zonas urbanas (Gibbs *et al.*, 2010; Maseko *et al.*, 2020). Essas alterações da paisagem causam mudanças que resultam em perda de habitat, emergindo como uma das principais ameaças à biodiversidade e contribuindo significativamente para a extinção de espécies, assim como para a diminuição dos serviços ecossistêmicos (Fahrig, 2003; Scharlemann *et al.*, 2004; Tschardt *et al.*, 2005; Bennett e Saunders, 2010). Um dos principais impactos decorrentes dessas alterações de paisagem é a fragmentação das florestas, que modifica a estrutura da paisagem e reduz a conectividade entre os habitats naturais. (Fahrig, 2003; Haddad *et al.*, 2015; Wilson *et al.*, 2016; Taylor e Lindenmayer, 2020).

A fragmentação florestal consiste na redução e divisão de uma floresta contínua em várias manchas florestais de diferentes tamanhos e com distintos graus de isolamento (Taubert *et al.*, 2018; Laurance, 2000). Isso também acaba criando ambientes circundante não naturais às áreas de habitat fragmentadas, denominadas de matrizes (Ricketts, 2001). Como consequência, têm-se o isolamento de populações, a criação de bordas e a diminuição de áreas centrais dos habitats florestais (Ewers e Didham, 2006, Laurance *et al.*, 2002). Dessa forma, a persistência das espécies é comprometida (Fahrig, 2003; Haddad *et al.*, 2015), o que resulta em alterações nas comunidades, prejudicando a sobrevivência das espécies mais vulneráveis e provocando a extinção das mais sensíveis (Vögeli *et al.*, 2010; Martensen *et al.*, 2012).

A fragmentação florestal pode afetar diretamente na dinâmica populacional das espécies e assim, as comunidades de aves (Ferraz *et al.*, 2007; Rolstad, 1991), como por exemplo, espécies de aves com baixa capacidade de dispersão, em uma matriz adversa, podem interromper seus padrões de deslocamento e colonização de novas áreas ou territórios (Lampila *et al.*, 2005; Ferraz *et al.*, 2007). Como consequência, o tamanho populacional das aves em fragmentos menores ou mais isolados pode experimentar um declínio ou mesmo a extinção local de espécies (Laurance *et al.*, 2007; Ferraz *et al.*, 2007).

Considerando que as modificações promovidas no habitat podem resultar em variações quantitativas e qualitativas das espécies, as aves são um grupo de vertebrados

interessante para se avaliar os impactos da alteração da cobertura vegetal e da fragmentação (Coelho *et al.*, 2016). Elas são consideradas excelentes bioindicadores de qualidade ambiental pelo fato de algumas espécies serem bastante sensíveis às modificações ambientais (Stotz *et al.*, 1996; Sick, 1997; Şekercioğlu, 2006; Mestre *et al.*, 2013). Além disso, são conhecidas por fornecerem muitos serviços ecossistêmicos na forma de dispersão de sementes, controle de pragas e polinização, e por serem agentes críticos na regeneração de florestas tropicais (Sekercioglu *et al.*, 2004; Sekercioglu, 2012; Whelan *et al.*, 2015; Michel *et al.*, 2020).

Nesse sentido, a redução do hábitat devido às mudanças no uso da terra tem diminuído os tamanhos das populações naturais e impactado a biodiversidade (Hansen *et al.*, 2012). Estudos recentes têm abordado diversas facetas da diversidade para procurar entender como as aves podem ser afetadas pela fragmentação (Jones *et al.*, 2021). Não apenas o componente clássico de diversidade taxonômica (riqueza, composição e abundância das espécies) vem sendo utilizado, mas também aspectos relacionados com os serviços ecossistêmicos têm sido medidos através da diversidade funcional e os traços das espécies. Atualmente, estudos já têm observado que a fragmentação do hábitat afeta as diversidades taxonômicas e funcionais dos conjuntos de espécies (Burivalova *et al.*, 2015, Magioli *et al.*, 2015; Bregman *et al.*, 2016). Para aves já foi observado que esse fenômeno atua como um filtro ecológico, afetando diretamente as espécies especializadas em habitat e reduzindo a diversidade funcional nas comunidades florestais (Dos anjos *et al.*, 2019), resultando em um declínio no número de espécies, na diminuição da atividade reprodutiva e extinção local de espécies de aves (Coddington *et al.*, 2023).

Porém ainda não se sabe como a comunidade e os grupos funcionais em fragmentos florestais são afetados pela intensificação da fragmentação e isolamento cada vez mais comuns na região Amazônica. A compreensão de tais efeitos se torna necessária para que se possa entender e desenvolver ações que mitiguem os impactos indesejados. Deste modo, neste estudo buscamos avaliar como a fragmentação florestal afeta a diversidade taxonômica e funcional de comunidades de aves no leste da Amazônia Brasileira. Nossa hipótese é que os padrões de diversidade de aves diferem em relação às métricas de fragmentação. Esperamos que quanto maior o efeito de borda, isolamento e redução do tamanho do fragmento florestal, haverá a diminuição nos padrões de diversidades avaliadas, uma vez que a biodiversidade tende a diminuir em associação com

o tamanho do fragmento (Bregman *et al.*, 2014, Ehlers Smith *et al.*, 2018). Para avaliar a organização das comunidades de aves em diferentes fragmentos florestais buscando avaliar se há padrões em sua distribuição de táxons, utilizaremos o índice. *Nestedness metric based on Overlap and Decreasing Fill* (NODF) (Almeida-Neto *et al.*, 2008).

Assim, nossas previsões são: (1) Quanto maior for o tamanho do fragmento maior será sua diversidade; (2) Fragmentos mais isolados terão menor diversidade (3) Quando mais área de borda um fragmento tiver, menor será sua diversidade. Além disso, buscamos estimar potenciais limiares de tamanho de fragmento em que ocorram mudanças na diversidade de aves.

2. MATERIAIS E MÉTODO

2.1. Área de estudo

A área de estudo está localizada no nordeste do estado do Pará, Brasil nos municípios de Acará, Moju e Tailândia (Figura 1), situada dentro do complexo agroindustrial da empresa Agropalma S.A. e de seus produtores parceiros. A paisagem da região é uma extensa área antropizada, formada por diversos fragmentos florestais e áreas naturais convertidas em pastos e plantação de palma de dendê (*Elaeis guineensis*). O clima da região é considerado quente e úmido, com duas estações bem-marcadas: estiagem (junho a novembro) e chuvosa (dezembro a maio); a pluviosidade média anual da região é de 2.451 mm com temperatura média anual em torno de 26°C e a umidade relativa varia em torno de 84 a 93% (Albuquerque *et al.*, 2010).

Para este estudo foram selecionados 18 fragmentos florestais através de imagens de satélite. A extensão dos fragmentos selecionados segue um gradiente de tamanho que varia de 14.500ha a 16ha, os quais variam entre grau de isolamento e formato.

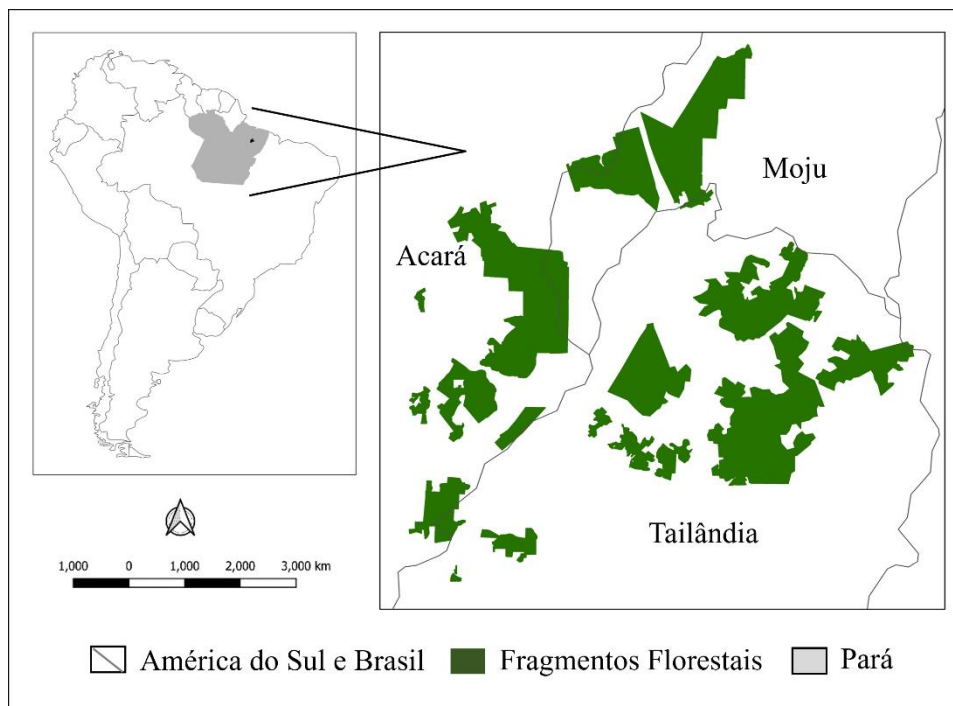


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo com os fragmentos florestais amostrados.

2.2. Amostragem da Avifauna

A amostragem da avifauna foi realizada pelo método de censos por pontos de raio fixo (Vielliard *et al.*, 2010), em quatro campanhas ao longo do ano de 2023. Uma vez que os fragmentos apresentam tamanhos distintos entre si, o número de pontos de amostragem alocados por fragmento, buscou a proporcionalidade do tamanho dos fragmentos de modo que o esforço de amostragem esteja atrelado ao tamanho do fragmento (Tabela 1). Cada fragmento foi amostrado em um dia em cada uma das quatro campanhas de coleta de dados, de modo que cada fragmento ao final foi amostrado quatro vezes. Os pontos de censo estabelecidos em cada fragmento foram separados 200 m entre si, sendo realizado nas primeiras horas da manhã (entre 6:00 h e 11:00h), onde o observador permaneceu por 10 minutos registrando todas as aves visíveis e audíveis dentro de um raio de 50m.

Tabela 1 - Dados dos fragmentos amostrados no nordeste do Pará, Brasil, nos municípios de Acará, Moju e Tailândia.

Fragmento	Tamanho em hectares	Coordenadas Geográficas		Nº de Pontos de censo após quatro campanhas
		Latitude	Longitude	
1	14613	-2.68	-48.67	80

2	14320	-2.59	-48.88	80
3	10127	-2.33	-48.73	76
4	8700	-2.55	-48.60	68
5	5701	-2.36	-48.79	60
6	5645	-2.61	-48.79	60
7	4055	-2.61	-48.52	56
8	3597	-2.66	-48.95	48
9	2938	-2.75	-48.96	40
10	1277	-2.83	-48.91	40
11	1211	-2.69	-48.78	40
12	1095	-2.71	-48.73	36
13	1028	-2.66	-48.88	36
14	534	-2.65	-48.99	24
15	419	-2.68	-48.82	24
16	188	-2.55	-49.00	20
17	73	-2.86	-48.97	16
18	16	-2.85	-48.97	16

2.3. Caracterização de diversidades

2.3.1. Diversidade Taxonômica

Neste estudo para avaliar a diversidade dos táxons de aves presente em cada comunidade dos fragmentos, utilizamos os parâmetros riqueza total, riqueza de táxons ameaçados (MMA, 2022), riqueza de táxons endêmicos (De Moraes *et al.*, 2021), abundância e composição de táxons de cada fragmento amostrado. A riqueza consiste no número total de táxons de uma região. Para calcular a riqueza de táxons, foi somado o número de táxons registrados em cada ponto de coleta dos fragmentos. Para a

identificação da riqueza de táxons ameaçados de extinção e endêmicos, usamos a Lista Oficial da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (MMA, 2022) e o estudo de De Moraes (2020), respectivamente. A abundância diz respeito à quantidade de indivíduos de cada táxon, sendo o total de indivíduos por táxon registrados em cada fragmento durante as campanhas. Para quantificar a diversidade de espécies de aves nos fragmentos amostrados utilizamos o índice de Shannon.

2.3.2. *Diversidade Funcional*

Neste estudo utilizamos três índices de diversidade funcional, sendo eles: Riqueza Funcional (FRic), Dispersão Funcional (FDis) e a Divergência Funcional (FDiv). A riqueza funcional consiste na quantidade de espaço funcional ocupado pelos táxons dentro de uma comunidade (Manson *et al.*, 2005). Esse índice é independente da abundância, de modo que um espaço de nicho é considerado ocupado mesmo com baixa ocorrência de um determinado táxon. Selecionamos o índice de Riqueza Funcional (FRic), por esse já ter se mostrado sensível ao tamanho e isolamento do fragmento florestal em comparação com outras métricas funcionais (Manson *et al.*, 2005; López-Baucells *et al.*, 2022). A Divergência Funcional (FDiv) é uma medida que descreve a irregularidade na distribuição dos valores dos atributos no volume do espaço funcional ela reflete a distribuição da abundância das espécies no espaço funcional e, portanto, a contribuição de cada espécie para a divergência funcional é proporcional à sua abundância (Mouchet, 2010). A Dispersão Funcional (FDis) é uma medida de diversidade funcional, que considera como os atributos funcionais das espécies afetam a distribuição espacial das populações e os processos ecológicos (Laliberté e Legendre, 2010).

Para avaliar os índices de diversidade funcional, foi construída uma matriz considerando atributos funcionais relacionados à dieta (comprimento e largura do bico), comportamento de forrageio (comprimento do tarso), capacidade de dispersão (índice de alongamento das asas) e massa corporal de todas as aves registradas. Os dados foram obtidos através da base de dados disponível em AVONET (Tobias *et al.*, 2022). Determinamos esses atributos por possuírem significado ecológico e refletirem o papel funcional dos táxons no ambiente e influenciam nos processos a comunidade.

Para as análises das diversidades funcionais (FRic, FDis e FDiv), inicialmente foram montadas duas matrizes: fragmentos x táxons e táxons x características funcionais. As características são compostas por dados contínuos das medidas morfométricas, os

quais foram avaliados quanto à existência de correlação e influência da alometria entre as características funcionais. Após os tratamentos dos dados, estas matrizes foram submetidas a análise estatística de diversidade funcional no programa R (R Core Team, 2022), utilizando o pacote “FD” (Laliberté *et al.*, 2014).

2.4. Métricas da paisagem

Para entender o efeito da fragmentação na comunidade de aves, utilizamos três métricas de paisagem: (1) Log(área) do fragmento, (2) porcentagem de floresta em 500m (reflete o grau de isolamento do fragmento) e (3) proporção de borda do fragmento. Essas métricas foram obtidas através do software Qgis (QGIS Development Team, 2022). Para o uso da métrica de área, foi calculado o tamanho dos fragmentos em hectares. Buscando reduzir a assimetria e estabilizar a variância, a área dos fragmentos foram usadas em escala log, sendo variável denominada Log(área). Para calcular o grau de isolamento do fragmento, foi criado um buffer de 500 m a partir do limite do fragmento para fora, dentro desse buffer, foi calculada a porcentagem de área de floresta em relação a área total do buffer. Para calcular a métrica proporção de borda do fragmento, foi utilizada a área de borda dividida pela área nuclear, sendo que a área de borda consiste em uma faixa que se estende da borda do fragmento para seu interior com uma largura de 130m. Já a área nuclear é a área restante do interior do fragmento com a retirada dessa faixa de borda (Slattery e Fenner, 2021).

2.5. Análises estatísticas

Para testar quais métricas de fragmentação florestal estão afetando a diversidade taxonômica e funcional nos fragmentos, foram gerados modelos lineares generalizados (GLM). Como variáveis respostas, foram usados os parâmetros de diversidade taxonômica e os índices de diversidade funcional. Para a diversidade de espécies (Shannon), foi utilizada a distribuição Gamma. Todas as demais variáveis apresentaram distribuição normal. Como variáveis independentes, foram utilizados o tamanho da área em log, a porcentagem de floresta em 500m e proporção de borda. Assim, obtivemos um modelo para cada uma das variáveis respostas. Para inferir a colinearidade entre as métricas usadas como variável independente, através do pacote “car” (Fox *et al.*, 2012), foi utilizada a função VIF, onde nenhuma das variáveis independentes apresentou valor de VIF (Variance Inflation Factor) (Fox e Weisberg, 2018) maior que dois (Tabela A1). Para análise e validação dos modelos, utilizamos o pacote "DHARMa" (Hartig e Hartig,

2017), que fornece informações de diagnóstico para verificar se os modelos foram construídos corretamente (Figuras A1).

Para verificar se os fragmentos menores apresentam subconjuntos de espécies dos fragmentos maiores, foi estimado o aninhamento (NODF) para os sítios (fragmentos florestais). A análise foi realizada utilizando as funções “oecosimu” e “nestednodf” do pacote ‘vegan’ (Oksanen *et al.* 2019). Buscando os limites potenciais de tamanho de fragmento nos quais ocorreram mudanças na diversidade aviária analisada, realizamos regressões segmentadas para diversidade cujo efeito foi significativo com a Log(área) do fragmento, para isso utilizaremos a função *segmented* do pacote *Segmented* (Muggeo, 2008) no software estatístico R (R Core Team, 2023). A produção e visualização gráfica dos modelos foi feita através do pacote *ggplot2* (Wickham *et al.*, 2016). A construção do modelo foi realizada através do software estatístico R (R Core Team, 2023).

3. RESULTADOS

Nos 18 fragmentos amostrados, registraram 249 táxons de aves com um total de 11.208 registros pertencentes a 51 famílias (Tabela A2, Figura A2). O táxon com o maior número de registros foi *Cercomacra cinerascens* - Thamnophilidae - (859). Do total de táxons, 51 foram registradas apenas uma vez, sete foram registradas em todos os fragmentos amostrados (Tabela A2). Foram registradas um total de 16 táxons classificados como Vulnerável (VU), de acordo com a Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção do Ministério de Meio Ambiente (MMA, 2022). (Tabela A2).

3.1. Diversidade taxonômica

Os resultados de Log(área) e Proporção de borda foram as variáveis que apresentaram efeitos para a diversidade taxonômica. O modelo para a riqueza de táxons (Figura 2A), mostrou que o tamanho da área (Log(área)), afetou o número de táxons ($p < 0.001$, Figura 3). O maior número de táxons por fragmento foi de 117 no fragmento 3 e o menor foi 59 no fragmento 18. Somente área e proporção de borda influenciaram a variação da abundância ($p < 0.0001$, Figura 4A), fragmentos de maior área ou com menores proporções de borda tenderam a apresentar as maiores abundâncias (Figura 4A, B). Com relação a diversidade de táxons estimada a partir do índice de Shannon, (Figura 2C), o modelo mostrou que Proporção de borda ($p = 0.02$, Figura 5), foi o que afetou essa variável.

A porcentagem de floresta no buffer de 500m em volta do fragmento não foi significativa para nenhum dos modelos.

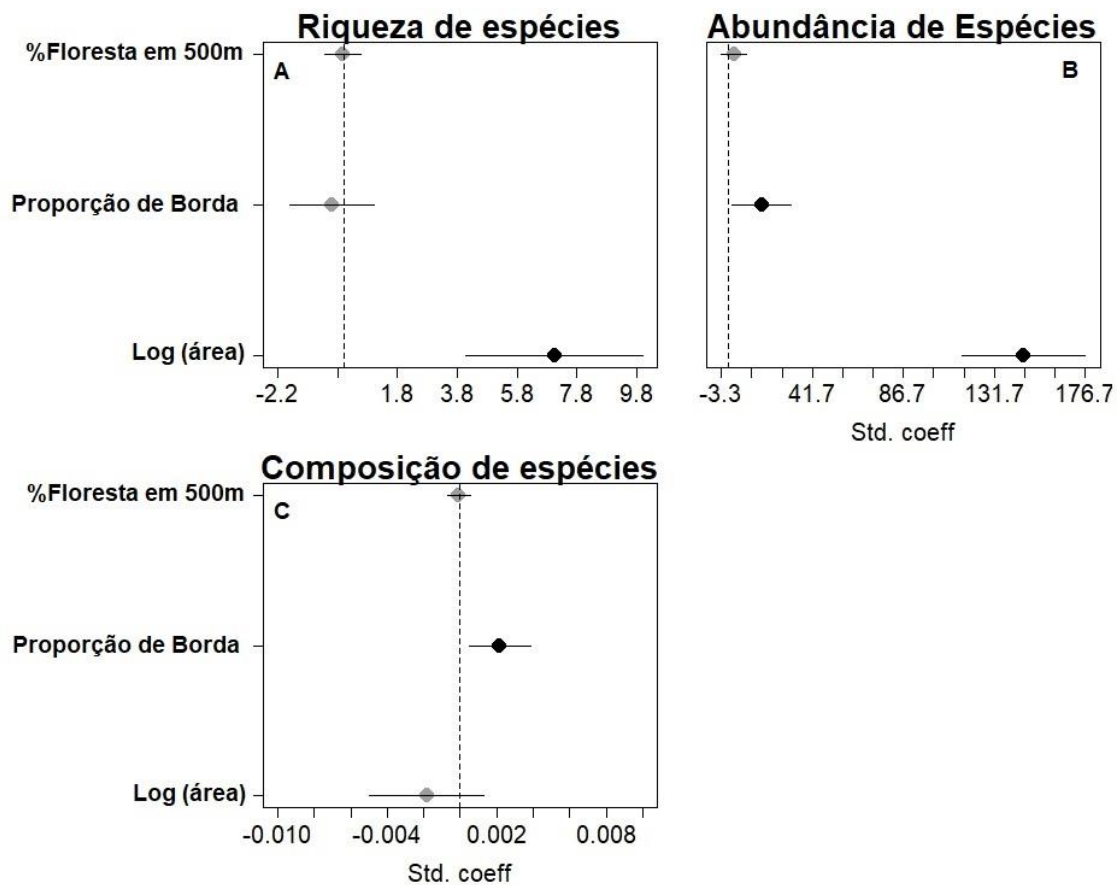


Figura 2. Coeficientes de regressão obtidos através dos modelos lineares generalizado (GLM) para as variáveis de diversidade taxonômica: (A) Riqueza de táxons; (B) Abundância de táxons e (C) Composição de táxons (Índice de Shannon). Os pontos representam a média posterior e as linhas representam intervalos de confiança de 95%. Os pontos pretos representam as variáveis relacionadas às métricas da paisagem que tiveram um efeito estatisticamente significativo (N= 18 fragmentos).

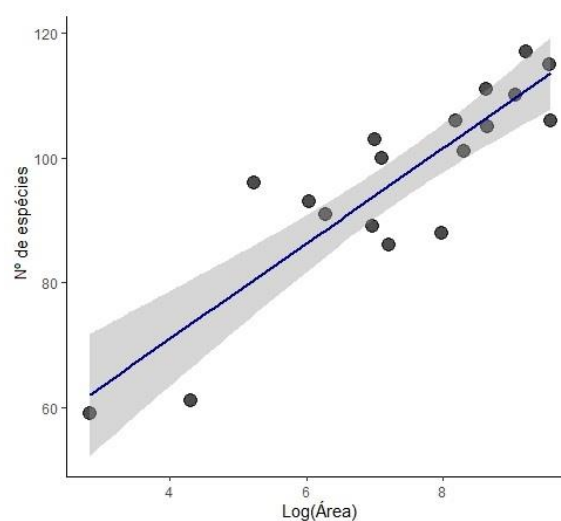


Figura 3. Regressão obtida através do modelo linear generalizado (GLM) para o número de táxons afetados pela métrica da paisagem Log(área) ($p < 0,001$, $N = 18$ Fragmentos). A linha em azul representa a tendência da regressão e a sombra em cinza o intervalo de confiança.

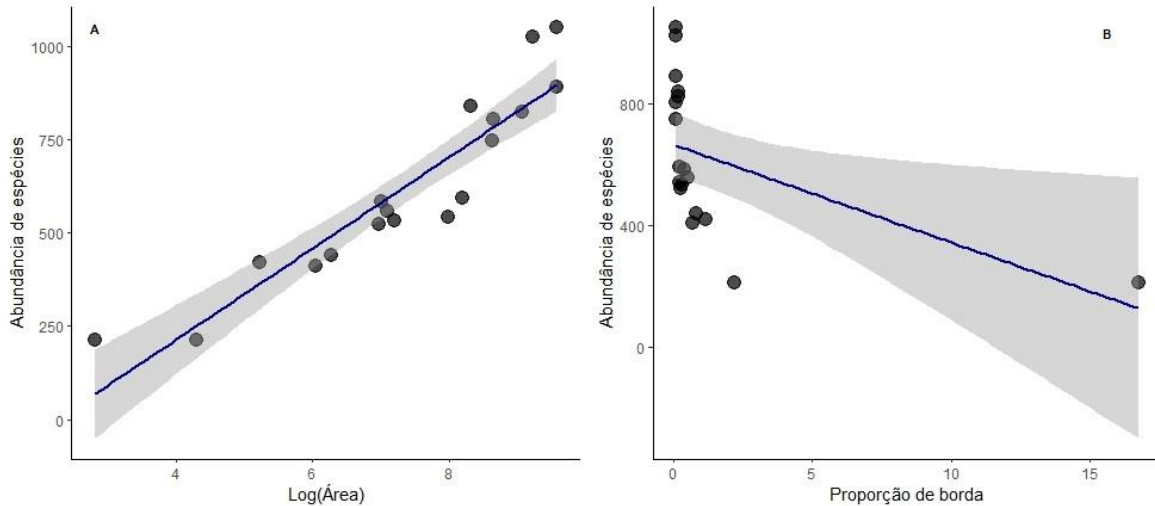


Figura 4. Regressões obtidas através dos modelos lineares generalizados (GLM) para a abundância de táxons afetada pelas métricas da paisagem (A) Log(área) ($p < 0,001$, $N = 18$ Fragmentos) e (B) Proporção de borda ($p < 0,001$, $N = 18$ Fragmentos). As linhas em azul representam as tendências das regressões e as sombras em cinza os intervalos de confiança.

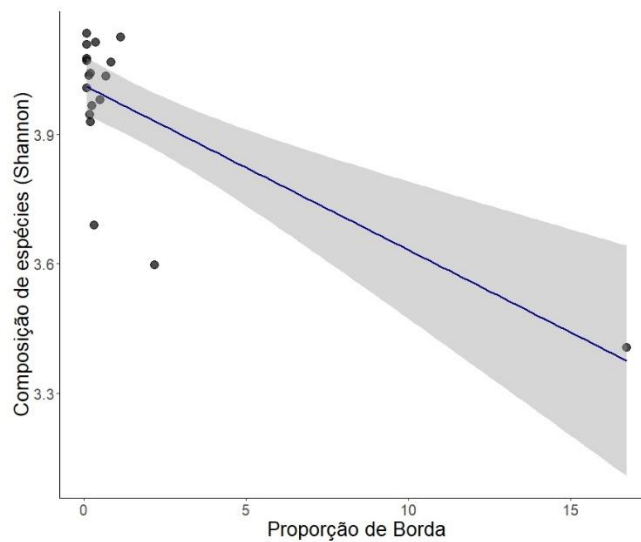


Figura 5. Relação entre o índice de diversidade de Shannon e Proporção de Borda ($p < 0,001$, $N = 18$ Fragmentos). A linha em azul representa a tendência da regressão e a sombra em cinza o intervalo de confiança.

Para avaliar a organização das comunidades de aves em diferentes fragmentos florestais buscando avaliar se há padrões em sua distribuição de táxons, utilizaremos o

índice. *Nestedness metric based on Overlap and Decreasing Fill* (NODF) (Almeida-Neto *et al.*, 2008)

A análise para avaliar a organização das comunidades de aves em diferentes fragmentos florestais demonstrou estrutura de aninhamento nas comunidades (Figura 6), apresentou diferença significativa ($\text{Pr}(\text{sim}) = 0.01$), indicando uma organização não aleatória entre os táxons da comunidade. O valor do índice de NODF da nossa matriz foi de 55.55, apontando que existe aninhamento. Esses resultados indicam que o conjunto de espécies que ocorrem nas comunidades mais pobres é um subconjunto das comunidades mais ricas.

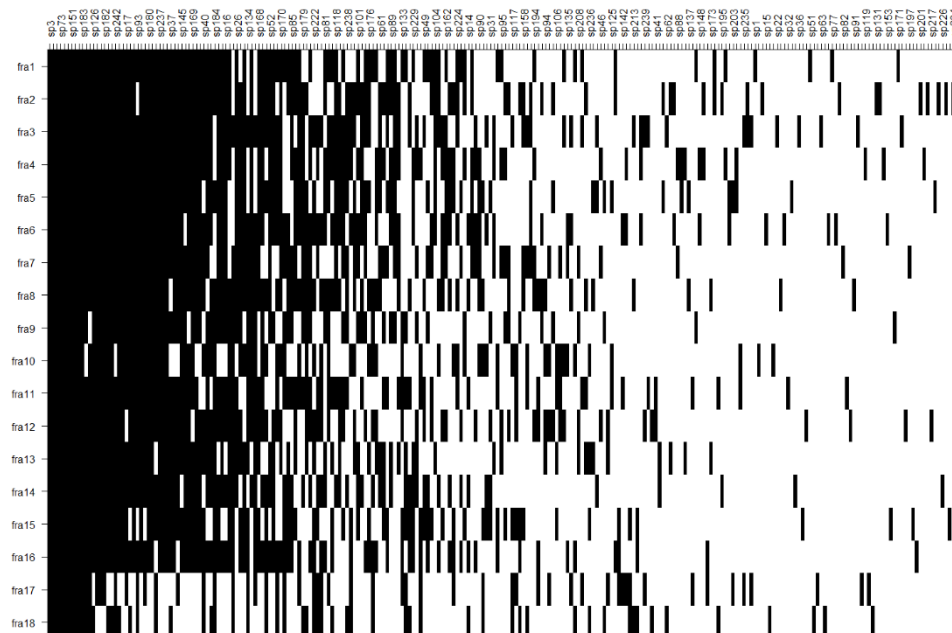


Figura 6. Matriz de presença e ausência da estrutura de aninhamento da comunidade de aves nos 18 fragmentos. O índice NODF da matriz de táxons apresentou o valor 55.55, indicando aninhamento na distribuição dos táxons, a escala de cores representa a presença (preto) ou ausência (branco).

Ao avaliarmos os efeitos da fragmentação florestal sobre a riqueza de táxons ameaçados de extinção, somente a métrica $\text{Log}(\text{área})$ demonstrou ter efeito significativo ($p < 0.001$, Figura 7). Neste cenário, a variável apresentara relação positiva logo o aumento do número de táxons ameaçados acompanhou o aumento do tamanho da área do fragmento.

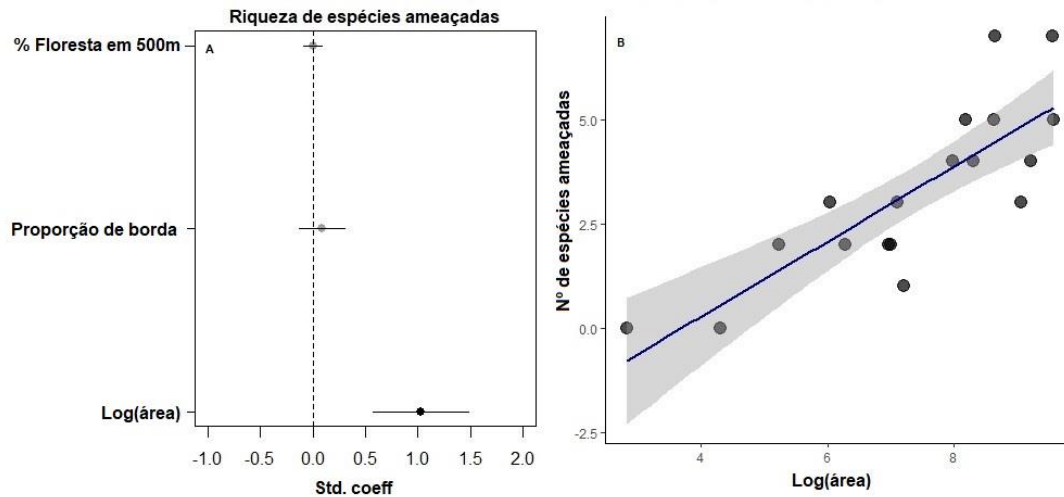


Figura 7. Coeficiente de regressão (A) e Regressão (B) obtido através do modelo linear generalizado (GLM) para Riqueza de táxons ameaçados afetada pela métrica da paisagem $\text{Log}(\text{área})$. Em (A) os pontos representam a média posterior e as linhas representam intervalos de confiança de 95%. O ponto preto representa a variável $\text{Log}(\text{área})$ que teve um efeito estatisticamente significativo ($N=18$ fragmentos). Em (B) a linha em azul representa a tendência da regressão e a sombra em cinza o intervalo de confiança. ($p < 0,001$, $N=18$ Fragmentos).

Assim como observado para os táxons ameaçados, a riqueza de táxons endêmicos foi afetada pelo tamanho do fragmento ($p=0.04$, Figura 8). Esse resultado acompanhou a tendência para os dados de diversidade taxonômica. Observamos que quanto maior o tamanho do fragmento, maior o número de táxons endêmicos registrados nos locais amostrados. As variáveis relacionadas ao efeito de borda e isolamento não foram significativas (Figura 8A).

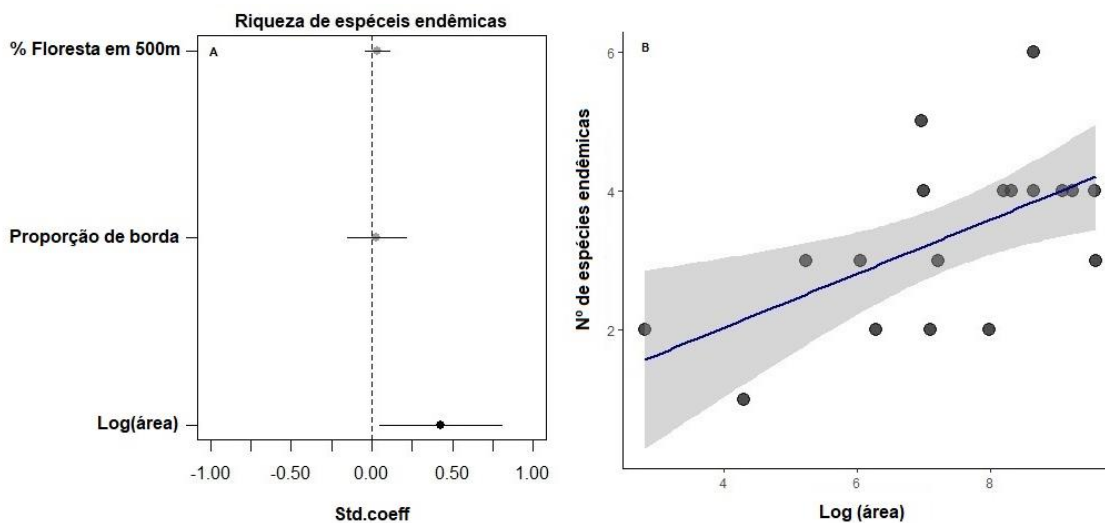


Figura 8. Coeficiente de regressão e Regressão obtido através do modelo linear generalizado (GLM) para Riqueza de táxons endêmicos afetada pela métrica da paisagem

Log(área). Em (A) pontos representam a média posterior e as linhas representam intervalos de confiança de 95%. O ponto preto representa a variável Log(área) que teve um efeito estatisticamente significativo (N= 18 fragmentos). Em (B) a linha em azul representa a tendência da regressão e a sombra em cinza o intervalo de confiança. ($p < 0,001$, N=18 Fragmentos).

3.2. Diversidade funcional

Em nosso estudo, nenhum dos índices de diversidades funcional apresentaram resultados significativos para nenhuma das métricas aqui avaliadas (Fig. 9). Embora a FRic e FDis tenham mostrado valores próximos do significativo ($p = 0,05$), para as métricas de Log(área) e Proporção de borda respectivamente, tais valores não alcançaram significância estatística.

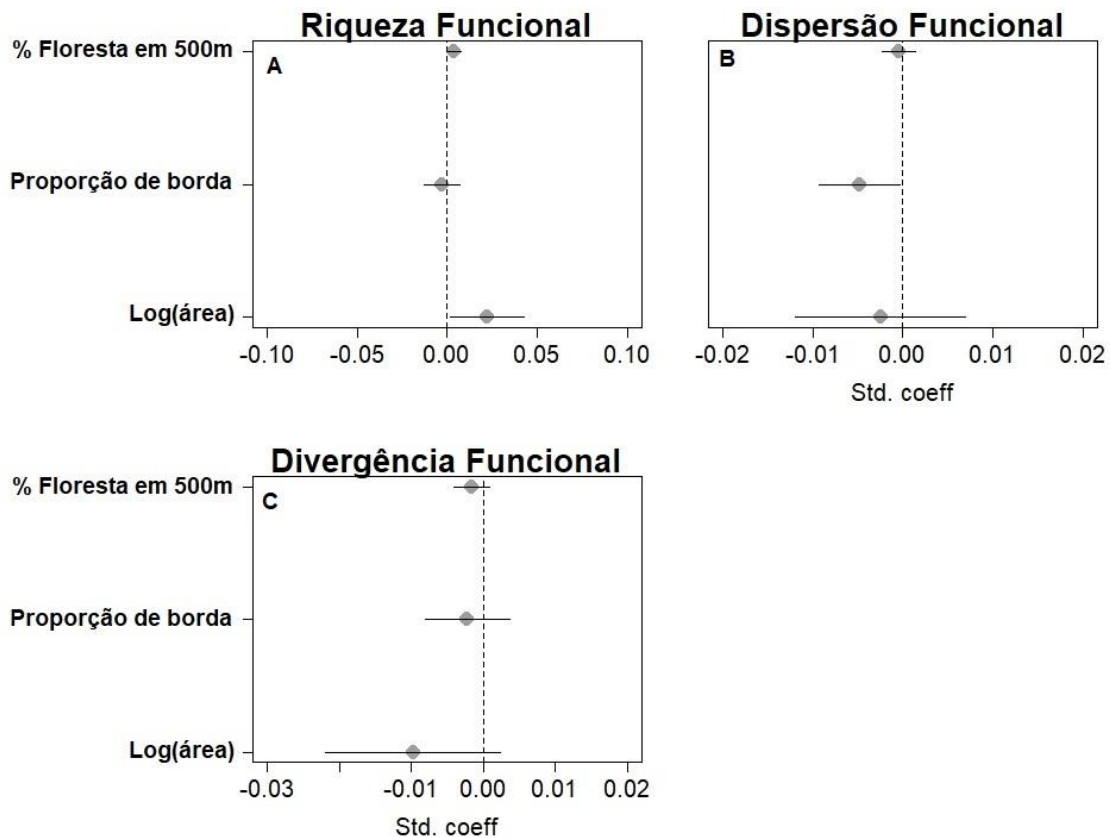


Figura 9. Coeficientes de regressão obtidos através dos modelos lineares generalizado (GLM) para as variáveis de diversidade funcional: (A) Riqueza funcional; (B) Dispersão funcional e (C) Divergência funcional. Os pontos representam a média posterior e as linhas representam intervalos de confiança de 95%. Os pontos cinzas representam as variáveis relacionadas as métricas da paisagem que não tiveram um efeito estatisticamente significativo (N= 18 fragmentos).

3.3. Regressão segmentada

Com base nos resultados das análises anteriores, realizamos regressões segmentadas somente para as variáveis em que o efeito foi significativo para métrica Log(área) (Figura 10). O ponto de ruptura da comunidade de aves foi calculado e conseguimos encontrar resultados significativos ocorrendo em todas as regressões segmentadas realizadas (Tabela 2). O limiar de mudanças na riqueza de táxons ocorreu em fragmentos abaixo de 188 hectares. Já quanto a abundância de táxons, a mudança ocorreu com 744 ha. As riquezas de táxons ameaçados e endêmicos tiveram sua principal mudança em 3.597 ha e 3.701 ha, respectivamente.

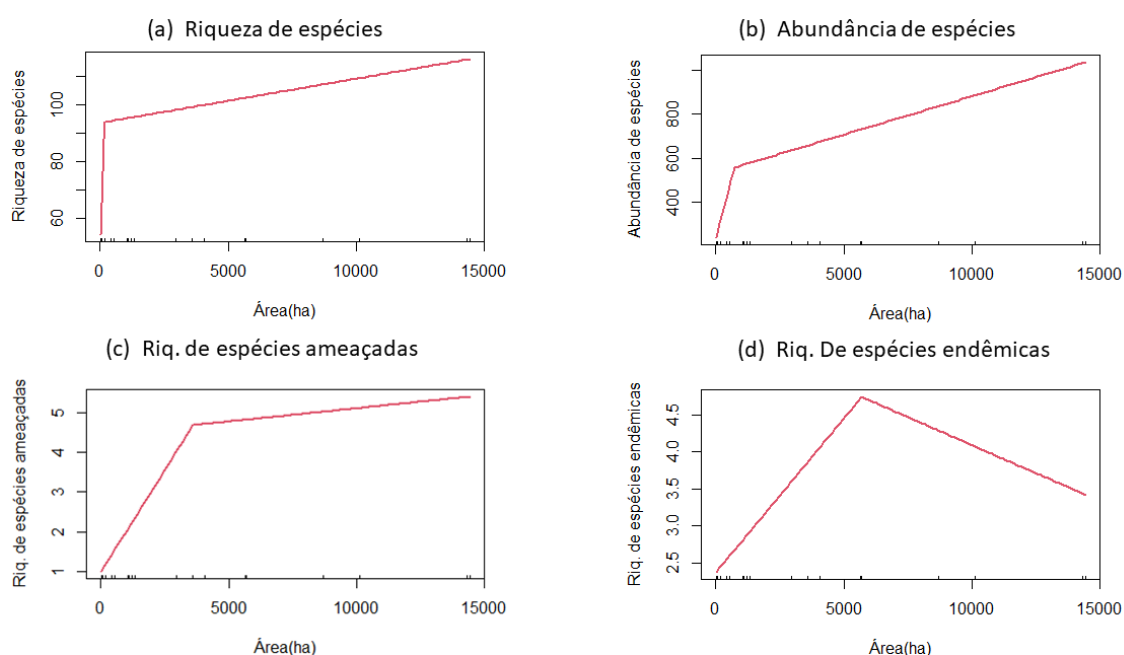


Figura 10. Regressão segmentada da relação ponto de interrupção estimado das diversidades de aves com o tamanho do fragmento (ha): (a) Riqueza de táxons; (b) Abundância de táxons; (c) Riqueza de táxons ameaçados e (d) Riqueza de táxons endêmicos.

Tabela 2. Resultados da regressão segmentada mostrando o Ponto de interrupção estimado das diversidades de aves com o tamanho do fragmento (ha) para Riqueza de táxons, Abundância, Riqueza de táxons ameaçados e Riqueza de táxons endêmicos.

Métricas	Estimativa	Erro Padrão	Valor de T	Valor de P	Ponto de interrupção estimado
Riqueza de táxons					188.537ha
(Intercepto)	50.75116	6.67891	7.599	2.48e-06	

Área	0.22896	0.05709	4.010	0.00129	
<hr/>					
Abundância					
(Intercepto)	231.3223	61.4527	3.764	0.00209	744.796ha
Área	0.4386	0.1938	2.262	0.04010	
<hr/>					
Riqueza de táxons ameaçados					
(Intercepto)	0.9951	0.5344363	1.862	0.08371	3597ha
Área	0.0010	0.0003368	3.041	0.00881	
<hr/>					
Riqueza de táxons endêmicos					
(Intercepto)	2.3715352	0.3978300	5.961	3.48e-05	5701.ha
Área	0.0004154	0.0001429	2.907	0.0115	
<hr/>					

4. DISCUSSÃO

Em nosso estudo, demonstramos que a fragmentação afeta de forma diferente os componentes da biodiversidade, onde a diversidade taxonômica se mostrou mais sensível às mudanças em comparação à diversidade funcional. Constatamos que fragmentos maiores sustentam comunidades de aves mais ricas e abundantes em táxons que fragmentos menores, corroborando assim com o padrão ecológico da relação espécie/área (MacArthur, 1967; Ferraz *et al.*, 2007; Smith *et al.*, 2018; Belcik *et al.*, 2020).

A redução da área florestal implica diretamente na perda de habitat e tem sido a principal causa de ameaça e extinção de espécies (Sodhi *et al.*, 2009; Chand, 2022). As mudanças na riqueza e abundância de táxons aqui registradas podem ser explicadas pela presença nos maiores fragmentos dos táxons que dependem de áreas florestais pouco perturbadas para ocorrerem, como *Harpia harpyja* e *Tinamus tao* (Alho, 2020; Vargas González *et al.*, 2020). Outro aspecto significativo a considerar é a sensibilidade das espécies a esse distúrbio (Henle, 2002; Larsen, 2005; Barlow *et al.*, 2016), alterações nas condições microclimáticas podem aumentar a vulnerabilidade das espécies, dificultando sua sobrevivência nos fragmentos à medida que o efeito de borda se intensifica, o que, possivelmente contribui para as mudanças na riqueza e abundância de espécies ao longo

da borda, conforme identificado neste estudo (Fletcher 2005; Barlow 2007; Magura, 2017).

A redução da área florestal aqui analisada, também reduz a disponibilidade de recursos (Pessoa *et al.*, 2016), reduzindo o potencial dos fragmentos menores em sustentar populações maiores (Larsen, 2005), Bregman *et al.* (2014) observaram que há uma redução gradual na riqueza de espécies, como para grandes frugívoros e insetívoros, à medida que o fragmento florestal também diminui. Verificamos uma ausência de grandes frugívoros (ex: araras e tucanos) bem como insetívoros de sub-bosque em fragmentos menores o que corrobora com o que vem sendo observado na literatura.

A extinção local de espécie contribui para a perda de biodiversidade deixando a comunidade desequilibrada e vulnerável a eventos extremos (Betts *et al.*, 2019). A redução da área acarreta uma pressão seletiva de espécies menos vulneráveis à redução de habitat e às condições para sua ocorrência (Larsen, 2005; Sodhi *et al.*, 2009). Nesse sentido, nossos resultados demonstram que o efeito da área e da Proporção de borda nos fragmentos amostrados favoreceu táxons como *Ramphocelus carbo*, *Pheugopedius genibarbis* e *Tolmomyias flaviventris*, os quais conseguem se manter em habitats mais perturbados e normalmente são comuns em ambientes de borda. Por outro lado, as populações de táxons como *Cercomacra cinerascens*, *Ceratopipra rubricapilla* e *Thamnomanes caesius* diminuíram ou mesmo desapareceram à medida que os efeitos dessas métricas se intensificam.

Um ponto importante dos nossos resultados é o que se refere aos limiares de ruptura da diversidade de aves. Verificamos uma forte redução na riqueza de aves em fragmentos abaixo de 188 hectares, o que demonstra que fragmentos de pequeno tamanho podem não suportar comunidades de aves mais complexas e ricas em espécies. Alguns autores encontraram essa mesma relação do tamanho do fragmento com a riqueza e abundância de espécies e relacionaram isso ao aumento da complexidade do habitat e na disponibilidade de recursos (Didham, 2010; Bovo *et al.*, 2018; Smith *et al.*, 2018). Estudos mostram que a perda de táxons tende a ser mais abruptas nos fragmentos de menor tamanho (<100ha) (Ferraz, 2007; Laurance e Vasconcelos 2009), indicando que áreas com dimensões maiores são mais estáveis para manter o número de táxons.

Um resultado que se destaca está relacionado à riqueza de táxons ameaçados, que se mostrou mais sensível à redução de área, com a principal perda de táxons nos

fragmentos com aproximadamente 3.500ha. Isso é especialmente preocupante para táxons que já correm risco de desaparecer (Reed, 2004), como os 16 táxons de aves ameaçados de extinção aqui registradas. Esses táxons estão, em sua maioria, classificados no status “Vulnerável” de risco a extinção, sendo que a causa principal é justamente a perda de hábitat. Soma-se a isso que também, em sua maioria, são endêmicos do Centro de Endemismos Belém, região que está entre as mais desmatadas em toda a região amazônica, com uma paisagem muito fragmentada e com poucos remanescentes florestais com área maior que 3 mil hectares (Castro *et al.*, 2020). Esse cenário implica em um risco ainda maior para a manutenção das populações desses táxons ameaçados em longo prazo.

A abundância também indicou um padrão semelhante ao da riqueza, mas com limite de mudança em 744 hectares. Sabe-se que a quantidade de habitat desempenha um papel crucial na determinação da abundância de espécies (Fahrig, 2003), onde a variação da cobertura vegetal está associada à redução de táxons (Martensen *et al.*, 2012). Populações de espécies como *Willisornis vidua*, *Trogon viridis* e *Pionus menstruus*, por exemplo, tiveram sua principal redução em fragmentos com tamanhos próximos do limite de mudança. Os dados obtidos neste estudo destacam que a diminuição do tamanho dos fragmentos resulta em menos espaço disponível para os táxons se estabelecerem, o que, combinado aos efeitos de perturbação provenientes da borda, impacta negativamente a capacidade de sobrevivência da comunidade (Pfeifer *et al.*, 2017; Smith *et al.*, 2018). Como consequência, esse cenário implica em um tamanho populacional menor dos táxons nesse tipo de ambiente (Fletcher, 2005; Martensen *et al.*, 2012). De fato, estudos realizados com aves em fragmentos florestais na Amazônia e Mata Atlântica também registraram uma forte associação entre a redução do tamanho da área do fragmento com a redução da abundância das espécies (Barbosa *et al.*, 2017; Ferraz *et al.*, 2007; Mariano-Neto e Santos, 2023). Nossos resultados confirmam essa relação, demonstrando que a redução dos fragmentos está diretamente associada à diminuição da abundância das comunidades, sugerindo que áreas maiores são importantes para a manutenção da diversidade taxonômica de aves (Berg *et al.*, 2015; Schippers *et al.*, 2016).

A diversidade de Shannon não foi afetada de maneira significativa pelas métricas Log(área), e % de floresta em 500m. Mesmo com as variações no tamanho do fragmento e na porcentagem de floresta circundante, a composição dos táxons das comunidades não exibiu variação significativa para estas métricas. Por outro lado, a diversidade de

Shannons obteve uma relação negativa indicando que à medida que a proporção de borda aumenta a equabilidade é alterada de forma negativa. Esse resultado demonstra um padrão coerente da influência da borda na composição, conforme verificado em estudos (Didham, 2010), evidenciando que a borda tem efeitos tais como a perda de espécies, que são determinantes na composição da comunidade.

O resultado de NODF apontou para um alto grau de aninhamento da comunidade, indicando que a composição das comunidades encontradas nos menores fragmentos seriam amostras das comunidades encontradas nos maiores fragmentos (Luther *et al.*, 2020). Nesse sentido, nos fragmentos menores há uma comunidade simplificada dos maiores fragmentos, e não uma substituição da comunidade de aves que pudesse implicar em uma alteração significativa da composição. Assim, fragmentos maiores teriam um conjunto maior de espécies, enquanto os menores fragmentos abrigariam espécies comuns e amplamente distribuídas, contidas em todos os fragmentos como *Phaethornis ruber*, *Pyriglena leuconota*, *Attila spadiceus*, *Ramphocaenus melanurus*, *Pheugopedius genibarbis* entre outros.

Mesmo com efeito significativo das variáveis de paisagem sobre a diversidade taxonômica, a diversidade funcional não foi influenciada significativamente. Esses resultados demonstram que a diversidade funcional é menos suscetível às mudanças na cobertura florestal e aos processos de desmatamento (Cadotte, 2011). Em nosso estudo, observamos que a Riqueza Funcional (FRic), demonstrou uma associação marginalmente significativa para a métrica de tamanho de área (Log(área)). Essa ausência de efeito de FRic, pode indicar uma tolerância funcional à variação da paisagem ocasionada por uma redundância funcional, onde muitos táxons tendem a compartilhar características semelhantes, e a perda de alguns desses táxons com a redução de tamanho de fragmento, como foi aqui encontrado, não necessariamente significa a perda de características funcionais (Oliveira *et al.*, 2019; Suárez-Castro, 2020).

A ausência de efeito da fragmentação na diversidade funcional também pode estar relacionada com a diversidade e características específicas das espécies presentes nas paisagens fragmentadas (Suarez-Castro, 2022). A ausência de efeito do isolamento dos fragmentos, como indicado pela falta de significância da métrica de porcentagem de floresta circundante, sugere que a conectividade pode desempenhar um papel fundamental na manutenção da diversidade funcional nos fragmentos, à medida que os táxons se

deslocam entre eles. Essa dinâmica ressalta a importância da conectividade na preservação da diversidade funcional em paisagens fragmentadas.

Neste estudo, observamos que a comunidade dos fragmentos não apresentou divergência funcional em relação à fragmentação florestal, indicando que os efeitos da perda de habitat não tiveram relação significativa entre a aproximação e amplitude nas funções ecossistêmicas dos táxons das comunidades de aves. Isso indica que a diferenciação de nicho se manteve estável nos fragmentos (Laliberté e Legendre, 2010). Considerando que a FDiv não depende de riqueza de táxons (Mason *et al.*, 2005), nossos resultados se tornam mais claros por mostrar que mesmo com os efeitos negativos observados da fragmentação como a perda de diversidade taxonômica, os fragmentos comportam funções ecossistêmicas distintas. Essa ausência de efeito não significa dizer que não há impacto nas distâncias e distribuições nas funções ecossistêmicas presentes nos fragmentos, mas sim que os menores fragmentos, mesmo com comunidades e funções ecossistêmicas reduzidas, mantiveram disparidade nas funções contidas neles. A perda de riqueza taxonômica também pode ter contribuído para a manutenção de valores estáveis da FDiv e sua conseqüente ausência de relação significativa (Luck *et al.*, 2013). Uma vez que a FDiv pode não variar consistentemente com modificações na paisagem (Luck *et al.*, 2013), podemos esperar que com um menor número de táxons decorrentes da fragmentação, a sobreposição de funções ecossistêmicas não mostra efeito relevante, como foi descrito neste estudo.

A dispersão funcional (FDis) também demonstrou uma ausência de relação com as métricas utilizadas. Considerando que a dispersão funcional de FDis cria uma gama mais ampla de respostas às perturbações ambientais (Laliberté e Legendre 2010), podemos inferir que as características funcionais dos táxons das comunidades podem se distribuir funcionalmente dentro dos fragmentos amostrados, mesmo com diferentes tamanhos, sendo que os efeitos aqui avaliados aparentemente não influenciaram de forma significativa o padrão de distribuição dos táxons de aves relacionados com suas funções ecológicas dentro de cada comunidade.

Por fim, para diversidade funcional, nossos resultados indicam que apesar da exclusão de alguns táxons, a comunidade tem redundância funcional, de modo que mesmo com a perda de alguns táxons a comunidade apresenta resiliência a mudanças. Também indica que a variação nas funções dos táxons desses grupos presentes nos fragmentos não

desencadeou em competição por recursos (FDiv), e finalmente que as características funcionais dos táxons não estão variando com essa redução (FDis). Ao final, encontramos uma menor variedade taxonômica na comunidade, porém isso não afeta a diversidade funcional.

Os resultados contrastantes entre a diversidade taxonômica e diversidade funcional nos leva a considerar que, a fragmentação e seu potencial efeito nocivo aos táxons, afetou mais fortemente a diversidade taxonômica enquanto a diversidade funcional se comportou de forma mais resiliente. Os resultados deste estudo concordam com a pesquisa de Oliveira *et al.* (2019), que mostrou que os efeitos na estrutura ambiental afetaram a diversidade taxonômica de aves, contudo, não foram suficientes para causar grandes alterações na estrutura funcional das comunidades, indicando que os táxons remanescentes que se mantiveram na comunidade após o fenômeno da fragmentação estão sendo capazes de desempenhar funções ecológicas distintas e importantes dentro dos ecossistemas fragmentados.

5. CONCLUSÃO

De um modo geral, os resultados aqui apresentados confirmam padrões clássicos já estabelecidos na literatura sobre o efeito da fragmentação sobre as comunidades de aves, mas também produzimos dados novos sobre o tamanho de fragmentos florestais e sua capacidade na manutenção de táxons de aves, o que tem implicações importantes para o planejamento de conservação de aves ameaçadas de extinção que vivem nessas regiões florestais fragmentadas. Nesse sentido as estratégias de gestão devem ser direcionadas na melhoria da qualidade dos remanescentes florestais e da sua matriz circundante através processos de restauração florestal e programas de conectividades entre esses fragmentos de modo a criar estratégias que possam mitigar os efeitos aqui detectados e maximizar as chances de sobrevivência dessas comunidades de aves a longo prazo numa paisagem extremamente antropizada.

6. REFERÊNCIAS

Albuquerque, M. F. D. (2010). Precipitação nas mesorregiões do estado do Pará: climatologia, variabilidade e tendências nas últimas décadas (1978-2008).

Alho, C. J. (2020). Hydropower dams and reservoirs and their impacts on Brazil's biodiversity and natural habitats: a review. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, 6(3), 205-215.

- Almeida-Neto, M., Guimaraes, P., Guimaraes Jr, P. R., Loyola, R. D., & Ulrich, W. (2008). A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*, 117(8), 1227-1239.
- Barbosa, K. V., Knogge, C., Develey, P. F., Jenkins, C. N., & Uezu, A. (2017). Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(1), 42-46.
- Barlow, J., Mestre, L. A., Gardner, T. A., & Peres, C. A. (2007). The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biological Conservation*, 136(2), 212-231.
- Barlow, J., Lennox, G. D., Ferreira, J., et al. (2016). Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*, 535(7610), 144-147.
- Bełcik, M.; Lenda, M.; Amano, T. et al. (2020). Different response of the taxonomic, phylogenetic and functional diversity of birds to forest fragmentation. *Scientific Reports*. 10, 20320.
- Bennett, A. F. & Saunders, D. A. (2010). Habitat fragmentation and landscape change. In *Conservation Biology for All* (eds N. S. Sodhi and P. R. Ehrlich), pp. 88–106. Oxford University Press, Oxford.
- Berg, Å., Wretenberg, J., Żmihorski, M., Hiron, M., & Pärt, T. (2015). Linking occurrence and changes in local abundance of farmland bird species to landscape composition and land-use changes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 204, 1-7.
- Bovo, A. A., Ferraz, K. M., Magioli, M., Alexandrino, E. R., Hasui, É., Ribeiro, M. C., & Tobias, J. A. (2018). Habitat fragmentation narrows the distribution of avian functional traits associated with seed dispersal in tropical forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(2), 90-96.
- Bregman, T. P., Sekercioglu, C. H., & Tobias, J. A. (2014). Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation*, 169, 372-383. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.024>
- Bregman, T. P., Lees, A. C., MacGregor, H. E., et al. (2016). Using avian functional traits to assess the impact of land-cover change on ecosystem processes linked to resilience in tropical forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1844), 20161289.
- Burivalova, Z., Lee, T. M., Giam, X., Şekerciöğlü, Ç. H., et al. (2015). Avian responses to selective logging shaped by species traits and logging practices. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1808), 20150164.
- Cadotte, M. W., Carscadden, K., & Mirotchnick, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1079-1087.

- Castro, R. B., Pereira, J. L. G., Albernaz, A. L. K., & Zanin, M. (2020). Connectivity, spatial structure and the identification of priority areas for conservation of Belém area of endemism, Amazon. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 92, e20181357.
- Chand, Ramesh. (2022). Exponential growth of human population is solely responsible for the habitat destruction and loss of biodiversity on the mother Earth. *Scholarly Research Journal for Interdisciplinary Studies*, 9(69).
- Coelho, M. T. P., Raniero, M., Silva, M. I., & Hasui, É. (2016). The effects of landscape structure on functional groups of Atlantic forest birds. *The Wilson Journal of Ornithology*, 128(3), 520-534.
- Coddington, C. P., Cooper, W. J., Mokross, K., & Luther, D. A. (2023). Forest structure predicts species richness and functional diversity in Amazonian mixed-species bird flocks. *Biotropica*, 55(2), 467-479.
- De Moraes, K. F., Santos, M. P. D., Goncalves, G. S. R., de Oliveira, G. L., Gomes, L. B., & Lima, M. G. M. (2020). Climate change and bird extinctions in the Amazon. *Plos One*, 15(7), e0236103.
- Didham, R. K. (2010). Ecological consequences of habitat fragmentation. *Encyclopedia of Life Sciences*, 61, 1-11.
- Dos Anjos, L., Bochio, G. M., Medeiros, H. R., Almeida, B. D. A., Lindsey, B. R. A., Calsavara, L. C., ... & Domingues Torezan, J. M. (2019). Insights on the functional composition of specialist and generalist birds throughout continuous and fragmented forests. *Ecology and Evolution*, 9(11), 6318-6328.
- Ehlers Smith, D. A., Si, X., Ehlers Smith, Y. C., Kalle, R., Ramesh, T., & Downs, C. T. (2018). Patterns of avian diversity across a decreasing patch-size gradient in a critically endangered subtropical forest system. *Journal of Biogeography*, 45(9), 2118-2132.
- Ewers, R. M., & Didham, R. K. (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81(1), 117-142.
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487–515. <http://www.jstor.org/stable/30033784>
- Ferraz, G., Nichols, J. D., Hines, J. E., Stouffer, P. C., Bierregaard Jr, R. O., & Lovejoy, T. E. (2007). A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. *Science*, 315(5809), 238-241.
- Fletcher Jr, R. J. (2005). Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology*, 74(2), 342-352.
- Fox, J., Weisberg, S., Adler, D., Bates, D., Baud-Bovy, G., Ellison, S., ... & Heiberger, R. (2012). Package ‘car’. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 16.
- Fox, J. and Weisberg, S. (2018) *An R Companion to Applied Regression*, Third Edition, Sage.
- Gibbs, H. K., Ruesch, A. S., Achard, F., Clayton, M. K., Holmgren, P., Ramankutty, N., & Foley, J. A. (2010). Tropical forests were the primary sources of new agricultural land

in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(38), 16732-16737.

Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., et al. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, 1(2), e1500052.

Hansen, A.J., DeFries, R.S., Turner, W. (2012). Land Use Change and Biodiversity. In: Gutman, G., et al. *Land Change Science. Remote Sensing and Digital Image Processing*, vol 6. Springer, Dordrecht.

Hartig, F., & Hartig, M. F. (2017). Package 'dharma'. R package.

Henle, K., Davies, K. F., Kleyer, M., Margules, C., & Settele, J. (2004). Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity & Conservation*, 13, 207-251.

Jones, H. H., Barreto, E., Murillo, O., & Robinson, S. K. (2021). Turnover-driven loss of forest-dependent species changes avian species richness, functional diversity, and community composition in Andean forest fragments. *Global Ecology and Conservation*, 32, e01922.

Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305.

Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B., & Laliberté, M. E. (2014). Measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R Package FD.

Larsen, T. H., Williams, N. M., & Kremen, C. (2005). Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. *Ecology Letters*, 8(5), 538-547.

Laurance, W. F. (2000). Do edge effects occur over large spatial scales?. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(4), 134-135.

Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., et al. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16(3), 605-618.

Laurance, W. F., Nascimento, H. E., Laurance, S. G., et al. (2007). Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PLoS One*, 2(10), e1017.

Laurance, W. F., & Vasconcelos, H. L. (2009). Conseqüências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis*.

López-Baucells, A., Rowley, S., Rocha, R., Bobrowiec, P. E., Palmeirim, J. M., Farneda, F. Z., & Meyer, C. F. (2022). Interplay between local and landscape-scale effects on the taxonomic, functional and phylogenetic diversity of aerial insectivorous neotropical bats. *Landscape Ecology*, 37(11), 2861-2875.

Luck, G. W., Carter, A., & Smallbone, L. (2013). Changes in bird functional diversity across multiple land uses: interpretations of functional redundancy depend on functional group identity. *PloS One*, 8(5), e63671.

- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography* Princeton Univ. Press, Princeton, 467.
- Magioli, M., Ribeiro, M. C., Ferraz, K. M. P. M. B., & Rodrigues, M. G. (2015). Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. *Animal Conservation*, 18(6), 499-511.
- Magura, T. (2017). Ignoring functional and phylogenetic features masks the edge influence on ground beetle diversity across forest-grassland gradient. *Forest Ecology and Management*, 384, 371-377.
- Martensen, A. C., Ribeiro, M. C., Banks-Leite, C., Prado, P. I., & Metzger, J. P. (2012). Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology*, 26(6), 1100-1111.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente) (2022) Lista Nacional das Espécies Fauna Ameaçadas de Extinção (Portaria MMA N°. 148, de 07 de Junho de 2022). <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-148-de-7-de-junho-de-2022-406272733>.
- Mariano-Neto, E., & Santos, R. A. (2023). Changes in the functional diversity of birds due to habitat loss in the Brazil Atlantic Forest. *Frontiers in Forests and Global Change*, 6, 1041268.
- Maseko, M.S.T.; Zungu, M.M.; Ehlers Smith, D.A.; et al. 2020 Effects of habitat-patch size and patch isolation on the diversity of forest birds in the urban-forest mosaic of Durban, South Africa. *Urban Ecosyst* 23, 533–542.
- Mason, N. W., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1), 112-118.
- Mestre, L. A., Cochrane, M. A., & Barlow, J. (2013). Long-term changes in bird communities after wildfires in the central Brazilian Amazon. *Biotropica*, 45(4), 480-488.
- Michel, N.L.; Whelan, C.J.; Verutes, G.M. Ecosystem services provided by Neotropical birds. *Condor* 2020, 122, duaa022.
- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4), 867-876.
- Muggeo, V.M.R. (2008) Segmented: an R package to fit regression models with broken-line relationships. *R News* 8/1, 20–25.
- Oliveira, J. D., Almeida, S. M., Florencio, F. P., Pinho, J. B., Oliveira, D. M., Ligeiro, R., & Rodrigues, D. J. (2019). Environmental structure affects taxonomic diversity but not functional structure of understory birds in the southwestern Brazilian Amazon. *Acta Amazonica*, 49, 232-241.

- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'hara, R. B., ... & Oksanen, M. J. (2013). Package 'vegan'. Community ecology package, version, 2(9), 1-295.
- Pessoa, M. S., Rocha-Santos, L., Talora, D. C., Faria, D., Mariano-Neto, E., Hambuckers, A., & Cazetta, E. (2016). Fruit biomass availability along a forest cover gradient. *Biotropica*, 49(1), 45–55. doi:10.1111/btp.12359
- Pfeifer, M., Lefebvre, V., Peres, C. et al. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. *Nature* 551, 187–191 (2017).
- QGIS Development Team. (2022). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org>
- R Core Team (2023). *_R: A Language and Environment for Statistical Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.
- Reed, D. H. (2004, May). Extinction risk in fragmented habitats. In *Animal conservation forum* (Vol. 7, No. 2, pp. 181-191). Cambridge University Press.
- Ricketts, T. H. (2001). The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, 158(1), 87-99.
- Rolstad, J. (1991). Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. *Biological Journal of the Linnean Society*, 42(1-2), 149-163..x
- Scharlemann, J. P., Green, R. E., & Balmford, A. (2004). Land-use trends in Endemic Bird Areas: global expansion of agriculture in areas of high conservation value. *Global Change Biology*, 10(12), 2046-2051.
- Schipper, A. M., Belmaker, J., de Miranda, M. D., Navarro, L. M., Böhning-Gaese, K., Costello, M. J., ... & Pereira, H. M. (2016). Contrasting changes in the abundance and diversity of North American bird assemblages from 1971 to 2010. *Global change biology*, 22(12), 3948-3959.
- Şekercioğlu, Ç. H.; Daily, G. C.; Ehrlich, P. R. (2004). Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(52), 18042-18047.
- Sekercioglu, C. H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(8), 464-471.
- Sekercioglu, C. H. (2012). Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology*, 153(Suppl 1), 153-161.
- Sick, H. (1997). *Ornitologia brasileira [Brazilian ornithology]*. Rio de Janeiro (Brasil): Editora Nova Fronteira.
- Slattery, Z., & Fenner, R. (2021). Spatial analysis of the drivers, characteristics, and effects of forest fragmentation. *Sustainability*, 13(6), 3246.
- Sodhi, N. S., Brook, B. W., & Bradshaw, C. J. (2009). Causes and consequences of species extinctions. *The Princeton Guide to Ecology*, 1(1), 514-520.

Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker III, T. A., & Moskovits, D. K. (1996). Neotropical birds: ecology and conservation. University of Chicago Press.

Suárez-Castro, A. F., Maron, M., Mitchell, M. G., & Rhodes, J. R. (2022). Disentangling direct and indirect effects of landscape structure on urban bird richness and functional diversity. *Ecological Applications*, 32(8), e2713.

Taylor, C., & Lindenmayer, D. B. (2020). Temporal fragmentation of a critically endangered forest ecosystem. *Austral Ecology*, 45(3), 340-354.

Taubert, F., Fischer, R., Groeneveld, J., et al. (2018). Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature*, 554(7693), 519-522.

Tobias, J. A., Sheard, C., Pigot, A. L., et al. (2022). AVONET: morphological, ecological and geographical data for all birds. *Ecology Letters*, 25(3), 581-597. <https://doi.org/10.1111/ele.13898>

Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8), 857-874.

Vargas González, J. de J., J. D. McCabe, D. L. Anderson, M. Curti, D. C. Cárdenas, and F. H. Vargas (2020). Predictive habitat model reveals specificity in a broadly distributed forest raptor, the Harpy Eagle. *Journal of Raptor Research* 54:349–363.

Vielliard, J. M. E., Almeida, M. D. C., Anjos, L. D., & Silva, W. R. (2010). Levantamento quantitativo por pontos de escuta eo Índice Pontual de Abundância (IPA). *Ornitologia e Conservação. Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento*, 47-60.

Vögeli, M., Serrano, D., Pacios, F., & Tella, J. L. (2010). The relative importance of patch habitat quality and landscape attributes on a declining steppe-bird metapopulation. *Biological Conservation*, 143(5), 1057-1067.

Whelan, C.J.; Şekercioğlu, Ç.H.; Wenny, D.G. (2015) Why birds matter: From economic ornithology to ecosystem services. *J. Ornithol*, 156, 227–238.

Wickham, H., Chang, W., & Wickham, M. H. (2016). Package ‘ggplot2’. Create elegant data visualisations using the grammar of graphics. Version, 2(1), 1-189.

Wilson, M. C., Chen, X. Y., Corlett, R. T., Didham, R. K., Ding, P., Holt, R. D., ... & Yu, M. (2016). Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology*, 31, 219-227.

7. APÊNDICE

Tabela A1. Valores de VIF (Variance Inflation Factor) calculados para as três métricas de paisagem. Os valores apresentados indicam baixa multicolinearidade para todas as variáveis independentes. (VIF < 2).

Variáveis	%Floresta em 500m	Proporção de Borda	Log (área)
-----------	----------------------	-----------------------	------------

VIF 1.0029 1.931475 1.933378

DHARMA residual

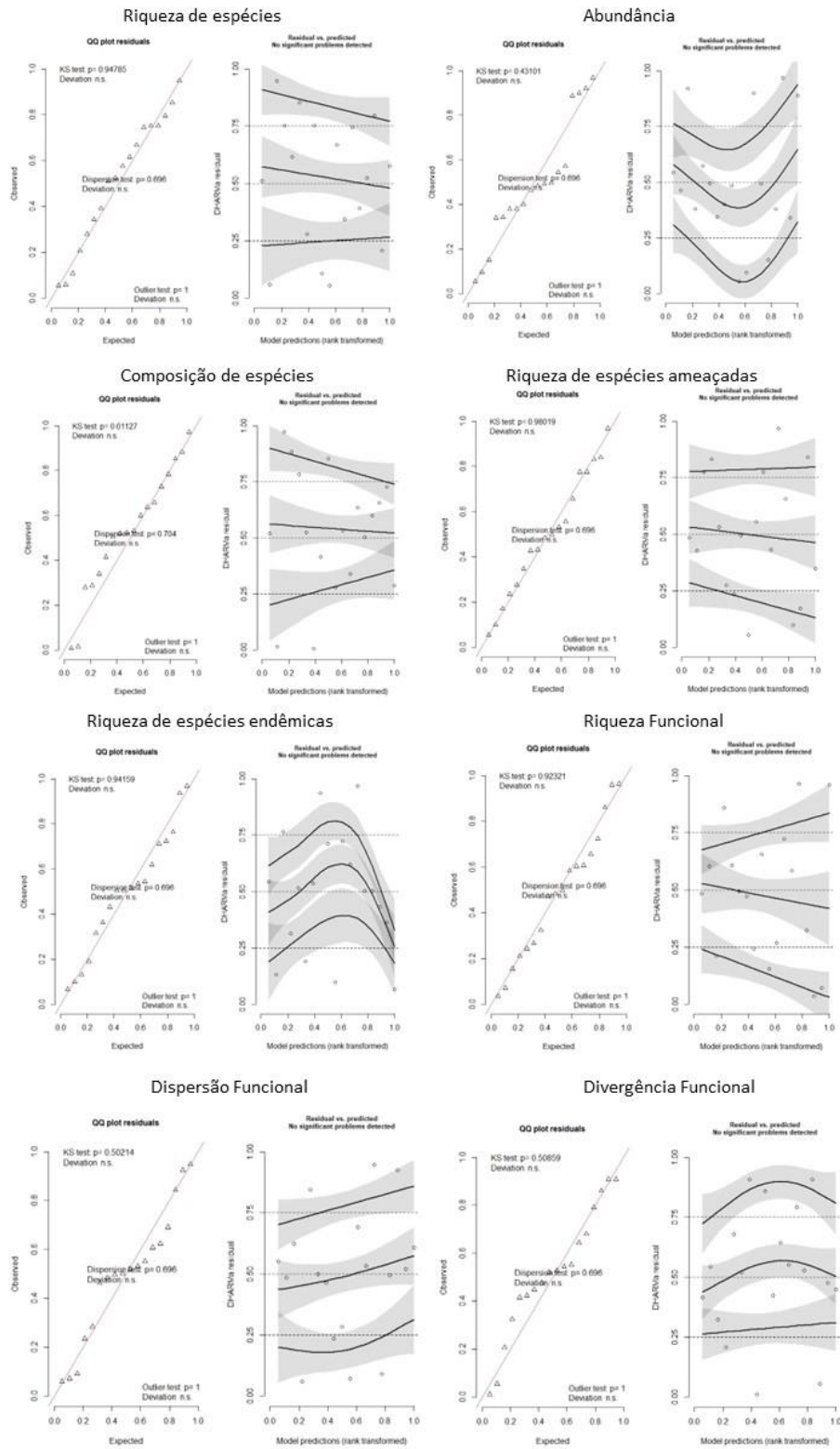


Figura A1. Diagnose avançada dos resíduos dos modelos GLM para as métricas de paisagem sobre as diversidades avaliadas. Todos os modelos atenderam aos pressupostos do teste, a distribuição dos resíduos não teve desvios significativos e nenhum dos modelos apresentou *overdispersion* ou *outlier*.

Tabela A2 –Lista de todos os táxons registrados em cada fragmento, os valores de cada táxon representam o número de indivíduos registrados através do método de censos por pontos em cada fragmento.

Todos os táxons ameaçados de extinção estão no *status* Vulnerável de acordo com MMA, 2022; *=Táxons ameaçados. Táxons endêmicos do Centro de Endemismo Belém (CEB), de acordo com De Moraes *et al.*, 2020); † = Táxons endêmicos.

Táxons	Nome popular	Fragmentos																	
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Tinamiformes Huxley, 1872																			
Tinamidae Gray, 1840																			
<i>Tinamus guttatus</i>	Inhambu-galinha	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tinamus major</i>	Inhambu-serra	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tinamus tao</i> *	Azulona	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crypturellus cinereus</i>	Inhambu-pixuna	1	0	0	0	0	4	2	0	3	1	3	0	0	2	3	2	1	1
<i>Crypturellus soui</i>	Tururim	0	0	0	7	0	0	0	0	0	6	2	0	0	0	7	8	5	4
<i>Crypturellus strigulosus</i>	Inhambu-relógio	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Crypturellus variegatus</i>	Inhambu-anhangá	1	2	0	1	5	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Galliformes Linnaeus, 1758																			

Cracidae Rafinesque, 1815

<i>Aburria kujubi*</i>	Cujubi	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ortalis superciliaris</i>	Aracuã-de-sobrancelhas	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	2	0	0	0	0	3
<i>Pauxi tuberosa</i>	Mutum-cavalo	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Penelope pileata*</i>	Jacupiranga	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0

Gruiformes Bonaparte, 1854**Rallidae Rafinesque, 1815**

<i>Rufirallus viridis</i>	Sanã-castanha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
---------------------------	---------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Charadriiformes Huxley, 1867**Charadriidae Leach, 1820**

<i>Vanellus chilensis</i>	Quero-quero	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
---------------------------	-------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Eurypygiformes Fürbringer, 1888**Eurypygidae Selby, 1840**

<i>Eurypyga helias</i>	Pavãozinho-do-pará	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
------------------------	--------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Pelecaniformes Sharpe, 1891**Threskiornithidae Poche, 1904**

<i>Mesembribibis cayannensis</i>	Coró-coró	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
----------------------------------	-----------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Cathartiformes Seebohm, 1890

Cathartidae Lafresnaye, 1839

<i>Cathartes aura</i>	Urubu-de-cabeça-vermelha	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cathartes melambrotus</i>	Urububu da mata	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coragyps atratus</i>	Urubu-de-cabeça-preta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	2	0	0	0	0	0	0
<i>Sarcoramphus papa</i>	Urubu-rei	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Accipitriformes Bonaparte, 1831**Accipitridae Vigors, 1824**

<i>Accipiter bicolor</i>	Gavião-bombachinha-grande	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rupornis magnirostris</i>	Gavião-carijó	1	0	0	0	0	0	0	1	2	2	0	1	0	1	0	1	1
<i>Buteo nitidus</i>	Gavião-pedrês	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0
<i>Leucopternis kuhli</i>	Gavião-gato	1	0	0	1	0	0	4	0	0	0	0	4	1	0	0	0	0
<i>Leptodon cayanensis</i>	Gavião-vaqueiro	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Harpagus bidentatus</i>	Gavião-ripina	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Harpia harpyja*</i>	Harpia	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Urubitinga urubitinga</i>	Gavião-preto	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spizaetus ornatus</i>	Gavião-de-penacho	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Spizaetus tyrannus</i>	Gavião-pega-macaco	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Columbiformes Latham, 1790

Columbidae Leach, 1820

<i>Columbina passerina</i>	Rolinha-cinzenta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	
<i>Columbina talpacoti</i>	Rolinha-roxa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	
<i>Patagioenas plumbea</i>	Pomba-amargosa	1	1	2	1	1	8	1	3	2	5	3	2	2	3	0	3	1	0
		9	5	1	3	8	8	8	3	2	5	3	2	2	3	0	3	1	0
<i>Patagioenas subvinacea</i>	Pomba-botafogo	5	2	3	2	4	6	8	3	6	2	4	3	2	0	1	2	0	0
<i>Patagioenas speciosa</i>	Pomba-trocal	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	1	0	1
<i>Geotrygon montana</i>	Pariri	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
Leptotila verreauxi	Juriti-pupu	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	0	2	1	0	0	0	0	0
<i>Leptotila rufaxilla</i>	Juriti-de-testa-branca	2	0	5	1	2	1	1	2	1	4	5	5	1	1	0	7	3	2

Cuculiformes Wagler, 1830**Cuculidae Leach, 1820**

<i>Coccyua minuta</i>	Chincoã-pequeno	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crotophaga ani</i>	Anu-preto	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Dromococcyx phasianellus</i>	Peixe-frito	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Piaya cayana</i>	Alama-de-gato	1	1	7	2	3	4	2	4	2	2	1	4	0	2	0	0	0	0
		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tapera naevia</i>	Saci	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1

Strigiformes Wagler, 1830

Strigidae Leach, 1820

<i>Iophostrix cristata</i>	Coruja-de-crista	0	1	0	3	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Megascops ater</i> [†]	Corujinha-de-belém	0	1	0	0	3	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Megascops choliba</i>	Corujinha-do-mato	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0
<i>Pulsatrix perspicillata</i>	Murucututu	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Strix huhula</i>	Coruja-preta	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Nyctibiiformes Yuri, Kimball, Harshman, Bowie, Braun, Chojnowski, Han, Hackett, Huddleston, Moore, Reddy, Sheldon, Steadman, Witt & Braun, 2013**Nyctibiidae Chenu & Des Murs, 1851**

<i>Glaucidium hardyi</i>	Caburé-da-amazônia	0	4	0	2	0	0	1	0	2	0	1	0	2	1	1	0	0	0
<i>Nyctibius aethereus</i>	Urutal-pardo	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nyctibius grandis</i>	Urutal-grande	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nyctibius griseus</i>	Urutal	1	0	0	0	0	0	0	0	2	2	1	1	0	0	1	1	2	0

Caprimulgiformes Ridgway, 1881**Caprimulgidae Vigors, 1825**

<i>Nyctiprogne leucopyga</i>	Bacurau-de-cauda-barrada	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nyctiphrynus ocellatus</i>	Bacurau-ocelado	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2	0	0
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	Tuju	1	2	0	1	0	1	2	0	3	0	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>Nyctidromus albicollis</i>	Bacurau	0	0	2	0	0	4	2	2	3	8	2	3	2	0	2	3	4	4

<i>Nyctidromus nigrescens</i>	Bacurau-de-lajeado	0	0	0	0	0	2	2	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Apodiformes Peters, 1940																			
Apodidae Olphe-Galliard, 1887																			
<i>Chaetura brachyura</i>	Andorinha-de-rabo-curto	0	0	0	0	4	0	0	0	5	0	0	$\frac{1}{2}$	0	4	3	0	0	0
Trochilidae Vigors, 1825																			
<i>Anthracothorax nigricollis</i>	Beija-flor-de-veste-preta	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Glaucis hirsutus</i>	Balança-rabo-de-bico-torto	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Phaethornis ruber</i>	Rabo-branco-rubro	2	2	2	1	1	1	1	1	2	2	2	2	8	9	1	4	3	6
		8	8	8	6	8	3	5	0	0	5	2	0			0			
<i>Phaethornis superciliosus</i>	Rabo-branco-de-bigodes	1	1			1				2			1	2		1			
		4	1	5	6	5	0	6	5	1	3	3	8	3	2	2	1	0	0
<i>Chionomesa fimbriata</i>	Beija-flor-de-garganta-verde	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Campylopterus obscurus</i>	Asa-de-sabre-da-guiana	6	3	3	3	0	0	0	3	2	1	1	1	3	2	1	1	0	0
<i>Chlorestes cyanus</i>	Beija-flor-roxo	0	0	7	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Thalurania furcata</i>	Beija-flor-tesoura-verde	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Topaza pella</i>	Beija-flor-brilho-de-fogo	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Trogoniformes A. O. U., 1886**Trogonidae Lesson, 1828**

<i>Trogon melanurus</i>	Surucuá-de-cauda-preta	1	0	0	2	2	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0
<i>Trogon viridis</i>	Surucuá-de-barriga-amarela	1 6	1 6	1 6	5	1 0	1 1	4	9	1 0	1	2	4	1 0	3	6	5	0	1
<i>Trogon ramonianus</i>	Surucuá-pequeno	7	5	2	3	4	4	3	1	2	0	3	3	4	1	2	3	0	0
<i>Trogon rufus</i>	Surucuá-dourado-da-amazônia	3	0	3	3	5	2	3	0	3	0	2	2	0	0	1	0	0	0
Coraciiformes Forbes, 1844																			
Momotidae Gray, 1840																			
<i>Momotus momota</i>	Udu-de-coroa-azul	1 2	3	2	8	3	1	1 2	2	0	6	6	6	6	4	5	1	3	2
Galbuliformes Fürbringer, 1888																			
Galbulidae Vigors, 1825																			
<i>Galbula cyanicollis</i>	Ariramba-da-mata	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Galbula dea</i>	Ariramba-do-paráiso	0	1	0	0	0	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Jacamerops aureus</i>	Jacamaraçu	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bucconidae Horsfield, 1821																			
<i>Notharchus tectus</i>	Macuru-pintado	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Tamatia tamatia</i>	Rapazinho-carijó	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Bucco capensis</i>	Rapazinho-de-colar	2	2	0	4	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Nystalus torridus</i>	Rapazinho-estriado-do-leste	3	1	6	2	1	1	6	4	4	7	1	1	2	1	5	2	1	0

<i>Nystalus maculatus</i>	Rapazinho-dos-velhos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0		
<i>Malacoptila rufa</i>	Barbudo-de-pescoço-ferrugem	1	0	1	1	0	4	0	1	0	0	3	0	2	0	2	1	0	1	
<i>Monasa morphoeus</i>	Chora-chuva-de-cara-branca	2	3	3	3	7	1	2	5	2	0	4	6	1	1	1	4	0	4	0
		5	9	3	2		8	8		7										
<i>Monasa nigrifrons</i>	Chora-chuva-preto	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	1	0	0
																	5			
Piciformes Meyer & Wolf, 1810																				
Ramphastidae Vigors, 1825																				
<i>Ramphastos tucanus</i>	Tucano-de-papo-branco	3	2	2	2	3	2	1	1	1	1	7	1	1	6	1	1	3	0	0
		0	4	7	1	9	9	8	6	1	1		2	8		0	1			
<i>Ramphastos vitellinus</i>	Tucano-de-bico-preto	2	1	9	1	1	1	9	5	1	2	1	1	9	4	7	4	2	0	0
		0	5		2	6	8			0	1	2	3							
<i>Selenidera gouldii</i>	Saripoca-de-gould	5	0	0	1	0	0	8	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pteroglossus inscriptus</i>	Araçari-de-bico-riscado	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	2	0	2	0
<i>Pteroglossus bitorquatus</i> <i>bitorquatus</i> *†	Araçari-de-pescoço-vermelho	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0
<i>Pteroglossus aracari</i>	Araçari-de-bico-branco	7	2	5	1	1	3	0	2	6	5	0	5	5	4	0	4	0	3	0
					1															
					1															
Picidae Leach, 1820																				
<i>Melanerpes cruentatus</i>	Benedito-de-testa-vermelha	2	1	1	0	0	0	0	5	0	2	0	0	0	2	0	1	0	0	0
<i>Veniliornis affinis</i>	Pica-pau-avermelhado	4	3	7	2	3	5	2	5	3	0	4	1	2	1	1	1	1	1	1

<i>Piculus flavigula</i>	Pica-pau-bufador	0	0	1	3	0	3	3	2	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0
<i>Piculus paraensis</i> *†	Pica-pau-dourado-de-belém	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Picumnus buffonii</i>	Picapauzinho-de-costas-pintadas	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Celeus undatus</i>	Pica-pau-barrado	3	5	4	9	9	1 1	3	1	1	0	1	4	2	5	0	0	0	0
<i>Celeus elegans</i>	Pica-pau-chocolate	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Celeus flavus</i>	Pica-pau-amarelo	0	0	2	0	0	0	2	2	3	4	4	3	3	2	1	2	3	3
<i>Dryocopus lineatus</i>	Pica-pau-de-banda-branca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Campephilus rubricollis</i>	Pica-pau-de-barriga-vermelha	4	5	4	6	6	8	6	4	5	2	1	0	2	4	1	2	1	0

Falconiformes Bonaparte, 1831**Falconidae Leach, 1820**

<i>Caracara plancus</i>	Caracara plancus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Falco ruficularis</i>	Cauré	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Ibycter americanus</i>	Cancão	2	6	4	6	0	0	9	3	4	0	4	0	0	3	8	6	0	0
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Acauã	1	0	2	1	1	1	0	2	0	1	2	2	0	0	0	1	2	2
<i>Micrastur ruficollis</i>	Falcão-caburé	0	2	0	0	0	0	2	1	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Micrastur mintoni</i>	Falcão-críptico	2	4	0	3	1	3	2	3	0	0	2	2	2	0	2	0	0	0
<i>Micrastur semitorquatus</i>	Falcão-relógio	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0

Psittaciformes Wagler, 1830

<i>Pyrilia vulturina*</i>	Curica-urubu	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Touit huetii</i>	Apuim-de-asa-vermelha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	
<i>Touit purpuratus</i>	Apuim-de-costas-azuis	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Passeriformes Linnaeus, 1758																			
Thamnophilidae Swainson, 1824																			
<i>Pygiptila stelleris</i>	Choca-cantadora	2	2	4	0	4	0	0	2	0	2	0	0	1	0	1	5	0	0
<i>Myrmotherula multostriata</i>	Choquinha-estriada-da-amazônia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	1	0	1	0
<i>Myrmotherula axillaris</i>	Choquinha-de-flanco-branco	8	3	8	9	4	7	8	5	5	$\frac{1}{1}$	9	6	5	2	$\frac{1}{3}$	1	0	1
<i>Myrmotherula longipennis</i>	Choquinha-de-asa-comprida	0	6	4	$\frac{1}{0}$	8	6	0	3	0	0	2	3	5	5	0	0	0	0
<i>Myrmotherula menetriesii</i>	Choquinha-de-garganta-cinza	1	7	1	4	6	4	4	0	2	2	3	3	2	5	0	4	0	0
<i>Formicivora grisea</i>	Papa-formiga-pardo	0	0	1	0	0	4	0	4	0	5	2	3	0	2	0	2	5	5
<i>Iseria hauxwelli</i>	Choquinha-de-garganta-clara	0	3	2	3	$\frac{1}{1}$	5	2	2	2	2	0	2	8	0	1	1	0	0
<i>Thamnomanes caesius</i>	Ipecuá	1 1	1 5	1 1	2 2	1 4	8	2 0	1 8	7	1 5	1 1	1 4	8	8	1 0	4	0	0
<i>Dysithamnus mentalis</i>	Choquinha-lisa	6	5	0	0	0	8	5	8	3	0	1	0	7	5	2	1	0	0
<i>Herpsilochmus frater</i>	Chorozinho-de-asa-vermelha-do-norte	5	5	0	5	2	8	0	4	3	0	0	0	2	8	0	1	0	0

<i>Thamnophilus palliatus</i>	Choca-listrada	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	3	4	0
<i>Thamnophilus aethiops incertus</i> [†]	Choca-lisa	1 3	9	1 6	1 6	8	1	1 2	7	9	6	7	4	6	3	6	8	0	3
<i>Thamnophilus amazonicus</i>	Choca-canela	1 6	5	1 8	3	3	2	1 6	5	1 0	9	1 0	1 6	0	7	1 1	0	5	6
<i>Taraba major</i>	Choró-boi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyriglena leuconota</i>	Papa-taoca-de-belém	2 6	2 0	3 2	2 1	2 6	1 5	7 7	3 2	2 5	8	2 3	2 3	1 5	1 4	1 8	1 8	1	2
<i>Cercomacra cinerascens</i>	Chororó-pocuá	8 2	7 3	8 0	7 8	6 0	4 9	8 1	5 4	3 0	5 0	3 8	4 7	5 9	2 2	2 9	2 7	0	0
<i>Cercomacroides laeta</i>	Chororó-didi	2 3	1 4	2 9	1 8	6	3	1 9	8	8	1 0	1 2	1 3	9	7	1 7	4	1	1
<i>Willisornis vidua</i>	Rendadinho-do-xingu	9	1 3	1 1	1 4	9	5	1 4	3	4	4	1 0	4	1 2	2	1	2	0	0
<i>Phlegopsis nigromaculata paraensis</i> ^{*†}	Papa-mãe-de-taoca	0	3	3	8	9	2	0	6	2	0	2	0	0	2	0	0	0	0
Conopophagidae Sclater & Salvin, 1873																			
<i>Conopophaga roberti</i>	Chupa-dente-de-capuz	3	2	1	1	0	2	2	4	0	3	0	3	3	0	8	7	3	1
Grallariidae Sclater & Salvin, 1873																			
<i>Hylopezus paraensis</i> [*]	Torom-do-pará	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Formicariidae Gray, 1840																			

<i>Formicarius colma</i>	Galinha-do-mato	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Formicarius analis</i>	Pinto-do-mato-de-cara-preta	1	1	0	0	0	6	$\frac{1}{0}$	0	0	0	1	3	0	0	3	0	0
Dendrocolaptidae Gray, 1840																		
<i>Certhiasomus stictolaemus</i>	Arapaçu-de-garganta-pintada	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Deconychura longicauda</i>	Arapaçu-rabudo	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dendrocincla fuliginosa</i>	Arapaçu-pardo	7	6	1	3	8	5	4	2	5	0	0	0	4	3	0	2	0
<i>Dendrocincla merula badia</i> *†	Arapaçu-da-taoca	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	Arapaçu-bico-de-cunha	1 3	1 9	1 6	1 3	1 7	1 1	1 2	9	1 0	4	9	6	1 3	1 5	4	5	1 1
<i>Xiphorhynchus spixii</i>	Arapaçu-de-spix	1 1	3	4	3	7	6	3	3	3	0	2	2	2	2	0	4	0
<i>Xiphorhynchus guttatoides</i>	Arapaçu-de-lafresnaye	1 4	2 1	2 4	2 5	1 9	2 0	1 9	1 0	5	1	9	7	1 1	2	3	6	0
<i>Xiphorhynchus obsoletus</i>	Arapaçu-riscado	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Dendroplex picus</i>	Arapaçu-de-bico-branco	0	1	1	1	0	2	0	0	0	3	0	0	0	0	1	4	3
<i>Lepidocolaptes layardi</i>	Arapaçu-de-listras-brancas-do- leste	0	0	0	2	1	1	1	2	0	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dendrocolaptes medius</i> *	Arapaçu-barrado-do-leste	2	5	3	1	3	3	0	0	2	0	0	2	1	2	3	4	0

Xenopidae Bonaparte, 1854

<i>Tityra semifasciata</i>	Anambé-branco-de-máscara-negra	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Cotingidae Bonaparte, 1849																		
<i>Haematoderus militaris</i>	Anambé-militar	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lipaugus vociferans</i>	Cricrio	5	6	7	3	5	5	5	4	2	0	1	2	9	3	1	6	0
		1	5	1	5	5	7	9	1					7				
<i>Xipholena lamellipennis*</i>	Anambé-de-rabo-branco	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Querula purpurata</i>	Anambé-uma	3	2	1	2	5	9	5	1	3	1	1	1	9	1	5	2	0
		4		7	9			4	3	9	8	6	1	9	7	5		0
Onychorhynchidae Tello, Moyle, Marchese & Cracraft, 2009																		
<i>Myiobius barbatus</i>	Assanhadinho	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Onychorhynchus coronatus</i>	Maria-leque	0	0	1	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Pipritidae Ohlson, Irestedt, Ericson & Fjeldså, 2013																		
<i>Piprites chloris griseescens*†</i>	Papinho-amarelo	2	0	1	5	1	2	6	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Platyrrhynchidae Bonaparte, 1854																		
<i>Platyrrhynchus platyrhynchus</i>	Patinho-de-coroa-branca	0	1	0	1	1	1	0	2	0	0	0	0	2	0	4	0	0
Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907																		
<i>Corythopsis torquatus</i>	Estalador-do-norte	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Mionectes oleagineus</i>	Abre-asa	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0

<i>Rhynchocyclus olivaceus</i>	Bico-chato-grande	0	2	0	0	1	1	1	3	2	1	3	1	3	0	0	0	0	1
<i>Tolmomyias sulphureus</i>	Bico-chato-de-orelha-preta	1	1	2	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tolmomyias assimilis</i>	Bico-chato-da-copa	1	0	0	1	4	1	0	5	0	2	0	1	5	0	0	1	0	0
<i>Tolmomyias poliocephalus</i>	Bico-chato-de-cabeça-cinza	0	1	0	1	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	4	2	0
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	Bico-chato-de-cabeça-cinza	0	0	1	0	1	2	0	3	0	3	0	3	2	0	1	2	2	$\frac{1}{3}$
<i>Todirostrum chrysocrotaphum</i>	Ferreirinho-de-sobrancelha	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Poecilatriccus sylvia</i>	Ferreirinho-da-capoeira	0	0	2	0	0	4	1	3	7	4	2	6	6	4	4	2	5	0
<i>Myiornis ecaudatus</i>	Caçula	7	$\frac{1}{2}$	5	6	$\frac{1}{0}$	$\frac{1}{4}$	2	4	0	3	0	0	1	9	3	5	0	0
<i>Myiornis sp. nv.</i>		0	4	1	1	0	2	3	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Taeniotriccus andrei</i>	Maria-bonita	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	2	1	5	0	1	2
<i>Lophotriccus galeatus</i>	Sebinho-de-penacho	2	1	1	1	8	5	1	8	5	6	$\frac{1}{5}$	4	4	3	6	5	0	0
Tyrannidae Vigors, 1825																			
<i>Zimmerius acer</i>	Poaieiro-da-guiana	4	5	4	1	7	2	0	2	1	1	4	3	0	4	0	1	0	0
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Risadinha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Elaenia flavogaster</i>	Guaracava-de-barriga-amarela	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Myiopagis gaimardii</i>	Maria-pechim	9	$\frac{1}{0}$	9	5	$\frac{1}{1}$	5	1	6	1	5	$\frac{1}{9}$	7	$\frac{1}{1}$	4	3	9	1	2

<i>Ramphocelus carbo</i>	Pipira-vermelha	6	2	0	0	4	0	0	1	6	8	3	2	2	2	1	7	2	4
												1	1		0		7	7	8
<i>Maschalethraupis surinamus</i>	Tem-tem-de-topete-ferrugíneo	2	2	3	2	4	4	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Tachyphonus rufus</i>	Pipira-preta	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tangara gyrola</i>	Saíra-de-cabeça-castanha	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tangara mexicana</i>	Saíra-de-bando	0	6	4	0	0	0	0	4	0	0	4	0	0	1	4	3	0	5
														0					
<i>Thraupis episcopus</i>	Sanhaço-da-amazônia	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Thraupis palmarum</i>	Sanhaço-do-coqueiro	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	5	0	2
<i>Chlorophanes spiza</i>	Sai-verde	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Cyanerpes caeruleus</i>	Saí-de-perna-amarela	0	0	2	2	0	2	3	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0
<i>Schistochlamys melanopsis</i>	Sanhaço-de-coleira	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Sporophila angolensis</i>	Curió	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cardinalidae Ridgway, 1901																			
<i>Granatellus pelzelni paraensis</i> *†	Polícia-do-mato	0	5	1	0	2	2	6	2	0	1	0	7	6	0	0	0	0	0
				0															
<i>Caryothraustes canadensis</i>	Furriel-do-norte	2	3	2	1	1	5	1	1	1	0	2	7	6	4	7	2	9	5
		4		8	5	0		1	4	0									
<i>Periporphyrus erythromelas</i>	Bicudo-encarnado	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyanoloxia rothschildii</i>	Azulão-da-amazônia	1	0	1	0	0	0	0	3	0	0	2	1	0	1	2	0	0	0

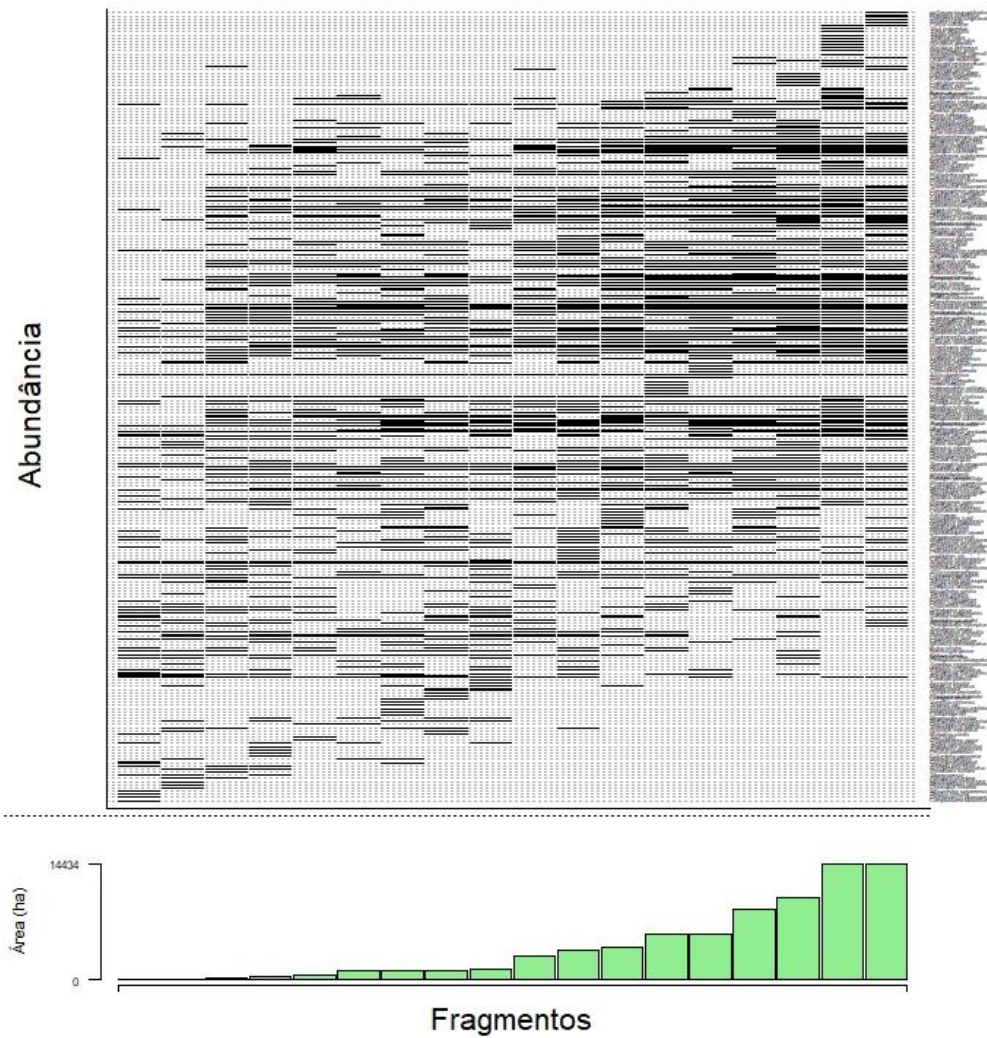


Figura A2 – Gráfico de ordenação de todos os táxons registrados nos 18 fragmentos amostrado.