



**ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE**

**PARÂMETROS DE ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM POSSUEM  
INFLUÊNCIA SOBRE A DIVERSIDADE DE AVES NO PONTAL DO  
PARANAPANEMA/SP?**

Por

**CAROLINA BISCOLA JARDIM**

**NAZARÉ PAULISTA, 2023**



## **ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE**

### **PARÂMETROS DE ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM POSSUEM INFLUÊNCIA SOBRE A DIVERSIDADE DE AVES NO PONTAL DO PARANAPANEMA/SP?**

Por

CAROLINA BISCOLA JARDIM

COMITÊ DE ORIENTAÇÃO

ALEXANDRE UEZU  
MARCONI CAMPOS-CERQUEIRA  
SIMONE FRAGA TENÓRIO PEREIRA LINARES

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

IPÊ – INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS  
NAZARÉ PAULISTA, 2023

## **Ficha Catalográfica**

Jardim, Carolina Biscola

Parâmetros de estrutura e composição da paisagem possuem influência sobre a diversidade de aves no Pontal do Paranapanema/SP? 2023. 92pp.

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

1. Fragmentação de habitats
2. Avifauna
3. Monitoramento acústico
- I. Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade, IPÊ

## **BANCA EXAMINADORA**

Nazaré Paulista, 12 de janeiro de 2023

---

Prof. Dr. Alexandre Uezu

---

Prof. Dr. Laury Cullen Jr

---

Prof. Dr. Marconi Campos-Cerqueira

Este estudo é dedicado aos meus pais, Marilda e Celso, meus maiores incentivadores e inspirações de generosidade.

## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Marilda e Celso, grandes incentivadores e entusiastas, por despertarem em mim o prazer e encanto pelas diversas faces da natureza. Por enxergarem a beleza na simplicidade, nas paisagens, nas plantas e nos animais. Pela visão de mundo consciente e coletiva. Agradeço-os também pela confiança, pelos exemplos maravilhosos de vida e de generosidade que são.

À minha irmã, Gabriela, por sempre estar ao meu lado, pelo amor fraterno e por todo apoio incondicional.

Ao meu parceiro Vitor, companheiro de todas as horas. Muito obrigada pelo incentivo diário, muitas vezes tendo que lidar com os perrengues de casa e dos cachorros sozinho, sempre com amor. Obrigada pelo apoio, paciência, e acima de tudo, pelo carinho, amor e cumplicidade com que participa efetivamente da minha vida.

Celebro e agradeço à todas as oportunidades durante a minha trajetória pelo mestrado ESCAS, principalmente a de conhecer e trabalhar com pessoas incríveis a quem tenho muito carinho e admiração.

Ao meu orientador Alexandre Uezu, a quem admiro, muito obrigada pela confiança, pelos ensinamentos, pelo olhar cuidadoso e incentivador em todos os momentos durante o desenvolvimento desse projeto.

À Simone Tenório, participante do meu comitê de orientação, meu muito obrigada por toda a troca, por ser uma mulher e profissional inspiradora, por todas as conversas, momentos e pela amizade que construímos.

Ao Marconi Campos-Cerqueira, membro do meu comitê de orientação, meu muito obrigada por todas as diretrizes a respeito do monitoramento acústico, pelas sugestões assertivas a respeito das análises e pelos ensinamentos.

A toda a equipe da Rainforest Connection que foi essencial para o desenvolvimento deste trabalho, desde o suporte com a plataforma, sugestões sobre o projeto, ajuda nas identificações das gravações e nas análises, sou muito grata a todos!

Agradeço ao apoio e financiamento do meu projeto de mestrado, pequena parte perto da imensidão e importância do P&D intitulado “Desenvolvimento de Procedimentos Simplificados para a Valoração Econômico-monetária de Serviços

Ecossistêmicos e valoração não monetária de Serviços Ecossistêmicos Culturais Associados à Restauração Florestal”, desenvolvido pelo IPÊ e CTG Brasil, meu muito obrigada!

A todos os pesquisadores e profissionais do IPÊ, pessoas extremamente importantes para as iniciativas de conservação da biodiversidade no país, grandes referências e inspirações. Muito obrigada por toda a ajuda para o desenvolvimento desse projeto.

Agradeço especialmente à equipe do Pontal – Aline, Amanda, Ayres, Dona Edna, Haroldo, Laury, Lilian, Nivaldo e Williana, que sem a ajuda em campo, conversas, conselhos e convivência a execução desse projeto não teria sido possível, e que hoje são grandes amigos. A todas as pessoas com quem eu convivi nesses últimos anos no Pontal, lugar de luta e inspiração, meu muito obrigada por contribuírem efetivamente com meu crescimento pessoal e profissional. Nunca vou me esquecer dos lugares que visitei, dos bichos que pude observar, das histórias que tocaram meu coração.

À toda a turma do Mestrado ESCAS 2020, que mesmo diante da pandemia conseguimos construir laços e onde eu encontrei grandes amigos. Todo o meu carinho e admiração pela turma diversa e divertida, fizeram os últimos anos muito especiais.

À minha família e meu amigos de longa data, e também aos novos, da minha província e de tantas outras andanças, obrigada pela amizade e pelo amor que me fortalecem todos os dias.

Por fim, minha gratidão a todos os que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento desse estudo e não foram citados aqui. Seja pelo interesse, ou por contribuição pessoal, todas as pessoas citadas assim como as demais estão no meu coração.

## Sumário

AGRADECIMENTOS .....	v
LISTA DE TABELAS .....	3
LISTA DE FIGURAS .....	4
LISTA DE ABREVIACÕES.....	6
<b>RESUMO</b> .....	7
<b>ABSTRACT</b> .....	9
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	11
<b>2 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	13
2.1 <i>Respostas de populações à fragmentação de habitats</i> .....	13
2.2 <i>Perda da biodiversidade e serviços ecossistêmicos</i> .....	14
2.3 <i>Avifauna &amp; Grupos Funcionais</i> .....	16
2.4 <i>Utilização de gravadores autônomos para monitoramento da avifauna</i> .....	18
2.5 <i>Modelos de Ocupação de Espécies</i> .....	20
<b>3 OBJETIVOS</b> .....	21
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	23
4.1 <i>Área de estudo</i> .....	23
4.2 <i>Seleção de remanescentes florestais e parâmetros da paisagem</i> .....	25
4.3 <i>Levantamento da Avifauna</i> .....	30
4.4 <i>Análise dos dados</i> .....	34
4.4.1 <i>Análise das Gravações</i> .....	34
4.4.2 <i>Diversidade de aves &amp; Parâmetros da Paisagem</i> .....	37
4.4.3 <i>Modelos de ocupação de espécies-chave</i> .....	39
<b>5 RESULTADOS</b> .....	41
5.1 <i>Diversidade e composição de espécies</i> .....	42
5.2 <i>Riqueza de espécies e de grupos funcionais</i> .....	43
5.3 <i>Modelos de ocupação de espécies-chave</i> .....	56
<b>6 DISCUSSÃO</b> .....	59
6.1 <i>Lista de espécies e identificação automática</i> .....	59
6.2 <i>Riqueza, diversidade e composição de espécies e sua relação com parâmetros da paisagem</i> .....	61

6.3 Respostas de grupos funcionais à fragmentação .....	62
6.4 Modelos de ocupação de espécies-chave .....	65
<b>7 CONCLUSÃO</b> .....	<b>67</b>
<b>8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>68</b>
<b>ANEXO A</b> .....	<b>81</b>
<b>ANEXO B</b> .....	<b>84</b>

## LISTA DE TABELAS

<u>Tabela</u>	<u>página</u>
Tabela 1. Parâmetros utilizados no Arbimon <i>Pattern matching</i> .....	36
Tabela 2. Matriz de correlação de Pearson. Em negrito, variáveis altamente correlacionadas ( $r > 0.5$ ).....	37
Tabela 3. Modelos testados para variáveis da paisagem em função de riqueza de espécies e riqueza de grupos funcionais.....	38
Tabela 4. Modelos de ocupação testados por espécie. ....	41
Tabela 5. Números de espécies por atributos funcionais. Pontal do Paranapanema/SP. ....	44
Tabela 6. Valores das associações entre variáveis respostas e explicativas relacionadas através de Qui-quadrado.....	44
Tabela 7. Seleção dos melhores modelos ( $\Delta AICc$ ) para as variáveis explicativas relacionadas à paisagem.....	46
Tabela 8. Melhores modelos ( $\Delta AICc$ ) para as variáveis explicativas relacionadas à paisagem para espécies generalistas. ....	50
Tabela 9. Melhores modelos ranqueados ( $\Delta AICc \leq 2$ ) para as variáveis explicativas relacionadas à paisagem. Ind_matriz = índice de matriz; diic 2000m = índice integral de conectividade à distância de 2000m; ndvi = valores de ndvi (qualidade da floresta).....	57
Tabela 10. Valores de probabilidade de detecção (p) com base no melhor modelo para cada espécie. ....	58

## LISTA DE FIGURAS

<u>Figura</u>	<u>página</u>
Figura 1. Infográfico representando as hipóteses do presente estudo.....	22
Figura 2. Localização da área de estudo e dos fragmentos florestais selecionados na região do Pontal do Paranapanema, SP. ....	24
Figura 3. Variação da área (ha), grau de conectividade (dIIC) e porcentagem da cobertura de pasto (predominante, com buffer de 1000 m) dos fragmentos da região do Pontal do Paranapanema/SP. ....	26
Figura 4. Variação da área (ha), grau de conectividade (dIIC) e tipo de matriz (buffer de 1000m) dos fragmentos selecionados para o estudo da região do Pontal do Paranapanema/SP .....	27
Figura 5. Gradiente de valores NDVI para os fragmentos que compõem a área de estudo, Pontal do Paranapanema/SP. ....	30
Figura 6. Instalação de gravadores portáteis Audiomoth 1.14. A) Gravador preparado para instalação no campo, com capa impermeável. B) Instalação dos gravadores em campo. C e D) Gravadores devidamente instalados.....	32
Figura 7. Disposição dos gravadores nos fragmentos florestais. Pontal do Paranapanema/SP. ....	33
Figura 8. Recurso Arbimon Visualizer; espectrograma e a ocorrência de vocalizações de duas espécies de aves registradas no Pontal do Paranapanema/SP. ....	35
Figura 9. Análises utilizando o recurso <i>Pattern matching</i> no Arbimon. ....	36
Figura 10. Mapa de ocorrência de <i>Pteroglossus castanotis</i> , <i>Pyriglena leucoptera</i> e <i>Trogon surrucura</i> . Pontal do Paranapanema/SP.....	40
Figura 11. Boxplot resumindo a diversidade de espécies (índice de diversidade de Shannon) em 228 unidades amostrais, distribuídas em fragmentos e no PEMD no Pontal do Paranapanema/SP, Brasil. ....	43
Figura 12. Porcentagem de espécies pertencentes às diferentes guildas e sua relação com a sensibilidade à fragmentação de habitats (Parker III <i>et al.</i> 1996). ....	45
Figura 13. Porcentagem de espécies com flexibilidade aos diferentes usos da floresta e sua relação com a sensibilidade à fragmentação de habitats (Parker III <i>et al.</i> 1996).....	45

Figura 14. Porcentagem de espécies endêmicas e residentes e sua relação com a sensibilidade à fragmentação de habitats (Parker III <i>et al.</i> 1996).....	46
Figura 15. Variação da riqueza total de espécies em função das variáveis da paisagem (modelo completo). .....	47
Figura 16. Variação da riqueza de espécies endêmicas em função das variáveis da paisagem (modelo completo). .....	48
Figura 17. Variação da riqueza de espécies residentes em função das variáveis da paisagem (modelo completo). .....	49
Figura 18. Variação da riqueza de espécies carnívoras em função do NDVI. ....	50
Figura 19. Variação da riqueza de espécies frugívoras em função das variáveis da paisagem (modelo completo). .....	51
Figura 20. Variação da riqueza de espécies insetívoras em função das variáveis da paisagem (modelo completo). .....	52
Figura 21. Variação da riqueza de espécies com flexibilidade ao uso da floresta 1 em função das variáveis da paisagem (modelo completo). .....	53
Figura 22. Variação da riqueza de espécies com flexibilidade ao uso da floresta 2 em função das variáveis de diic 2000 m e índice de matriz. ....	54
Figura 23. Variação da riqueza de espécies com alta sensibilidade em função das variáveis da paisagem (modelo completo). .....	55
Figura 24. Variação da riqueza de espécies com média sensibilidade em função das variáveis da paisagem (modelo completo).....	56
Figura 25. Probabilidade de ocupação de <i>Pyrglana leucoptera</i> em função do Índice integral de conectividade a 2000m. ....	58
Figura 26. Probabilidade de ocupação de <i>Trogon surrucura</i> em função do índice integral de conectividade a 2000m e índice de matriz. ....	59

## LISTA DE ABREVIACÕES

AIC	Akaike's Information Criterion
ARBIMON	Automated Remote Biodiversity Monitoring Network
Cfa	Clima subtropical úmido
CNN	Convolutional Neural Network
dIIC	Índice Integral de Conectividade
ESEC MLP	Estaco Ecológica do Mico-leão-preto
GLM	Generalized Linear Models
IP	Instituto de Pesquisas Ecológicas
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
PEMD	Parque Estadual do Morro do Diabo
UCs	Unidades de Conservaco

## RESUMO

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

### PARÂMETROS DE ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM POSSUEM INFLUÊNCIA SOBRE A DIVERSIDADE DE AVES NO PONTAL DO PARANAPANEMA/SP?

Por

Carolina Biscola Jardim

Janeiro 2023

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Uezu

No cenário atual de constantes transformações de uso e ocupação de solo, a perda e a fragmentação de habitats são consideradas algumas das principais ameaças à biodiversidade. Na escala de paisagem, abordagens relacionadas às alterações na abundância e riqueza podem não ser suficientes para entender sobre como a avifauna se distribui em ambientes altamente fragmentados, como a Mata Atlântica. Para isso, avaliamos se parâmetros da paisagem como tamanho dos fragmentos (10 a 2 mil ha), grau de conectividade, matriz circundante (cana-de-açúcar ou pastagem) e qualidade dos fragmentos (NDVI) possuem influência sobre a diversidade, composição e riqueza de espécies e grupos funcionais na região do Pontal do Paranapanema. Além disso, elencamos espécies-chaves de grupos funcionais sensíveis à fragmentação (*Pteroglossus castanotis*, *Pyriglena leucoptera* e *Trogon surrucura*) e geramos modelos de ocupação com os componentes da paisagem como covariáveis. Registramos 96 espécies na área de estudo. A diversidade de espécies aumentou conforme o tamanho dos fragmentos, e houve diferença significativa na composição de espécies entre fragmentos pequenos, médios e grandes. A riqueza total e de grupos funcionais mais especialistas florestais foi influenciada positivamente pelo índice integral de conectividade a 2000m, índice de matriz (majoritariamente pastagem) e NDVI. Já para as espécies mais generalistas esses componentes não tiveram influência significativa. Em relação aos modelos de ocupação, o índice de conectividade se mostrou mais responsivo em relação a ocorrência de *Pyriglena leucoptera* e *Trogon surrucura*. O modelo combinando o índice de conectividade com o índice de matriz foi o mais significativo para a ocupação de *T. surrucura*. Já a ocorrência de *Pteroglossus castanotis* não apresentou uma relação significativa com os componentes da paisagem amostrados. Espécies endêmicas da Mata Atlântica, consideradas sensíveis à fragmentação como *Procnias nudicollis* e *Tinamus solitarius*, bem como *Sittasomus griseicapillus*, foram amostrados apenas no Parque Estadual do Morro do Diabo e em fragmentos grandes, evidenciando a importância da conservação desses ambientes

para a ocorrência de espécies sensíveis a alterações de habitats. Em contrapartida, a maioria das espécies (70%) teve sua ocorrência registrada em fragmentos pequenos, médios e grandes, demonstrando que os remanescentes de menor tamanho têm o potencial de reduzir a distância entre os remanescentes maiores e fornecer recursos de forma temporária, importantes para a manutenção da fauna local e da integridade dos ambientes a longo prazo.

Palavras-chave: Fragmentação de habitats • biodiversidade • avifauna • monitoramento acústico • grupos funcionais • conectividade

## ABSTRACT

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

### HOW CAN STRUCTURE AND COMPOSITION LANDSCAPE PARAMETERS INFLUENCE BIRDS DIVERSITY IN THE ATLANTIC FOREST REGION?

By

Carolina Biscola Jardim

January 2023

Advisor: Prof. Dr. Alexandre Uezu

In the current scenario of land use and occupation constant changes, the loss and fragmentation of habitats are considered some of the main biodiversity threats. At a landscape scale, approaches related to abundance and richness changes may not be enough to understand how avifauna is distributed in highly fragmented environments, such as the Atlantic Forest. We evaluated whether landscape parameters such as size of fragments (10 to 2 thousand hectare), degree of connectivity, surrounding matrix (sugarcane or pasture) and quality of fragments (NDVI) have an influence on diversity, composition and species richness and functional groups in the Pontal do Paranapanema region. In addition, we list key species of functional groups sensitive to fragmentation (*Pteroglossus castanotis*, *Pyriglena leucoptera* and *Trogon surrucura*) and generate occupancy models with landscape components as covariates. We recorded 96 species in the study area. Species diversity increased with fragment size, and there was a significant difference in species composition between small, medium and large fragments. The total richness and forest specialists' functional groups richness was positively influenced by the integral connectivity index at 2000m, matrix index (mostly pasture) and NDVI. For the more generalist species, these components had no significant influence. Regarding occupancy models, the connectivity index was more responsive to the occurrence of *Pyriglena leucoptera* and *Trogon surrucura*. The model combining the connectivity index with the matrix index was the most significant for the occupation of *T. surrucura*. However, the *Pteroglossus castanotis* occurrence did not present a significant relationship with the sampled landscape components. Endemic species of the Atlantic Forest, considered sensitive to fragmentation, such as *Procnias nudicollis* and *Tinamus solitarius*, as well as *Sittasomus griseicapillus*, were sampled only in the Parque Estadual do Morro do Diabo and in large fragments, evidencing the importance of conserving these environments for the sensitive species occurrence to habitat changes. On the other hand, most species (70%) had their occurrence recorded in small, medium, and large fragments, demonstrating that the smaller patches reduce

the distance between the larger remnants and temporarily provide resources, important for the maintenance of the local fauna and for long term environments integrity.

Keywords: Habitat fragmentation • biodiversity • avifauna • acoustic monitoring • functional groups • connectivity

## 1 INTRODUÇÃO

A perda e fragmentação de habitats são notoriamente apresentadas como as principais ameaças à biodiversidade (Fahrig, 2003; Baillie *et al.* 2004). Além da diminuição e degradação dos ambientes naturais, podem ocasionar alterações na estrutura e declínio de populações e comunidades animais e vegetais (Fahrig, 2003; Tabarelli *et al.* 2010), afetando as funções ecológicas (Dobson *et al.* 2006; DeFries *et al.* 2007) podendo levá-las à extinção (Maxwell, 2016; Püttker *et al.* 2020).

Em face ao desafio de evitar a perda da biodiversidade e manter a funcionalidade dos ecossistemas em paisagens fragmentadas, é de grande importância entender como os fatores que compõem essas paisagens contribuem para a dinâmica de ocupação das espécies. Nesse sentido, as aves formam um grupo taxonômico interessante para explorar respostas relacionadas ao funcionamento de ambientes fragmentados (Coelho *et al.* 2016).

Além de serem amplamente estudadas, as aves ocorrem em uma gama imensa de ambientes e suas funções ecológicas são vastamente descritas (Sekercioglu, 2006; Lynch & Saunders 1991), entre as quais podemos destacar a dispersão de sementes e polinização, papéis essenciais para a dinâmica florestal. Também atuam diretamente no controle de pragas e deposição de nutrientes, garantindo o funcionamento e integridade dos ecossistemas (Klein *et al.* 2007; Maas *et al.* 2016; Peisley *et al.* 2015; Sekercioglu, 2006; Wenny *et al.* 2016).

Embora os fatores que influenciam a persistência da biodiversidade de aves em escala da paisagem sejam amplamente estudados (Lees & Peres, 2006; Uezu *et al.* 2005; Banks-Leite *et al.* 2013; Martensen *et al.* 2012), estes estudos, em sua maioria, se concentram nas mudanças que ocorrem na riqueza e abundância de espécies (Cumming, 2007). Entretanto, a maneira como as espécies respondem à fragmentação não são aleatórias. Estas podem estar relacionadas com as funções ecológicas que estas desempenham no ambiente e, conseqüentemente, serem afetadas por atributos da paisagem.

Estudos relatam que a combinação de fatores relacionados à área, grau de isolamento e conectividade da paisagem, bem como o entorno dos fragmentos, podem influenciar a dinâmica de espécies de aves em biomas como a Mata Atlântica (Prugh *et*

al. 2008; Boscolo & Metzger, 2011; Barbosa *et al.* 2017). Serkercioglu *et al.* (2002) afirmaram que a fragmentação atinge diretamente as aves insetívoras, diminuindo consideravelmente a abundância de animais invertebrados, principal fonte de alimento para estas espécies. Bregman *et al.* (2014) corroboram esta informação, apontando que os impactos da fragmentação florestal sobre as aves variam entre os grupos funcionais. O estudo destaca mudanças na estrutura trófica em grande parte impulsionadas pela perda de animais insetívoros e grandes frugívoros, ocorrendo em fragmentos menores que 1000 ha e tornando-se severas em fragmentos menores que 100 ha, prejudicando os processos ecossistêmicos em pequenos fragmentos.

Essa é uma realidade enfrentada em biomas como a Mata Atlântica, com apenas 11% remanescente da sua cobertura original, composta em sua grande maioria (80%) por fragmentos menores que 50 ha (Ribeiro *et al.* 2009). Especificamente em regiões extremamente fragmentadas, como o Pontal do Paranapanema e que abriga um dos remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual mais representativos do Estado de São Paulo, a dinâmica de ocupação dos remanescentes pela avifauna e seu monitoramento regular pode nos trazer respostas valiosas a respeito e da intensidade de perturbação de habitats e da efetividade de áreas em processo de restauração (Pizo & Tonetti, 2020).

Diante da necessidade de ampliar a nossa compreensão dos padrões ecológicos que envolvem as relações espécies/habitats em escalas temporais e espaciais mais abrangentes (Acevedo & Villanueva-Rivera, 2006; Aide *et al.* 2013), novas técnicas de levantamento e monitoramento de espécies vêm sendo desenvolvidas, como o monitoramento acústico passivo. O uso dessa ferramenta tem crescido consideravelmente nas últimas décadas, possibilitando, entre diversos usos, avaliar a influência de diversos parâmetros da paisagem ao mesmo tempo.

Através do uso de gravadores autônomos é possível coletar dados de ocorrência das espécies em diversas localidades simultaneamente e compreender como certas populações estão distribuídas. Além de manter o registro permanente das espécies detectadas (Aide *et al.* 2013), os dados e a detectabilidade das espécies favorecem análises robustas sobre padrões de ocupação de espécies indicadoras de qualidade de habitats. Esse tipo de informação é extremamente útil para subsidiar planejamentos

adequados de uso da paisagem, manejo de recursos, implantação de conexões entre fragmentos e restauração florestal, garantindo a provisão dos serviços ecossistêmicos e a conservação da biodiversidade.

## **2 REFERENCIAL TEÓRICO**

### *2.1 Respostas de populações à fragmentação de habitats*

A ocupação territorial sem planejamento bem como a expansão da fronteira agrícola exerce diversas pressões sobre os habitats naturais em todo o mundo, ocasionando a diminuição, degradação e fragmentação de áreas de vegetação nativa (Fahrig 2003; Baillie *et al.* 2004) sendo esta considerada uma das principais ameaças à biodiversidade (Andren, 1994; Fahrig, 2003; Tabarelli *et al.* 2010).

O processo de fragmentação, por sua vez, gera modificações significativas na paisagem: à medida que áreas são reduzidas e isoladas, assim como recursos importantes para sua manutenção, ocorrem também alterações na dinâmica de populações que ocupam esses ambientes, pois estas se comportam como metapopulações (Hanski, 1998).

Na dinâmica metapopulacional, diferentes subpopulações ocupam os fragmentos florestais e estão sujeitas à constantes flutuações relacionadas a extinções locais e migrações, possibilitadas pela movimentação dos indivíduos entre os fragmentos. Sendo assim, essas pequenas populações são mais vulneráveis à perda de variabilidade genética por estocasticidade ambiental, demográfica e endogamia e, portanto, são mais sensíveis a extinções (Levins, 1969).

A conectividade da paisagem, por ter uma relação direta com os processos de fragmentação, também pode influenciar a dinâmica de espécies nesses ambientes. Quanto mais fragmentado é um ambiente, maior tende a ser o aumento das distâncias entre as manchas de vegetação nativa, facilitando ou impedindo os movimentos das espécies de acordo com a sua capacidade de usar as estruturas da paisagem (Baum *et al.* 2004; Uezu *et al.* 2008).

Nesse sentido, a conectividade representa o quão resistente a paisagem pode ser em relação ao movimento dos organismos, que varia tanto em relação a características

da paisagem quanto das próprias espécies (Taylor *et al.* 1993; Tischendorf & Fahrig 2000).

A conectividade estrutural está relacionada à proximidade dos fragmentos, à permeabilidade que a matriz apresenta diante do contexto da paisagem e com a presença de corredores e/ou stepping stones, que podem melhorar a conectividade e dessa forma permitir que fragmentos que sofreram com flutuações de populações possam ser recolonizados por indivíduos que permeiem entre a matriz e os fragmentos (Pulliam, 1988; Dunning *et al.* 1992; Taylor *et al.* 1993), evitando assim a extinção local. No entanto, a habilidade da espécie de se movimentar através da paisagem só será possível se a resposta da mesma for positiva quanto à estrutura da paisagem, sendo a espécie capaz de transpor a distância entre as áreas, fator combinado ao risco de predação e a reserva energética de seu organismo – características relacionadas ao comportamento e biologia da espécie, atributo conhecido como conectividade funcional (Taylor *et al.* 1993; Goodwin & Fahrig 2002).

Todos esses elementos podem determinar a probabilidade de colonização entre fragmentos (Baum *et al.* 2004; Fischer & Lindenmayer 2007) e o seu entendimento deve ser priorizado principalmente em ações relacionadas à gestão territorial, incluindo recuperação florestal e criação de corredores ecológicos, com o objetivo de minimizar o isolamento entre fragmentos e aumentar as chances de conservação das espécies a longo prazo (Paese *et al.* 2012; Miller-Rushing *et al.* 2019).

## *2.2 Perda da biodiversidade e serviços ecossistêmicos*

O declínio e flutuações de populações decorrentes muitas vezes da extinção de espécies pode ocasionar a perda de funções e interações ecológicas que estas espécies desempenham no ambiente, modificando assim a dinâmica natural de um ecossistema. Dessa forma, a ocorrência desses processos ecológicos depende do quão íntegro e desenvolvido os ecossistemas se encontram (Costanza *et al.* 1997; Huetting *et al.* 1998).

Espera-se, então, que ecossistemas que estejam em seu estado maduro de desenvolvimento desempenhem funções ecológicas de forma adequada, garantindo benefícios, diretos ou indiretos, que estes proporcionam à sociedade e ao bem-estar

humano, conhecidos como serviços ecossistêmicos (Costanza *et al.* 1997). Tais serviços, consequências socioeconômicas advindas dos processos ecológicos, podem ser divididos em quatro categorias: suporte, provisão, regulação e cultural (Millenium Ecosystem Assessment 2005).

Os serviços de suporte garantem a base e a manutenção dos demais, pois estão relacionados à formação e conservação de características do solo, ciclagem de nutrientes e produção primária. Já os serviços de provisão disponibilizam a oferta de produtos e recursos como recursos hídricos, alimentos, medicinais e madeireiros. Os serviços de regulação, por sua vez, estão atrelados à benefícios obtidos através dos processos naturais como regulação do clima e dos processos erosivos, polinização, dispersão de sementes, controle natural de pragas, entre outros. E por fim, os serviços culturais compreendem àqueles relacionados com o bem-estar, psicológico, individual, e no âmbito social como aspectos estéticos e recreacionais, por exemplo (Millenium Ecosystem Assessment 2005).

Diversos estudos e autores buscam compreender e evidenciam algumas formas na qual a biodiversidade atue diretamente no funcionamento e manutenção dos serviços ecossistêmicos (Balvanera *et al.* 2006; Cardinale *et al.* 2006; Manning *et al.* 2018). Através da manutenção da diversidade de espécies vegetais e animais são garantidos processos complexos como sequestro de carbono e conseqüente regulação climática, manutenção de recursos hídricos, qualidade do solo e das florestas, dispersão de sementes e polinização, papéis essenciais para os processos de regeneração dos ambientes e da dinâmica das florestas (Millenium Ecosystem Assessment 2005; Pardini *et al.* 2005). Outros serviços desempenhados por diversos grupos de animais são regulação e controle de vetores de doenças e pragas agrícolas (Millenium Ecosystem Assessment 2005; Hocking & Babbitt 2014).

Mais especificamente em relação às aves, estas contribuem para todos os quatro tipos de serviços, como por exemplo ciclagem de nutrientes, dispersão de sementes, controle de pragas, polinização e ecoturismo (Costanza *et al.* 1997; Gaston, 2022). Como serviços de suporte, elas colaboram diretamente na ciclagem de nutrientes e na dispersão de sementes, capazes de transportar ambos a longas distâncias se comparadas a outros grupos taxonômicos. Através da dispersão de sementes, as aves

são atores fundamentais no fluxo gênico de plantas e conseqüentemente na dinâmica populacional de ecossistemas, bem como na recuperação da vegetação em áreas degradadas e em processo de restauração florestal (Millenium Ecosystem Assessment 2005; Gaston, 2022).

Adicionalmente, é documentado o papel das aves na polinização (ornitofilia), um serviço ecossistêmico regulador que sustenta a produção agrícola e demais usos antrópicos de culturas vegetais, bem como a manutenção de comunidades vegetais. Mais de 900 espécies de aves são polinizadoras diretas ou indiretas, especialmente nos trópicos (Gaston, 2022), sendo esse um serviço de grande importância na formação de frutos e sementes, que pode ser reduzida drasticamente em determinadas espécies de plantas se as populações de aves desaparecerem.

Apesar da contribuição das aves para os serviços ecossistêmicos ser bastante distinta e dependente de características como diversidade, tamanho corporal, capacidade de mobilidade e comportamento, as aves são um grupo extremamente relevante para a provisão dos serviços ecossistêmicos em geral e que se encontra em constante declínio nas últimas décadas, causado principalmente por mudanças de uso do solo em todo o mundo (Gaston, 2022).

Possivelmente uma das maiores contribuições dentre o amplo conhecimento a respeito dos serviços ecossistêmicos é que ele ressignifica a relação entre o homem e a natureza. A visão sistêmica sobre a importância desses serviços nos faz perceber o quão ações integradas de sociedade, economia e recursos naturais são necessárias para viabilizar o bem-estar das próximas gerações (Bennett *et al.* 2005; Costanza *et al.* 2014; Watson *et al.* 2020). Diante disso, compreender a dinâmica e encontrar maneiras de quantificar esses serviços prestados ainda é muito desafiador, porém, necessário para mitigar impactos antrópicos que possam interferir na avifauna – a nível de população e comunidade e, conseqüentemente, na provisão dos serviços ecossistêmicos e na conservação da biodiversidade.

### *2.3 Avifauna & Grupos Funcionais*

Existe uma grande necessidade para o monitoramento de aves em projetos de conservação. As aves são o grupo de vertebrados mais diverso, possuem hábitos

variados, ocorrem em uma gama imensa de ambientes além de suas funções ecológicas serem amplamente descritas (Sekercioglu 2006; Lynch & Saunders 1991), dentre as quais podemos destacar a dispersão de sementes, polinização, controle de pragas e deposição de nutrientes, fundamentais para o funcionamento dos ecossistemas tropicais (Sekercioglu 2006; Klein *et al.* 2007; Peisley *et al.* 2015; Maas *et al.* 2016; Wenny *et al.* 2016).

Mais especificamente no Brasil, florestas tropicais como a Mata Atlântica, um dos hotspots mundiais de biodiversidade, detém cerca de 200 espécies endêmicas de aves e mais de 100 espécies categorizadas sob algum grau de ameaça (IUCN 2019). Este bioma, no entanto, encontra-se criticamente comprometido (Myers *et al.* 2000), com cerca de 12% de seus remanescentes florestais compostos por fragmentos menores que 100 hectares, constituídos em sua maioria por floresta secundária (Metzger *et al.* 2009) e inseridos em matriz agrícola ou urbana (Ribeiro *et al.* 2009), afetando muitas vezes as funções ecológicas que as aves desempenham no ecossistema.

Diferentes espécies de aves podem responder de formas distintas aos parâmetros estruturais da paisagem, que podem ser decisivos no desaparecimento ou beneficiar a ocorrência de determinadas espécies em uma região (Uezu *et al.* 2005; Vetter *et al.* 2011). Estudos relatam que fatores como o isolamento de habitats e a conectividade da paisagem bem como a permeabilidade da matriz podem influenciar a dinâmica de espécies de aves em ambientes fragmentados, como a Mata Atlântica (Prugh *et al.* 2008; Boscolo & Metzger 2011; Barbosa *et al.* 2017).

O tamanho dos fragmentos também pode ser um fator decisivo para o sucesso do grupo em ambientes altamente fragmentados, pois há evidências que fragmentos menores de 20 hectares são geralmente insuficientes para garantir a viabilidade populacional de comunidades de aves à longo prazo devido à escassez de recursos (Bierregaard & Lovejoy 1989; Martínez-Morales 2005). Em contrapartida, esses fragmentos podem reduzir distâncias funcionais entre remanescentes maiores (Ribeiro *et al.* 2009) e beneficiar espécies capazes de permear a matriz circundante (Fischer & Lindenmayer 2007).

Considerando características intrínsecas das espécies como sua biologia, papéis ecológicos e respostas à fatores ambientais, as aves podem ser categorizadas em grupos funcionais (Coelho *et al.* 2016). Os grupos funcionais são uma representação de um conjunto de espécies com estratégias de sobrevivência e funções ecológicas semelhantes, como também maior ou menor sensibilidade a condições antrópicas, o que as torna mais ou menos susceptíveis à extinções locais (Henle *et al.* 2004; Blaum *et al.* 2011).

Atributos como distribuição geográfica e grau de endemismo (Kattan *et al.* 1994; Christiansen & Pitter 1997; Parker III *et al.* 1996), tamanho corporal (Willis 1979), flexibilidade ao explorar diferentes tipos de ambientes (dependência de ambientes florestais maiores e mais conectados) (Devictor *et al.* 2008; Fahrig 2013), guilda e sua relação com a exploração de recursos (como por exemplo, aves insetívoras e frugívoras) (Kattan *et al.* 1994; Sekercioglu *et al.* 2002), podem explicar a vulnerabilidade de certas espécies de aves às mudanças na estrutura e composição de habitats, segundo diversos estudos (Sekercioglu *et al.* 2002; Ribon *et al.* 2003; Uezu *et al.* 2005).

Entretanto, a ocorrência de espécies mais generalistas, com maior mobilidade e capacidade de dispersão, conseqüentemente menos dependentes de ambientes florestais, pode ser não afetada ou até beneficiada por habitats fragmentados inseridos em matrizes agrícolas (Edenius & Sjöberg 1997; Sekercioglu 2012; Coelho *et al.* 2016; Barbosa *et al.* 2017; De Camargo *et al.* 2018).

Diante disso, é evidente a importância de estudos que proporcionem o entendimento da dinâmica de distribuição das espécies juntamente com as funções que estas desempenham nos ambientes, pois podem servir como indicadores de qualidade de habitats e subsidiar ações relacionadas ao manejo e restauração de áreas degradadas, bem como conservação de remanescentes-chave para a manutenção de determinadas populações e conseqüentemente provisão dos serviços ecossistêmicos associados.

#### 2.4 Utilização de gravadores autônomos para monitoramento da avifauna

Novas técnicas de levantamento de espécies e de monitoramento de fauna vem sendo desenvolvidas nas últimas décadas, decorrentes do avanço de novas tecnologias e da necessidade de ampliar a nossa capacidade de compreender os processos ecológicos em uma escala temporal e espacial mais abrangente (Acevedo & Villanueva-Rivera 2006; Aide *et al.* 2013).

Nesse sentido, técnicas como o monitoramento acústico passivo da biodiversidade permitem estimar a abundância ou a densidade populacional da fauna através da detecção de vocalizações produzidas pelos animais (Marques *et al.* 2012), além de detectarem sons produzidos por elementos geofísicos e por atividades humanas (Schmeller *et al.* 2017). A combinação destes elementos num contexto acústico caracteriza uma paisagem sonora, na qual pode refletir mudanças ao longo do tempo e do espaço e assim inferir sobre como a biodiversidade responde aos impactos antrópicos (Dawson & Efford 2009; Deichmann *et al.* 2017; Schmeller *et al.* 2017).

Os gravadores de áudio autônomos além de realizarem o monitoramento acústico em tempo integral, são considerados uma solução economicamente viável para amostragem. Eles são capazes de produzir um volume bastante expressivo de dados, além de manter o registro permanente das espécies detectadas. Outro atrativo é que sua amostragem é capaz de abranger diversos táxons animais simultaneamente (Aide *et al.* 2013) justamente porque na maioria dos ecossistemas uma grande porção da fauna emite vocalizações espécie-específicas por diversas razões como comunicação intra e interespecífica, orientação (Marler & Slabbekoorn 2004), detecção e localização de presas e predadores (Richardson *et al.* 1995).

Um número crescente de estudos bioacústicos vem sendo publicado nas últimas décadas com múltiplas implicações para a conservação como monitoramento da dinâmica e padrões de atividade das espécies (Ospina *et al.* 2013), mudança na distribuição de espécies (Campos-Cerqueira *et al.* 2017) e a fim de documentar os impactos antrópicos (Deichmann *et al.* 2017). Isso demonstra como essas abordagens podem contribuir para a compreensão da dinâmica ecológica das espécies frente às modificações provocadas pelo homem além de servirem como estratégia para avaliação da biodiversidade em uma escala temporal e espacial ampla.

## 2.5 Modelos de Ocupação de Espécies

O interesse em como espécies e comunidades respondem às mudanças na disponibilidade de recursos ao longo do tempo e do espaço é bastante recorrente em pesquisas ecológicas.

Nessa perspectiva, um dos métodos mais tradicionais para obter informações relacionadas à essas perguntas são os métodos de marcação e recaptura de indivíduos ou grupos (Gerber *et al.* 2019). Entretanto, quando a utilização desses métodos é inviável ou quando o principal interesse da pesquisa está em padrões de ocorrência de espécies ou na proporção de ocupação de uma determinada área de estudo por espécies-alvo, os modelos de ocupação têm se mostrado uma alternativa bastante interessante e elucidativa sobre as associações da ocorrência de espécies e variáveis ambientais (MacKenzie *et al.* 2017; Gerber *et al.* 2019).

Juntamente com os avanços tecnológicos em bioacústica, houve um aumento recente no desenvolvimento e aplicação dos modelos de ocupação propostos por MacKenzie *et al.* (2002), permitindo testar hipóteses biológicas e entender como os preditores ambientais afetam as probabilidades de ocupação e detecção de espécies a partir de estimativas mais precisas em seus habitats naturais, a partir do uso de dados de detecção/ não detecção (Mackenzie *et al.* 2002, 2003, Gerber *et al.* 2019, Kéry *et al.* 2010). Nesse sentido, dados coletados através do uso de métodos de monitoramento acústico passivo têm sido muito utilizados, pois permitem a criação de uma matriz robusta de presença ou ausência de espécies por localidade, onde diversos taxons podem ser amostrados em diferentes localidades simultaneamente.

A abordagem de ocupação permite que a probabilidade de um lugar estar ocupado seja estimada e ao mesmo tempo considera a detecção imperfeita das espécies, comum em qualquer método de contagem e amostragem de espécies. Além disso, é possível relacionar covariáveis específicas do local que podem ser assertivos em relação à ocorrência das espécies. Outro ponto positivo é que a unidade amostral pode variar, não focando só no indivíduo, mas sim nos sítios de ocupação, definidos como base no objetivo do estudo (por exemplo, um grid de parcelas, fragmentos, locais de instalação de câmeras trap ou gravadores, transectos etc.) (Gerber *et al.* 2019; Paixão 2022).

À vista disso, é evidente o aumento de estudos utilizando essa ferramenta nos últimos anos, a fim de prever os padrões de ocupação e detecção de diversos taxons como mamíferos, aves e anfíbios em uma vasta gama de ambientes, que vai desde florestas tropicais a florestas secas (Kennedy *et al.* 2011; Campos-Cerqueira *et al.* 2017; Einoder *et al.* 2018; Ribeiro Jr *et al.* 2017, 2018). Diversas abordagens vêm sendo exploradas, como quantificar os efeitos da fragmentação do habitat (Gerber *et al.* 2012), avaliar diferenças na ocorrência em várias escalas e comparar diferentes métodos de detecção (Nichols *et al.* 2008), estimar a prevalência de patógenos (Lachish *et al.* 2012), entre outros.

Frente aos desafios atuais como mudanças climáticas, de ocupação e desenvolvimento territorial, ferramentas como os modelos de ocupação podem ser úteis para entender padrões de ocupação de espécies-chave e balizar ações de restauração e recuperação de ambientes naturais, extremamente importantes para a conservação de espécies e manutenção de serviços ecossistêmicos.

### **3 OBJETIVOS**

O *objetivo geral* do presente estudo foi avaliar a influência de parâmetros da paisagem, tais como: tipo de matriz, tamanho de fragmentos, grau de conectividade e qualidade da floresta de forma aditiva sobre a avifauna em uma região altamente fragmentada de Mata Atlântica, bioma criticamente ameaçado. De forma complementar, queremos entender se esses mesmos parâmetros podem prever padrões de ocupação e distribuição de *Pteroglossus castanotis*, *Pyriglena leucoptera* e *Trogon surrucura*, três espécies de aves com hábitos florestais em geral destacadas pela literatura por sua vulnerabilidade, sendo estas afetadas pela fragmentação e perda de habitats.

Como *objetivos específicos*,

- Testar quais parâmetros de estrutura e composição da paisagem afetam a composição e a diversidade de aves da região;
- Testar quais grupos funcionais respondem à fragmentação de habitats (quais guildas são mais sensíveis) e relacioná-los com as funções ecológicas que estes desempenham no ambiente;

- Determinar a probabilidade de ocupação de *Pteroglossus castanotis*, *Pyriglena leucoptera* e *Trogon surrucura* e sua relação com as variáveis da paisagem, testadas anteriormente.

Dessa forma, nossas hipóteses são de que o mesmo contexto de paisagem pode ser percebido de formas distintas para diferentes grupos funcionais, com base em sua dependência florestal. Esperamos que grupos funcionais com maior dependência florestal respondam positivamente a fragmentos maiores e mais conectados, pois em geral abrigam espécies mais sensíveis a alterações da paisagem. Já grupos funcionais compostos por espécies mais generalistas e, portanto, com menor dependência florestal podem ser favorecidos por fatores como menor conectividade e áreas com menor cobertura florestal. Além disso, por meio dos modelos de ocupação das espécies, esperamos entender como espécies sensíveis à fragmentação ocupam a paisagem e quais os parâmetros da paisagem podem ser determinantes às probabilidades de ocupação encontradas (Figura 1).



Figura 1. Infográfico representando as hipóteses do presente estudo.

## **4 MATERIAIS E MÉTODOS**

### *4.1 Área de estudo*

A área deste estudo abrange os municípios de Estrela do Norte, Euclides da Cunha Paulista, Mirante do Paranapanema, Narandiba, Pirapozinho, Presidente Bernardes, Presidente Epitácio, Rosana, Sandovalina, Taciba, Tarabai e Teodoro Sampaio, região denominada Pontal do Paranapanema, situada no extremo Oeste do Estado de São Paulo e se estendendo por cerca de 630 mil hectares. Esta região está localizada entre as coordenadas 22,477° S, 52,487° O e 22,625° S, 52,330° O), cuja delimitação está a oeste pelo rio Paraná e ao sul pelo rio Paranapanema (Figura 2), abrangendo em sua totalidade mais de 30 municípios.

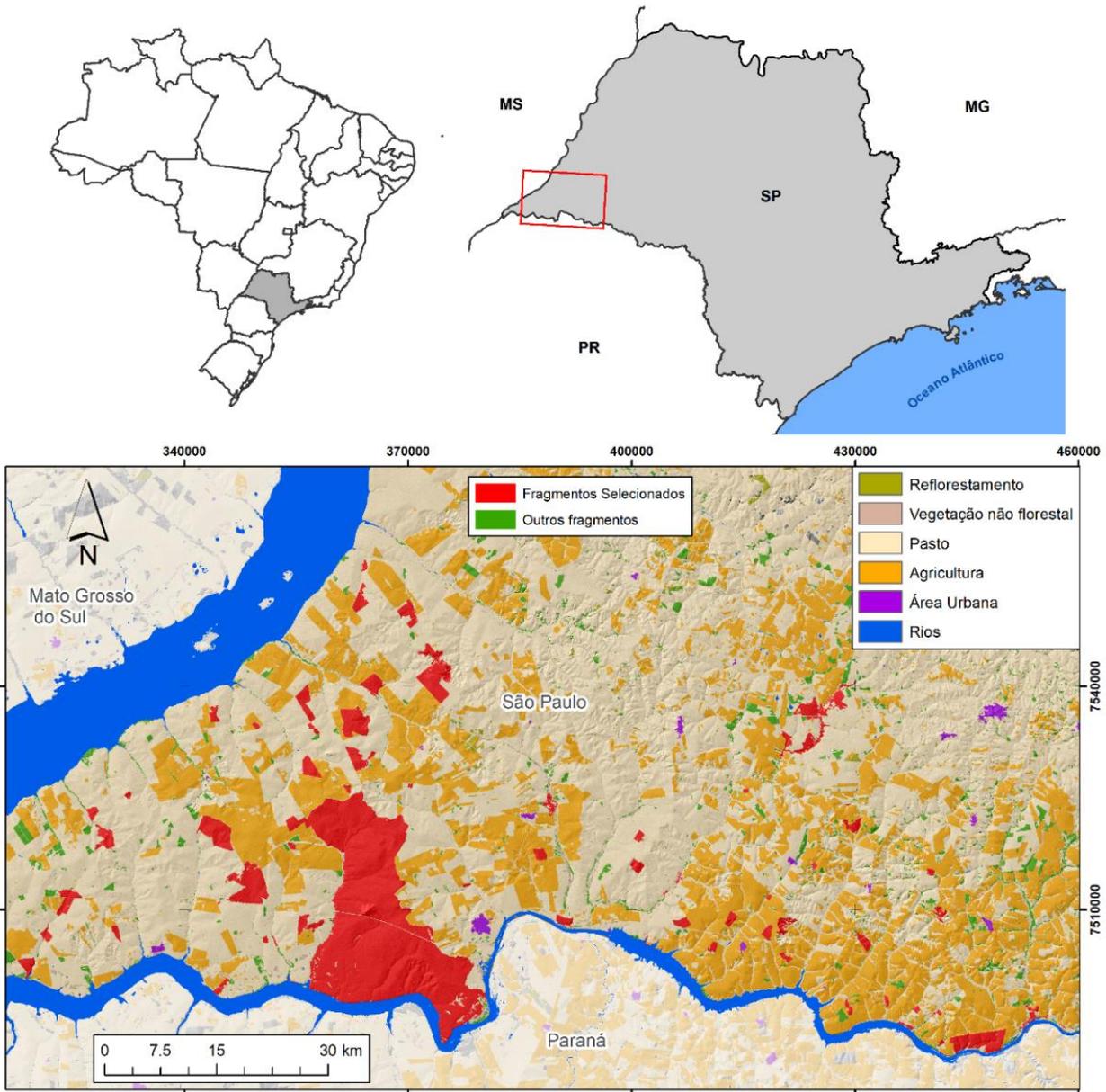


Figura 2. Localização da área de estudo e dos fragmentos florestais selecionados na região do Pontal do Paranapanema, SP.

A vegetação predominante é a Floresta Estacional Semidecidual Submontana, considerada um dos subtipos mais ameaçados de Mata Atlântica (Ribeiro *et al.* 2009). A região geomorfológica a qual pertence é denominada Planalto Ocidental e é caracterizada pela presença de colinas e morretes rochosos do Grupo Bauru, constituídas por formações predominantemente areníticas e relevo uniforme (SMA 1999). O clima é subtropical úmido (Cfa) segundo a classificação de Köppen, com

médias anuais de temperatura em torno de 22°C e 1400mm de pluviosidade (De Faria 2006).

É importante ressaltar que o Pontal do Paranapanema abriga duas relevantes Unidades de Conservação (UCs), o Parque Estadual do Morro do Diabo (PEMD) – com cerca de 36 mil hectares, o maior remanescente de Floresta Estacional Semidecidual do Estado do Estado de São Paulo, e a Estação Ecológica do Mico-leão-preto (ESEC-MLP), totalizando 6.670 hectares divididos em quatro fragmentos, considerada pelo Ministério do Meio Ambiente uma região de alta importância biológica e prioritária para ações de conservação (Portaria MMA nº9 de 23/01/2007). Adjacentes às UCs encontram-se fragmentos florestais cujo tamanho varia entre 10 a 2 mil hectares, a maioria situados em propriedades privadas ou em assentamentos rurais (Uezu & Metzger, 2016).

A região também possui um histórico recente, porém bastante intenso, de dinâmica de uso e ocupação do solo, cuja perda de habitats e fragmentação florestal iniciou-se a cerca de 70 anos atrás (Uezu & Metzger, 2016). Atualmente a paisagem local é composta predominantemente por pasto (54,1%) com áreas fragmentadas de vegetação nativa (15,6%) e uso agrícola (15,5%) principalmente pelo cultivo de cana-de-açúcar (9,8%) (Paese *et al.* 2012).

#### *4.2 Seleção de remanescentes florestais e parâmetros da paisagem*

Com base na composição e configuração da paisagem, foram previamente selecionadas 10 áreas no interior do PEMD (área controle) e 62 fragmentos florestais, categorizados de acordo com o tamanho (variando de 10 a 2 mil hectares), Índice Integral de Conectividade (dIIC - com raio de busca de 2000 m), índice de matriz de uso do solo (baseado em cana-de-açúcar e pastagem, principais usos do solo da região) (Figuras 3 e 4) e qualidade dos remanescentes florestais (análises de métricas relacionadas à cobertura florestal e biomassa, como *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI)).

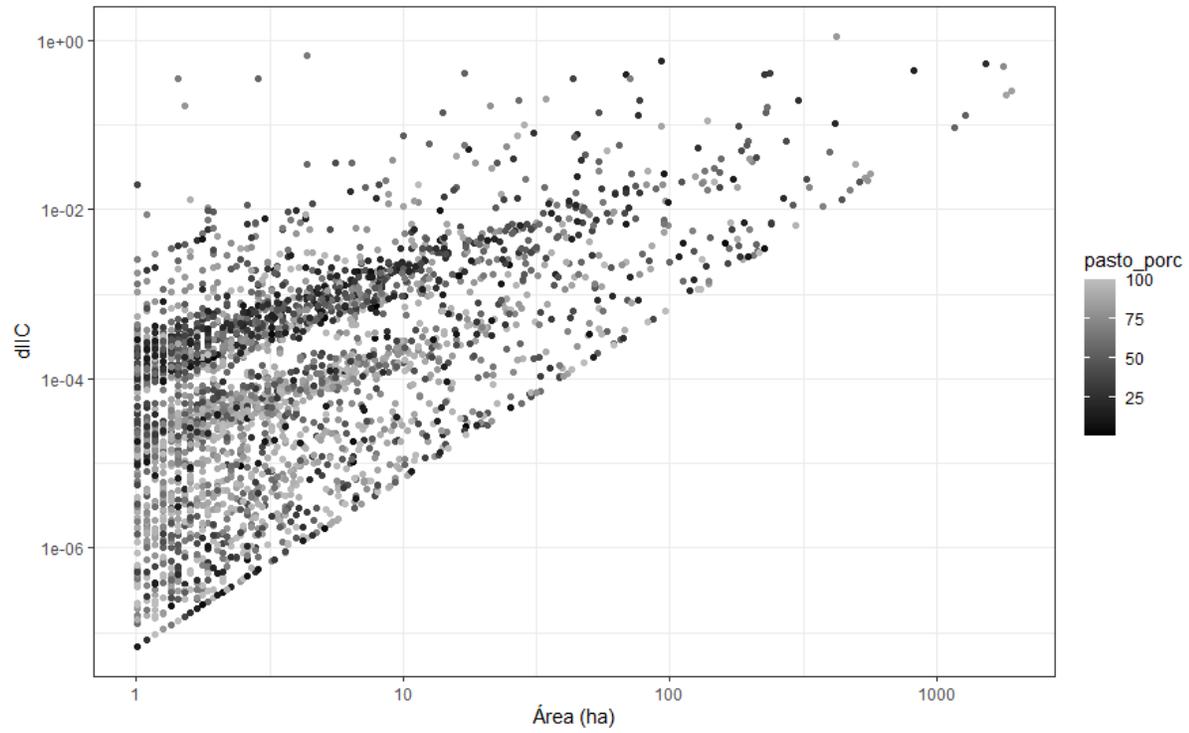


Figura 3. Variação da área (ha), grau de conectividade (dIIC) e porcentagem da cobertura de pasto (predominante, com buffer de 1000 m) dos fragmentos da região do Pontal do Paranapanema/SP.

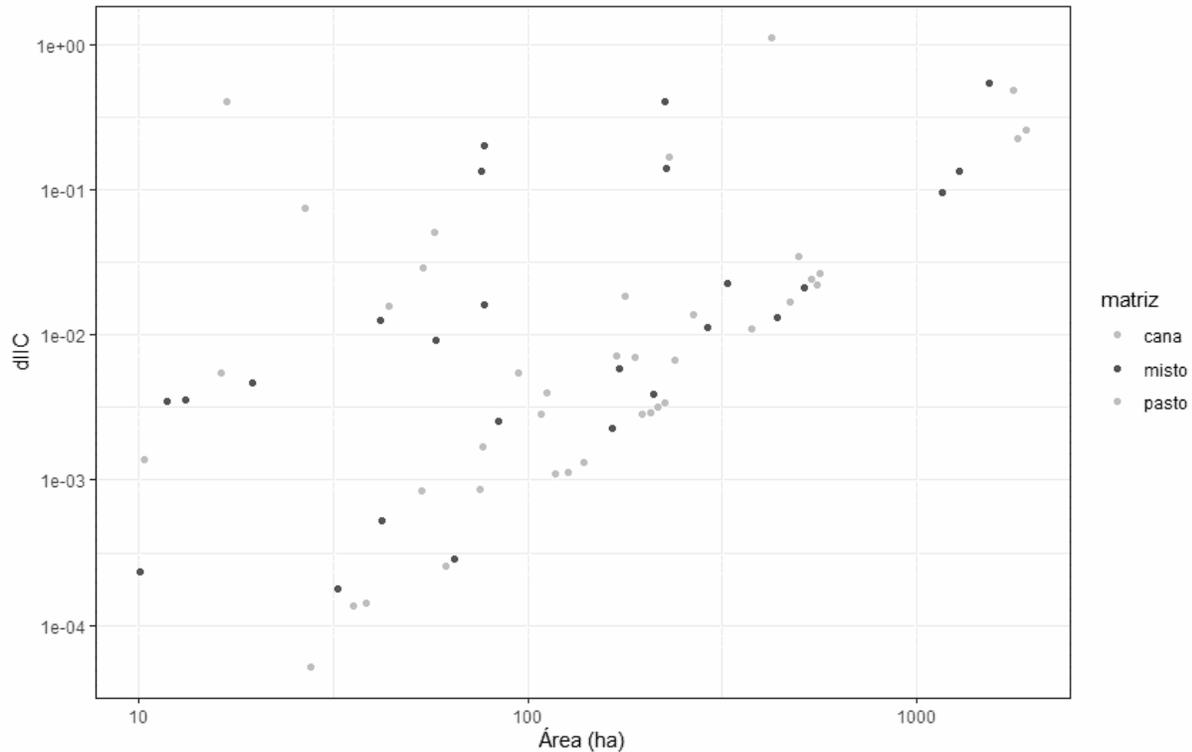


Figura 4. Variação da área (ha), grau de conectividade (dIIC) e tipo de matriz em que os fragmentos selecionados para o estudo estão inseridos (buffer de 1000m); região do Pontal do Paranapanema/SP.

Para inferir a respeito da conectividade entre os fragmentos, optamos por utilizar o *Índice Integral de Conectividade (IIC)* (Pascual-Hortal & Saura, 2006), medida que tem se mostrado bastante eficiente, pois através da distância de dispersão potencial consegue classificar cada fragmento de acordo com sua importância na conectividade da paisagem, considerando como base o tamanho e a proximidade dos fragmentos (Pascual-Hortal & Saura, 2006; Saura & Rubio, 2010). Como resultado, obtém-se o valor de importância de cada fragmento para manter a conectividade de acordo com diferentes métricas, calculadas a partir da porcentagem de variação no valor da métrica que ocorre quando esse nó (fragmento) é removido do gráfico de paisagem.

O valor do dIIC pode variar de 0 a 1, aumentando à medida que a paisagem se encontra mais conectada. Este índice é calculado para toda a paisagem de interesse, ponderando tanto o valor de vegetação remanescente quanto o número de conexões entre os fragmentos de uma determinada capacidade de dispersão de um organismo:

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j / (1 + nl_{ij})}{A_L^2}$$

Onde:

$n$ : número total de nós na paisagem

$a_i$ : área do fragmento  $i$ ;

$a_j$ : área do fragmento  $j$ ;

$nl_{ij}$ : é o número de conexões entre o fragmento  $i$  e  $j$

$A_L$  é a área total da paisagem.

A partir do valor de IIC é possível calcular um índice relacionado a cada fragmento (dIIC), representando a variação do IIC, caso os fragmentos sejam removidos ou inseridos na paisagem (Pascual-Hortal & Saura, 2006; Saura & Rubio, 2010), representado pela equação:

$$dIIC(\%) = \frac{I - I'}{I} \times 100$$

Onde:

$I$ : valor do IIC da paisagem de interesse;

$I'$ : valor do IIC após a remoção de um fragmento

Para o cálculo do dIIC foram testados limites de 500 a 2000m de distância entre os nós (fragmentos), considerando assim que os pares de nós separados por uma distância maior que a distância limite estivessem diretamente desconectados, enquanto a conexão foi atribuída entre os nós com uma distância inferior a 500, 1000 e 2000m ou igual a esse limite.

Sabemos que a conectividade estrutural varia muito entre as espécies, e que cada espécie tende a ter uma resposta distinta se analisadas separadamente. Entretanto e, considerando a paisagem do Pontal do Paranapanema uma paisagem extremamente fragmentada, consistindo em fragmentos muito distantes um dos outros, optamos por

testar essas três distâncias a fim de obter respostas mais direcionadas à comunidade de aves como um todo.

Para avaliar os *tipos de matriz de uso do solo*, optamos pelo Índice do tipo de matriz, calculado através da fórmula baseada no mapa de cobertura e uso do solo, onde:

$$\frac{\text{Pasto\_area} - \text{Cana\_area}}{\text{total\_area\_paisagem}}$$

Sendo que os números negativos indicam que há mais cana-de-açúcar do que pasto, e números positivos mais pasto do que cana-de-açúcar na paisagem. Assim, 1 = 100% matriz de pasto, -1 = 100% matriz de cana e 0 = 50%/ 50%.

Já o índice associado à *qualidade dos remanescentes florestais* foi o *Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)*, frequentemente utilizado entre os índices de vegetação e amplamente empregado para monitoramentos fenológicos, classificação da vegetação, parâmetros estruturais, entre outros usos (Huete 1999). É um índice padronizado que permite gerar uma imagem que apresenta o verdor, associada à biomassa relativa. A função NDVI então cria um conjunto de dados de banda única com base na diferença entre as bandas vermelhas e infravermelhas, considerando o contraste entre as características de duas bandas a partir de um conjunto de dados multiespectrais (Lillesand *et al.* 2004).

A reflexão diferencial nas bandas de vermelho e infravermelho permite monitorar a densidade e intensidade do crescimento da vegetação, usando a refletividade espectral da radiação solar. O NDVI é calculado de acordo com a seguinte fórmula:

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

Onde

IR = valores de pixel da banda infravermelha

R = valores de pixel da faixa vermelha

Esta equação gera uma imagem com valores que variam de -1 a +1, sendo que valores mais próximos de 1 indicam maior presença de vegetação (Baret & Guyot, 1991). Este índice foi calculado para a área de estudo utilizando os softwares ArcGis 10.8, Quantum GIS 3.3 e Google Engineer com base em imagens de satélite Sentinel-2

com resolução de 10 m (Figura 5). Ele foi extraído através do R versão 4.2.1 (R Core Team 2020) usando o pacote “*raster*” (Hijmans 2022).

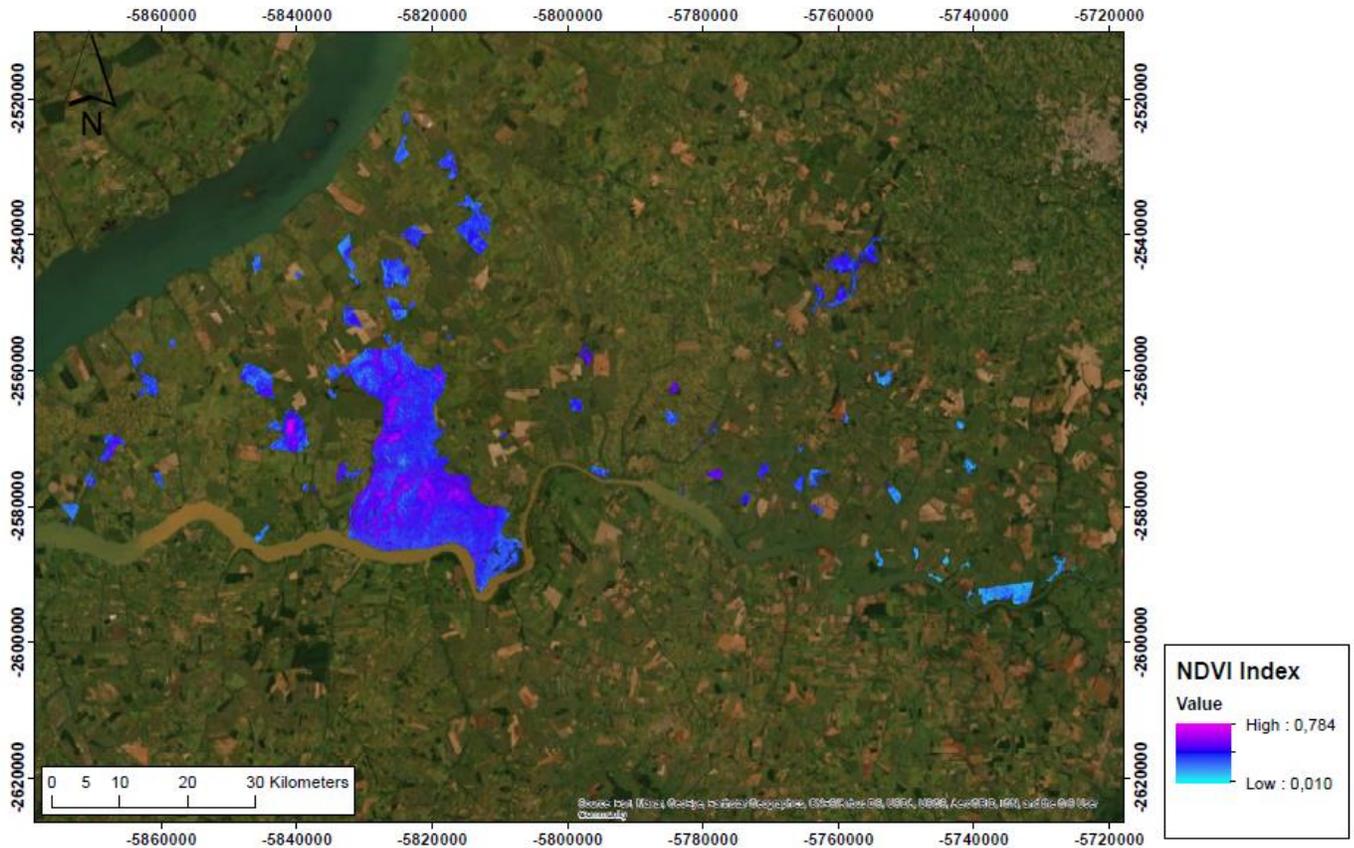


Figura 5. Gradiente de valores NDVI para os fragmentos que compõem a área de estudo, Pontal do Paranapanema/SP.

Assumindo que as unidades amostrais nesse estudo são os pontos de instalação dos gravadores e a fim de refletir a realidade dentro destas, foi aplicado um buffer de 100 m ao redor do ponto (aproximadamente o alcance de detecção efetivo dos gravadores AudioMoth) e extraída a média dos valores do NDVI por cada ponto amostral usando a ferramenta *Zonal Statistics* no ArcGis10.8.

#### 4.3 Levantamento da Avifauna

A comunidade de aves presente na área amostral foi amostrada através do *monitoramento acústico passivo* desse grupo, onde foram utilizados sistemas automatizados de gravação digital. Foram instalados gravadores acústicos automatizados (AudioMoth 1.14) (Hill *et al.* 2018) nas áreas previamente selecionadas

de acordo com parâmetros da paisagem descritos anteriormente. O número de gravadores instalados por área amostral variou de acordo com o tamanho dos fragmentos. Foram instalados no máximo 6 unidades em fragmentos maiores, e no mínimo 2 gravadores em fragmentos de menor área, distribuídos da maneira uniforme.

O monitoramento acústico passivo foi realizado entre os meses de novembro de 2020 a fevereiro de 2021 (Figura 6), durante a temporada reprodutiva da maioria dos Passeriformes da região Sudeste e Centro-Oeste do Brasil, coincidindo com maior disponibilidade de alimentos em regiões tropicais sazonais, transição entre a estação seca e chuvosa e, conseqüentemente, maior atividade vocal da avifauna (Piratelli, 1999; Marini & Durães, 2001), possivelmente aumentando a probabilidade da obtenção de registros vocais.

Os gravadores foram posicionados em árvores a uma altura de 1,5 m do solo e programados para gravar um minuto de áudio a cada 10 minutos, totalizando 144 minutos de gravações por dia, a uma taxa de amostragem de 48Hz (LeBien *et al.* 2020). Sua instalação se deu no interior dos fragmentos, respeitando uma distância mínima de 100m entre eles, bem como da borda do fragmento a fim de evitar a interferência de ruídos de estradas, veículos e a sobreposição de áreas sob interferência das gravações, de modo que a distância mínima entre os locais foi suficiente para garantir a independência da amostra (Campos-Cerqueira *et al.* 2019) (Figura 7).



Figura 6. Instalação de gravadores portáteis Audiomoth 1.14. A) Gravador preparado para instalação no campo, com capa impermeável. B) Instalação dos gravadores em campo. C e D) Gravadores devidamente instalados.

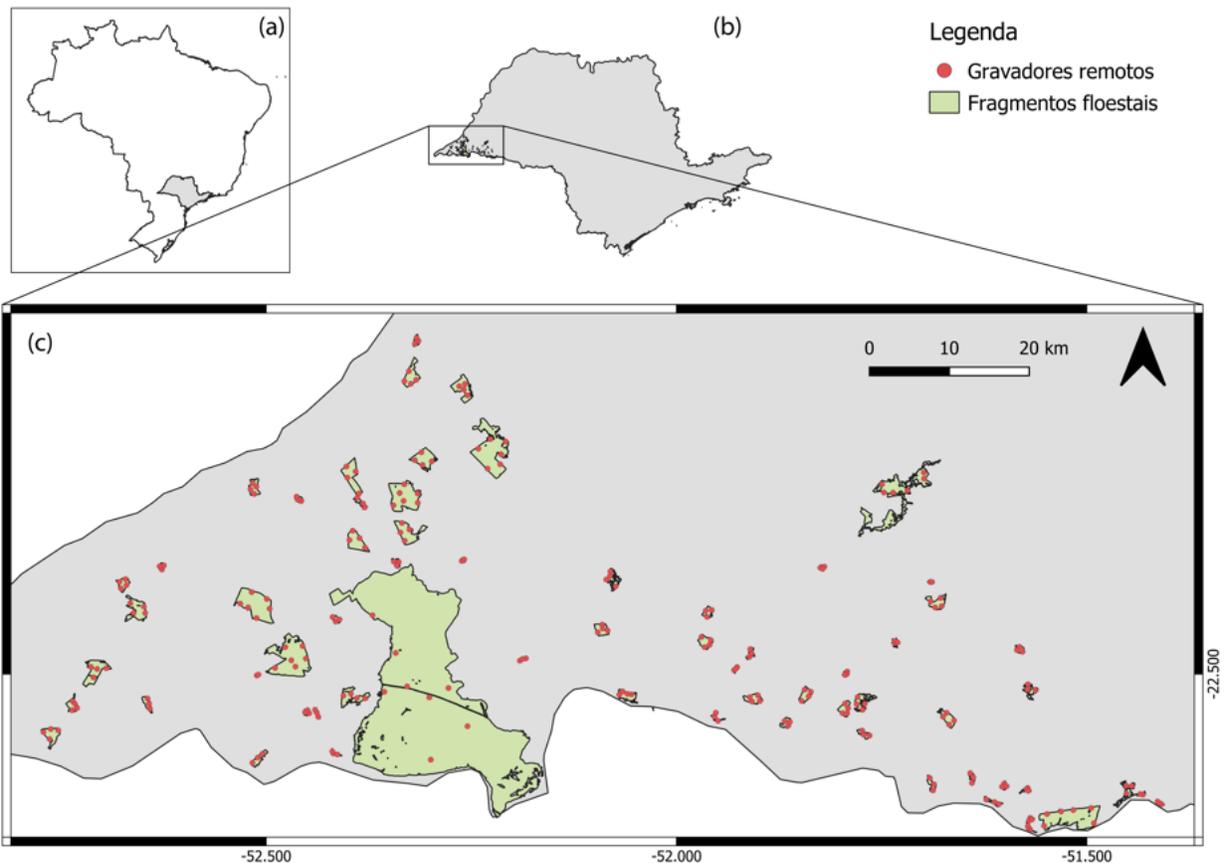


Figura 7. Disposição dos gravadores nos fragmentos florestais. Pontal do Paranapanema/SP.

Todas as espécies registradas na amostragem foram categorizadas em grupos funcionais, cujos atributos selecionados estão relacionados com as funções ecológicas que as espécies desempenham no ambiente e com características que determinam a susceptibilidade destas à redução de habitats e parâmetros da paisagem, testados e descritos em estudos anteriores (Willis 1979; Parker III *et al.* 1996; Sekercioglu *et al.* 2002; Uezu 2006). Sendo assim, os atributos considerados foram: grau de endemismo na Mata Atlântica, categorizadas em endêmicas ou residentes (Parker III *et al.* 1996); flexibilidade no uso de diferentes tipos de floresta, um a dois tipos, três a quatro e cinco a seis tipos (Parker III *et al.* 1996); guilda, sendo carnívoras, frugívoras, insetívoras ou onívoras (Willis 1979) e sensibilidade a alterações antrópicas, classificadas com alta, média ou baixa sensibilidade de acordo com Parker III *et al.* 1996.

#### 4.4 Análise dos dados

##### 4.4.1 Análise das Gravações

As gravações de dois dias não consecutivos de cada localidade amostrada (ou seja, o primeiro e o último dia de levantamento) foram ouvidas e os espectrogramas inspecionados manualmente, com a finalidade de criar uma lista de espécies da área de estudo. Todas as gravações foram também armazenadas e suas análises realizadas através da plataforma de análises acústicas ARBIMON – *Automated Remote Biodiversity Monitoring Network* (Aide *et al.* 2013) e estão disponíveis no Projeto “Sounds of Atlantic Forest” (<https://arbimon.rfcx.org/project/sounds-of-atlantic-forest/dashboard>). A plataforma tem como base a tecnologia de análise acústica desenvolvida para monitorar paisagens sonoras (Holmes *et al.* 2014; Farina *et al.* 2011; Pijanowski *et al.* 2011).

Com base no conhecimento prévio de repertórios sonoros das espécies-alvo da região (Uezu 2006), um ou dois tipos de vocalizações mais comuns de cada espécie registrada são escolhidos como referência. O recurso ARBIMON *Visualizer* (Figura 8) é então utilizado pelo usuário para pesquisar espectrogramas de áudio como exemplos de alta relação sinal-ruído de cada tipo de vocalização de referência. A partir da identificação desses tipos de vocalizações, foram inseridas caixas delimitadoras de tempo-frequência e rotuladas por espécie e tipo de chamada (*templates*), utilizadas posteriormente e de forma semiautomática pela plataforma para a identificação das espécies de ocorrência em cada local amostrado. Os metadados resultantes foram armazenados na Plataforma.

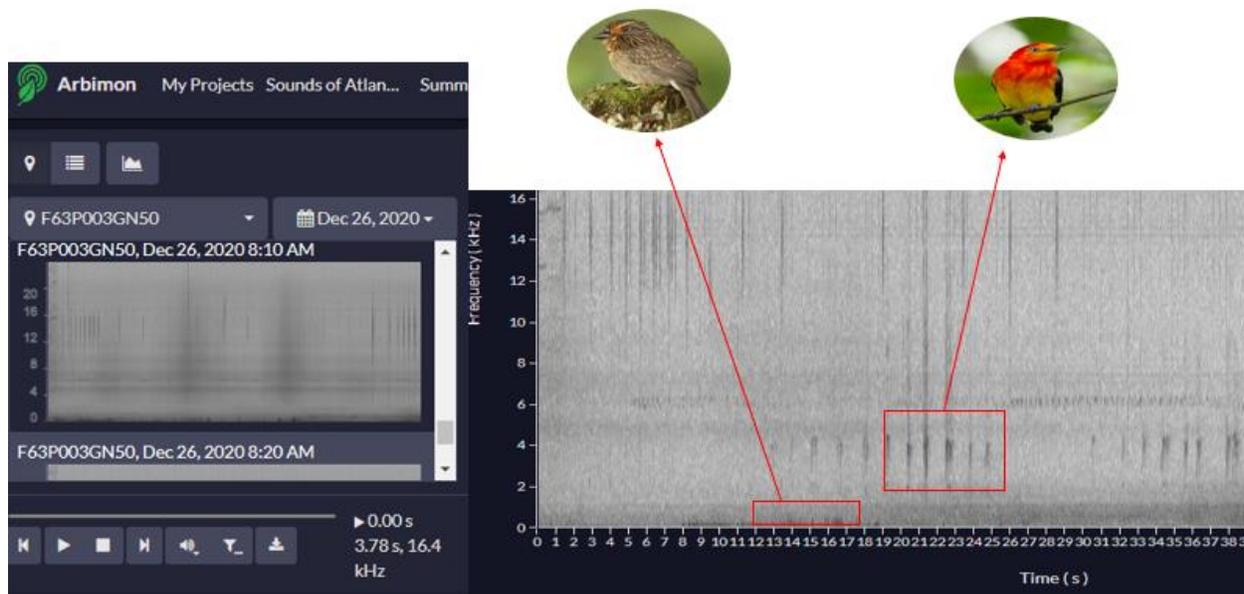


Figura 8. Representação do recurso Arbimon *Visualizer*, espectrograma e a ocorrência de vocalizações de duas espécies de aves registradas no Pontal do Paranapanema/SP.

Após a identificação das vocalizações de referência e de sua validação manual, o recurso ARBIMON *Pattern Matching* (LeBien *et al.* 2020) (Figura 9) foi utilizado para extrair dados de presença e ausência das espécies identificadas por localidade, com base na abordagem do modelo de correspondência dos *templates* criados. Este recurso pesquisa automaticamente a ocorrência das espécies nas gravações de áudio através de uma lista de reprodução de vocalizações (*playlists*) nas localidades de interesse, detectando sinais localizados no tempo com uma correlação igual ou superior a um limite atribuído pelo usuário (*threshold*).

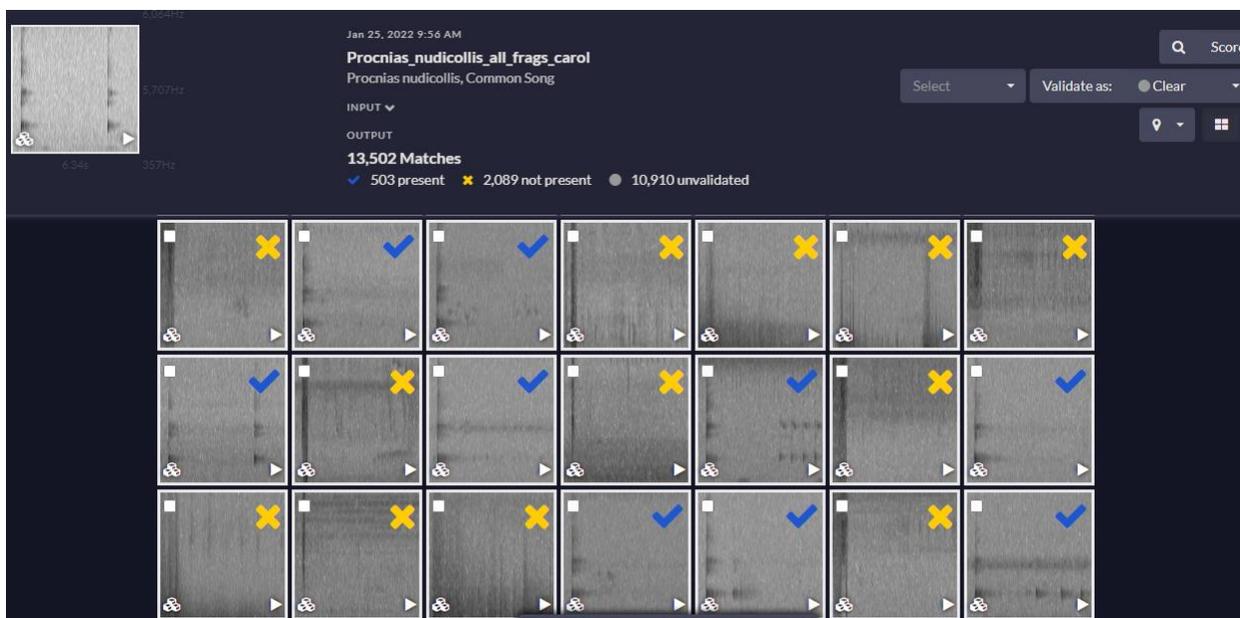


Figura 9. Análises utilizando o recurso *Pattern matching* no Arbimon.

Dois *playlists* foram utilizadas para criar os modelos de *Pattern matching*: uma *playlist* diurna, com todas as gravações das 5h às 18h, e uma *playlist* noturna, com todas as gravações das 18h às 5h, dependendo dos hábitos das espécies detectadas. Durante a validação manual das espécies, o filtro *Best site per day* (que exibe a região de interesse com melhor pontuação por dia e por localidade) foi utilizado para aumentar a acurácia dos dados de detecção e não detecção a serem utilizados para gerar os modelos de ocupação das espécies selecionadas e possibilitar o uso futuro de recursos de inteligência artificial, como as redes neurais convolucionais (CNN) (LeBien *et al.* 2020).

Os parâmetros utilizados para as análises de *Pattern matching* estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros utilizados no Arbimon *Pattern matching*.

<i>Threshold</i>	0.2
Nº de correspondência (matches) por gravação	3
Nº de correspondência (matches) por unidade amostral	Sem limites

Com isso, os recursos ARBIMON *Visualizer* e *Pattern matching* permitiram a criação de uma base de dados eficiente para a análise e detecção semiautomática de espécies em todo o volume de gravações, gerando dados relacionados à diversidade (número de espécies, ou seja, diversidade alfa) e ocorrência (presença e ausência) das espécies de aves na área de estudo.

#### 4.4.2 Diversidade de aves & Parâmetros da Paisagem

A partir dos registros de presença e ausência das espécies, foram calculados os índices de diversidade das espécies (riqueza e diversidade de Shannon) e dos grupos funcionais. Comparamos o índice de diversidade de Shannon para os diferentes tamanhos dos fragmentos (classificados em pequenos, médios e grandes) para verificar se havia diferença entre eles. Para isso, foram realizadas análises de variância (ANOVA) e Kruskal-Wallis (Zar 1996).

O teste de Qui-quadrado foi utilizado para verificar se os diferentes grupos funcionais possuem associações entre eles e sensibilidades distintas a alterações de habitats.

Avaliamos através da matriz de correlação de Pearson os parâmetros de estrutura e composição da paisagem, e verificamos uma alta correlação entre o tamanho dos fragmentos (área) e os índices de conectividade (dIIC 500m, dIIC 1000m e dIIC 2000m;  $r$  de Pearson  $> 0.7$ ) (Tabela 2). Sendo assim, para as análises subsequentes, optamos por utilizar apenas a distância de 2000m do índice integral de conectividade (dIIC 2000m) – a maior distância, pois acreditamos que devido a região ser bastante fragmentada e com fragmentos muito distantes entre eles, essa distância poderia refletir mais a relação entre os demais critérios da paisagem e a comunidade de aves da região.

Tabela 2. Matriz de correlação de Pearson. Em negrito, variáveis altamente correlacionadas ( $r > 0.5$ ).

	area_ha	média_ndvi	diic_500m	diic_1000m	diic_2000m	ind_matriz
area (ha)	*	*	*	*	*	*
média ndvi	0.088745	*	*	*	*	*
diic 500m	<b>0.997616</b>	0.074866	*	*	*	*

diic 1000m	<b>0.997621</b>	0.074774	<b>0.99997</b>	*	*	*
diic_2000m	<b>0.998667</b>	0.078124	<b>0.999544</b>	<b>0.999553</b>	*	*
ind matriz	0.068332	-0.15543	0.055911	0.056912	0.060857	*

Para entender os efeitos das variáveis da paisagem sobre a diversidade e composição das espécies, bem como dos grupos funcionais, construímos modelos lineares generalizados (GLM) (Dobson & Barnett 2008) com distribuição de *Poisson*, considerando como variáveis resposta a riqueza total de espécies e a riqueza dos grupos funcionais, onde foram propostos 8 modelos diferentes para cada uma das variáveis resposta (Tabela 3). Todas as variáveis contínuas foram padronizadas (média = 0 e variância = 1) antes das análises de dados através da função *scale* (R Core Team 2022).

Tabela 3. Modelos testados para variáveis da paisagem em função de riqueza de espécies e riqueza de grupos funcionais.

Nº	Modelos
1	nulo (~1)
2	y = diic_2000m
3	y = ind_matriz
4	y = ndvi
5	y = diic_2000m + ind_matriz
6	y = diic_2000m + ndvi
7	y = ind_matriz + ndvi
8	y = diic_2000m + ind_matriz + ndvi

A seleção dos modelos que melhor explicam a variação das variáveis respostas foi baseada no critério da informação de Akaike (*AIC – Akaike’s Information Criterion*) e seus parâmetros derivados (Burnham & Anderson 2004). Esse método ordena os modelos propostos e identifica aqueles mais plausíveis de serem selecionados, considerando o conjunto de dados em questão e os parâmetros derivados, como: AICc, que faz a estimativa de distância de cada modelo em relação ao modelo mais próximo do “real”, sendo corrigido para amostras pequenas; o  $\Delta AIC$ , definido como a diferença entre o AICc do modelo mais parcimonioso e o AICc de todos os modelos gerados; o wAIC, que é o peso de Akaike e representa a chance de seleção do modelo, variando

de 0 a 1 (Symonds & Moussali, 2011). Todas as análises foram realizadas no R versão 4.2.1 (R Core Team 2022).

#### 4.4.3 Modelos de ocupação de espécies-chave

Com base nas espécies amostradas na região através do monitoramento acústico passivo, foram escolhidas três espécies de aves com hábitos florestais destacadas pela literatura por sua sensibilidade à fragmentação e perda de habitats (Parker III *et al.* 1996; Uezu & Metzger 2011), consideradas indicadoras de ambientes conservados.

*Pteroglossus castanotis* (araçari-castanho) pertence à família Ramphastidae e é um frugívoro e dispersor de sementes de grande porte. Considerado escasso, de ocorrência localizada em dossel e bordas de matas, amostrado principalmente em fragmentos médios e grandes (Figura 10).

*Pyriglena leucoptera* (papa-taoca-do-sul) pertence à família Thamnophilidae, endêmica da Mata Atlântica e insetívora, de ocorrência mais ampla nos fragmentos da região (Figura 10).

*Trogon surrucura* (surucuá-variado) pertence à família Trogonidae, espécie endêmica da Mata Atlântica, frugívora e dispersora de sementes, registrado apenas em fragmentos médios e grandes (Figura 10).

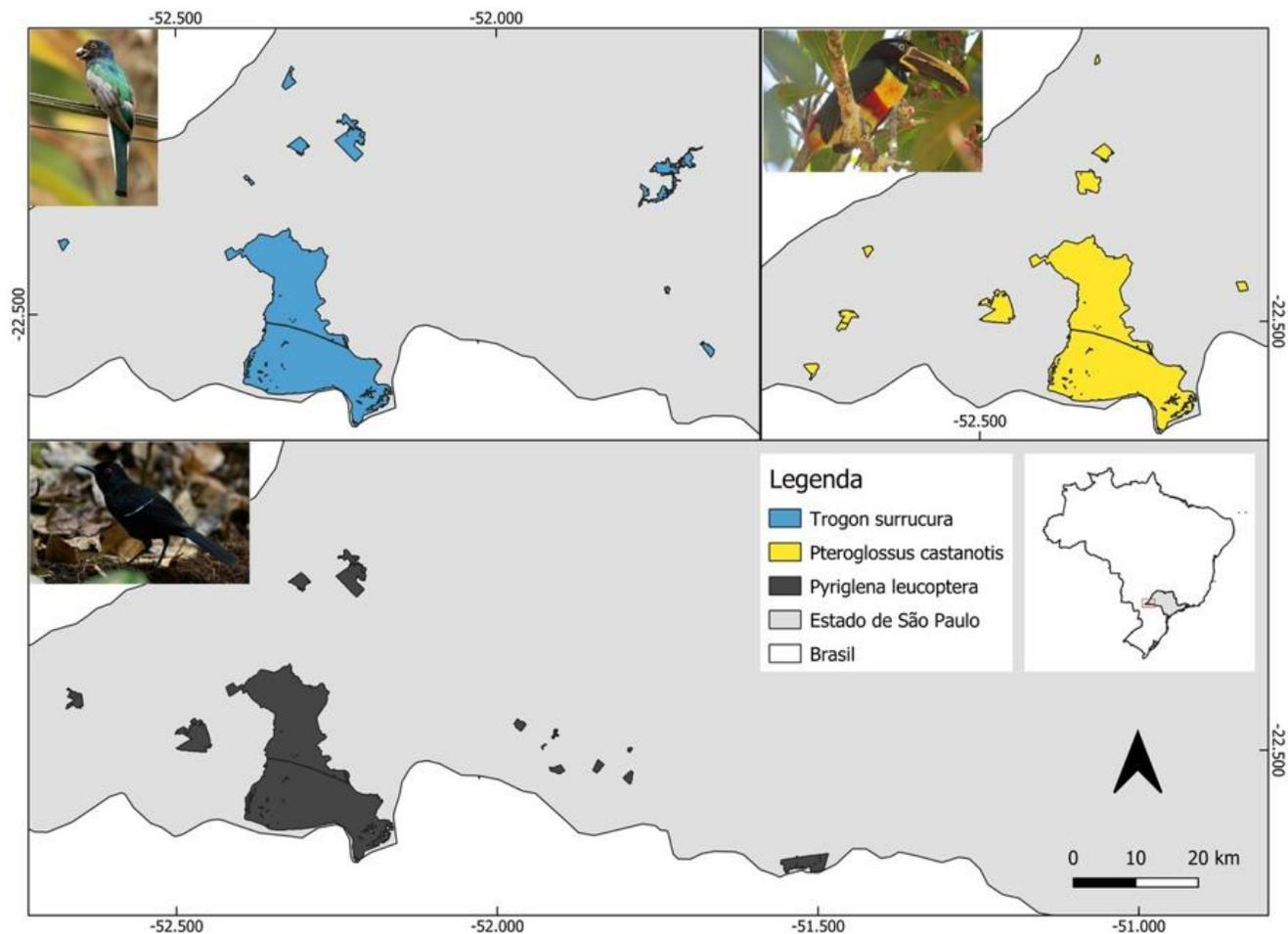


Figura 10. Mapa de ocorrência de *Pteroglossus castanotis*, *Pyriglena leucoptera* e *Trogon surrucura*. Pontal do Paranapanema/SP.

Uma matriz de presença e ausência (1 presença ou ausência por dia de amostragem) para cada uma dessas espécies foi gerada, considerando cada dia de amostragem (31 dias) como uma coluna. Optamos por utilizar os dias como unidades amostrais, pois são adequados para as análises de ocupação e reduzem o volume de dados que se tornaria inviável ao utilizar as gravações e minutos como unidades.

Os modelos de ocupação gerados foram espécie-específicos, em função de três covariáveis da paisagem que poderiam influenciar a probabilidade de ocupação e detectabilidade - dIIC 2000m, índice de matriz e NDVI, cuja probabilidade de detecção foi incluída em função do período de amostragem. Para cada espécie, testamos 8 diferentes modelos incluindo o modelo nulo (com parâmetros de probabilidade de

ocupação constante) (Tabela 4). Os modelos foram testados utilizando o pacote *unmarked* no R versão 4.2.1 (R Core Team 2022).

Tabela 4. Modelos de ocupação testados por espécie.

Nº	Modelos de ocupação
1	$\psi$ (nulo)
2	$\psi$ (diic_2000m)
3	$\psi$ (ind_matriz)
4	$\psi$ (ndvi)
5	$\psi$ (diic_2000m + ind_matriz)
6	$\psi$ (diic_2000m + ndvi)
7	$\psi$ (ind_matriz + ndvi)
8	$\psi$ (diic_2000m + ind_matriz + ndvi)

Classificamos os modelos com base no Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras (AICc) e em suas métricas associadas ( $\Delta$ AICc e AICc Wt, segundo Burnham & Anderson 2002), considerando como os melhores modelos aqueles que resultaram  $\Delta$ AICc  $\leq$  2, seguindo recomendação de Burnham & Anderson (2004). Os gráficos foram extrapolados a partir de análises de regressão logística.

## 5 RESULTADOS

Foram detectadas 96 espécies de aves, distribuídas em 36 famílias, em 228 unidades amostrais por meio de uma combinação entre validação manual e utilização do recurso de correspondência de vocalizações de referência *Pattern Matching*.

As espécies foram categorizadas de acordo com os atributos funcionais descritos anteriormente (Anexo 1). Para as análises e inferências estatísticas, utilizamos as detecções de presença ou ausência de 93 espécies, onde foram excluídas das análises as espécies *Micrastur ruficollis*, *Myiozetetes similis* e *Odontophorus capueira*, pois não foi possível encontrar uma vocalização de referência de qualidade para realizar a identificação semiautomatizada durante o período das análises das gravações.

Cada gravador armazenou, como esperado, cerca de 144 minutos de gravações por dia, totalizando aproximadamente 689.472 minutos - cerca de 11.490 horas de gravações.

### 5.1 Diversidade e composição de espécies

O número de espécies detectadas através do monitoramento acústico passivo no presente estudo representa cerca de 60% do número de aves observadas no Pontal do Paranapanema durante levantamentos da avifauna usando a metodologia de ponto de escuta, que variou de 150 a 188 espécies detectadas (Willis & Oniki 1981; SMA-SP 2006; Beyer 2006; Uezu *et al.* 2008; Uezu & Metzger 2011), indicando que a maioria das espécies esperadas para a região foram detectadas durante esta amostragem. Acreditamos que algumas das espécies florestais que não foram registradas são pouco vocais, ou sua abundância é baixa na região.

Nove das espécies florestais foram amostradas exclusivamente em fragmentos médios e grandes, são elas: *Amazona amazonica* (curica), *Automolus leucophthalmus* (barranqueiro-de-olho-branco), *Coryphospingus cucullatus* (tico-tico-rei), *Poecilatriccus plumbeiceps* (tororó), *Theristicus caudatus* (curicaca), *Xiphocolaptes albicollis* (arapaçu-de-garganta-branca), *Procnias nudicollis* (araponga), *Tinamus solitarius* (macuco) e *Sittasomus griseicapillus* (arapaçu-verde), sendo estas três últimas exclusivamente encontradas em fragmentos grandes. Não foram registradas espécies exclusivas de fragmentos pequenos. Apesar de terem sido amostradas apenas em fragmentos grandes, *C. cucullatus* e *T. caudatus* são espécies que podem ser encontradas em ambientes abertos.

Entre as espécies detectadas, 15 delas são espécies endêmicas da Mata Atlântica, sendo que *Procnias nudicollis* (araponga) ocupa a classe de espécie vulnerável (IUCN 2019); *Malacoptila striata* (barbudo-rajado), *Leptodon cayanensis* (gavião-gato) e *Tinamus solitarius* (macuco) são consideradas quase ameaçadas (IUCN 2019) (Anexo 1), reforçando a importância da região para a conservação dessas espécies.

A maioria das espécies (70%) ocorreu em fragmentos pertencentes à todas as classes de tamanho. Entretanto, a composição de espécies diferiu significativamente entre fragmentos de diferentes tamanhos (ANOVA:  $F_{2,219} = 38.58$ ,  $P < 0.0001$ ), e o teste de Kruskal–Wallis indicou que diferentes classes de tamanho do fragmento diferem significativamente em relação ao índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) ( $\chi^2=14.18$ ,  $P=0.0008$ , d.f.=2; Figura 11).

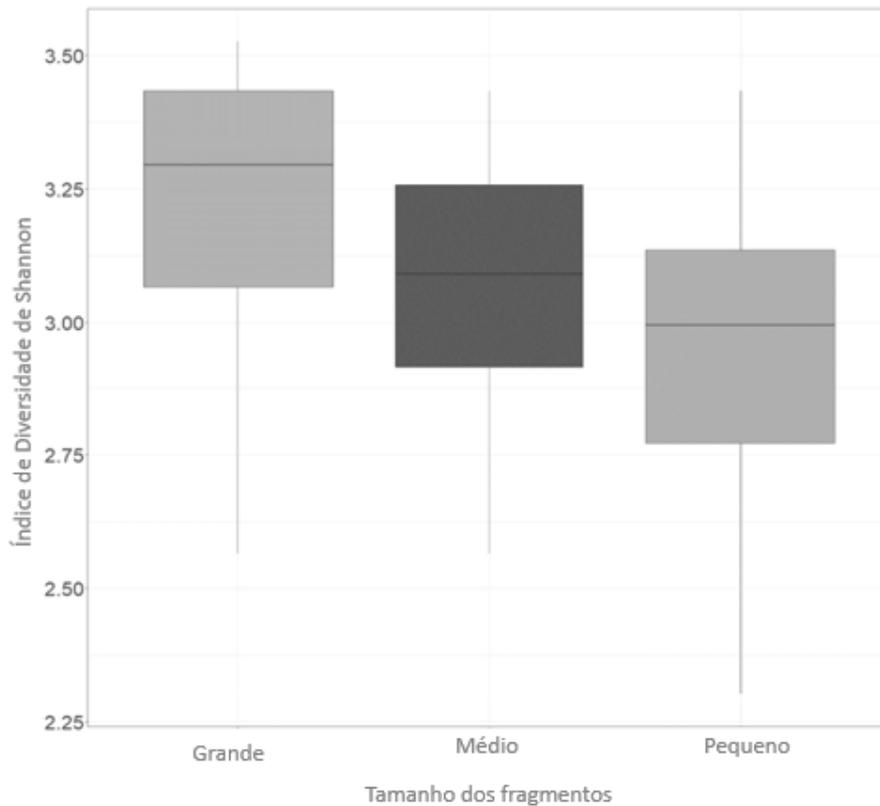


Figura 11. Boxplot resumindo a diversidade de espécies (índice de diversidade de Shannon) em 228 unidades amostrais, distribuídas em fragmentos e no PEMD no Pontal do Paranapanema/SP, Brasil.

### 5.2 Riqueza de espécies e de grupos funcionais

O número de espécies variou bastante entre os diferentes grupos funcionais analisados com a presença da maioria das espécies endêmicas da Mata Atlântica (81), não ameaçadas (92), insetívoras (50) e frugívoras (26), com baixa flexibilidade ao uso de florestas (um a dois tipos, 41 espécies) e com baixa sensibilidade a alterações de habitats segundo a literatura (Parker III *et al.* 1996) (Tabela 5).

Tabela 5. Números de espécies por atributos funcionais. Pontal do Paranapanema/SP.

Grupo Funcional	Classe	Nº de espécies
Endemismo	Endêmicas	15
	Residentes	81
Grau de ameaça IUCN	VU	1
	NT	3
	LC	92
Guilda	Carnívoras	7
	Frugívoras	26
	Insetívoras	50
	Onívoras	13
Flexibilidade ao uso de diferentes tipos de floresta	um a dois tipos	41
	três a quatro tipos	39
	cinco a seis tipos	16
Sensibilidade à alteração de habitats	Alta	10
	Média	36
	Baixa	50

As análises dos grupos funcionais mostraram que alguns destes apresentaram associação significativa em relação à sensibilidade à alteração de habitats, tais como: guildas ( $\chi^2 = 10.726$ ,  $df = NA$ ,  $p\text{-value} = 0.02699$ ) (Figura 12), flexibilidade aos diferentes usos da floresta ( $\chi^2 = 10.281$ ,  $df = NA$ ,  $p\text{-value} = 0.03598$ ) (Figura 13) e endemismo ( $\chi^2 = 7.4592$ ,  $df = NA$ ,  $p\text{-value} = 0.04148$ ) (Figura 14). Os demais agrupamentos não mostraram associação significativa entre eles (Tabela 6).

Tabela 6. Valores das associações entre variáveis respostas e explicativas relacionadas através de Qui-quadrado.

Variável resposta	Variável explicativa	$\chi^2$	p-value
guilda	tamanho dos fragmentos	6,11	0,866
guilda	flexibilidade ao uso da floresta	2,86	0,604
guilda	endemismo	4,82	0,091
flexibilidade ao uso da floresta	tamanho dos fragmentos	10,31	0,412
flexibilidade ao uso da floresta	endemismo	5,46	0,067
endemismo	tamanho dos fragmentos	4,10	0,526

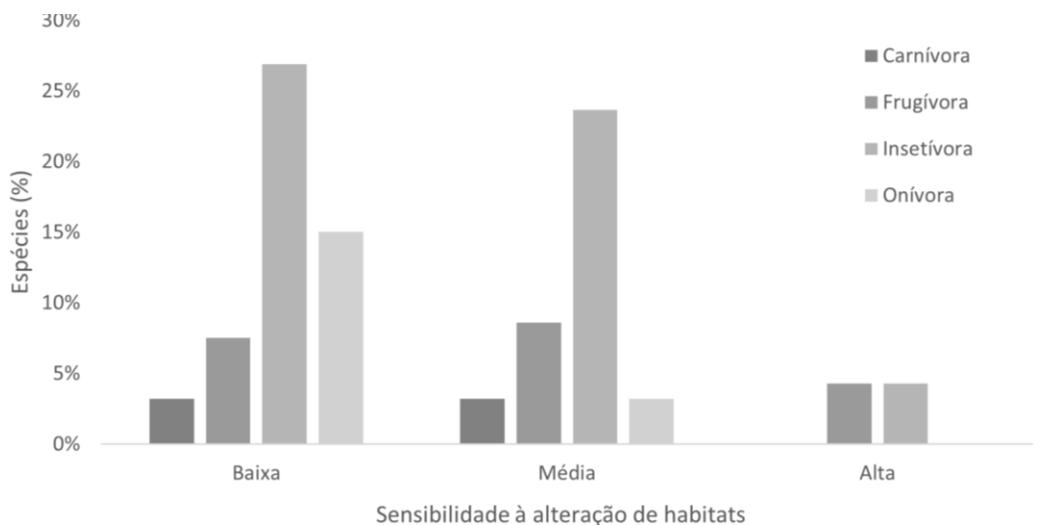


Figura 12. Porcentagem de espécies pertencentes às diferentes guildas e sua relação com a sensibilidade à fragmentação de habitats (Parker III *et al.* 1996).

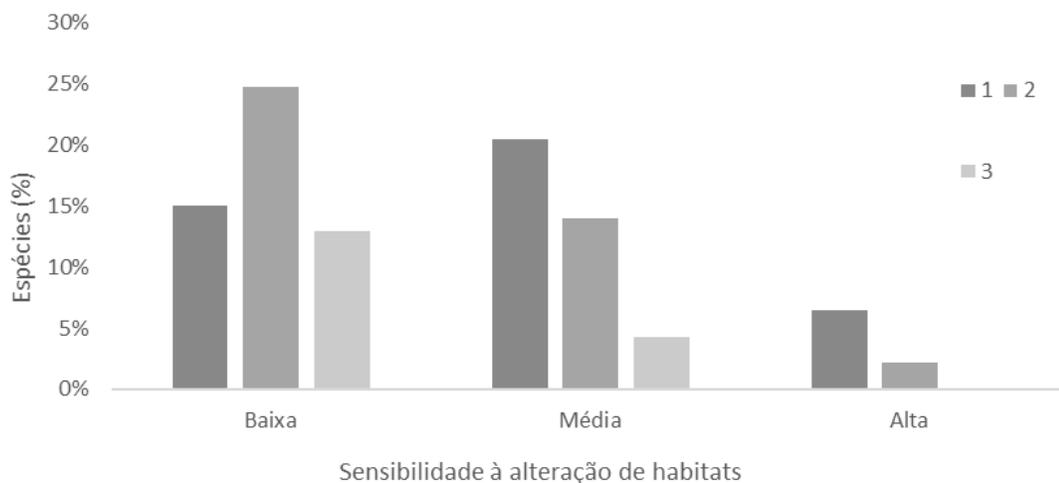


Figura 13. Porcentagem de espécies com flexibilidade aos diferentes usos da floresta e sua relação com a sensibilidade à fragmentação de habitats (Parker III *et al.* 1996).

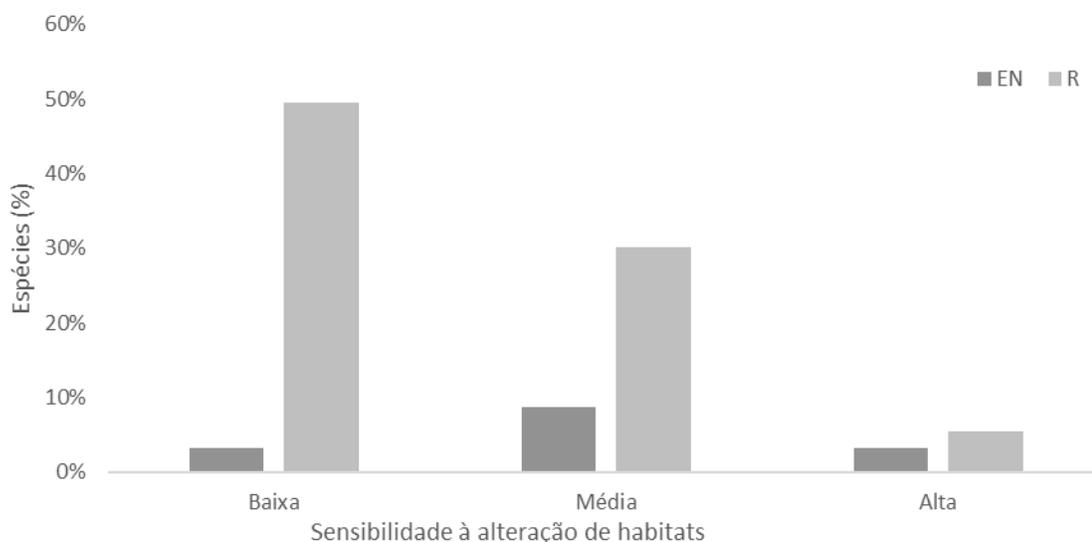


Figura 14. Porcentagem de espécies endêmicas e residentes e sua relação com a sensibilidade à fragmentação de habitats (Parker III *et al.* 1996).

Em relação à riqueza total de espécies, riqueza dos grupos funcionais e sua relação com as variáveis da paisagem (diic 2000 m, índice de matriz e NDVI) a abordagem de seleção de modelos (AICc) mostrou que o melhor modelo para a maioria das variáveis respostas (riqueza total de espécies, espécies endêmicas e residentes, espécies frugívoras e insetívoras, espécies com flexibilidade ao uso da floresta 1 e 2, e riqueza de espécies com alta e média sensibilidade a alteração de habitats) foi o modelo completo ( $y = diic\_2000m + ind\_matriz + ndvi$ ; Tabela 7 e Figuras 15 a 24).

Tabela 7. Seleção dos melhores modelos ( $\Delta AICc$ ) para as variáveis explicativas relacionadas à paisagem.

Modelo	Variável resposta	Variáveis explicativas	AICc	$\Delta AICc$	wAICc	Cum.Wt
Mrt07	riqueza total	$y = diic\_2000m + ind\_matriz + ndvi$	435.06	0.00	0.92	0.92
Mren07	riqueza espécies endêmicas	$y = diic\_2000m + ind\_matriz + ndvi$	235.06	0.00	0.85	0.85
Mrre07	riqueza espécies residentes	$y = diic\_2000m + ind\_matriz + ndvi$	415.91	0.00	0.60	0.60
Mrec03	riqueza espécies carnívoras	$y = ndvi$	157.21	0.00	0.52	0.52
Mref07	riqueza espécies frugívoras	$y = diic\_2000m + ind\_matriz + ndvi$	282.98	0.00	0.42	0.42
Mrei07	riqueza espécies insetívoras	$y = diic\_2000m + ind\_matriz + ndvi$	365.89	0.00	0.63	0.63
Mrefuf1_07	riqueza espécies flex. uso floresta 1	$y = diic\_2000m + ind\_matriz + ndvi$	327.57	0.00	0.74	0.74
Mrefuf2_04	riqueza espécies flex. uso floresta 2	$y = diic\_2000m + ind\_matriz$	339.00	0.00	0.23	0.23
Mresalt_07	riqueza espécies sensibilidade alta	$y = diic\_2000m + ind\_matriz + ndvi$	176.56	0.00	0.90	0.90

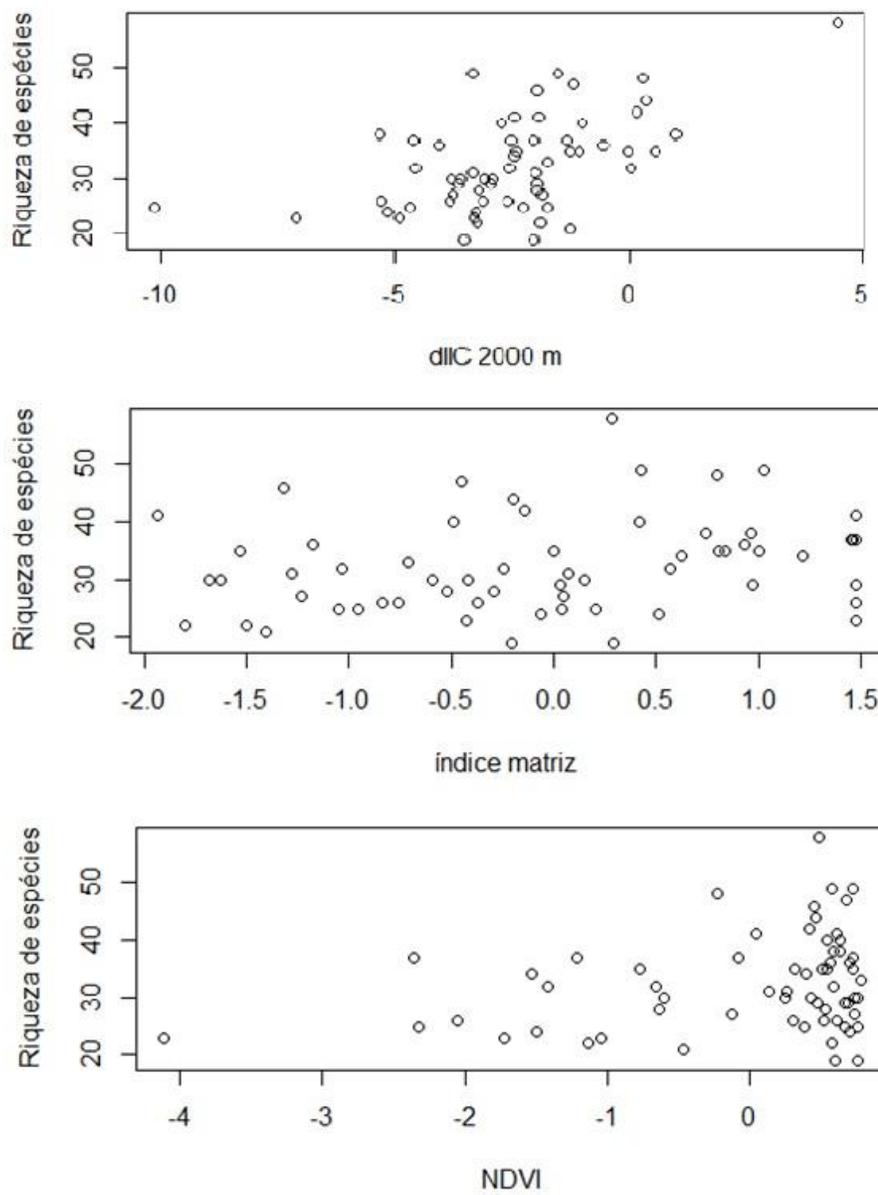


Figura 15. Variação da riqueza total de espécies em função das variáveis da paisagem (modelo completo).

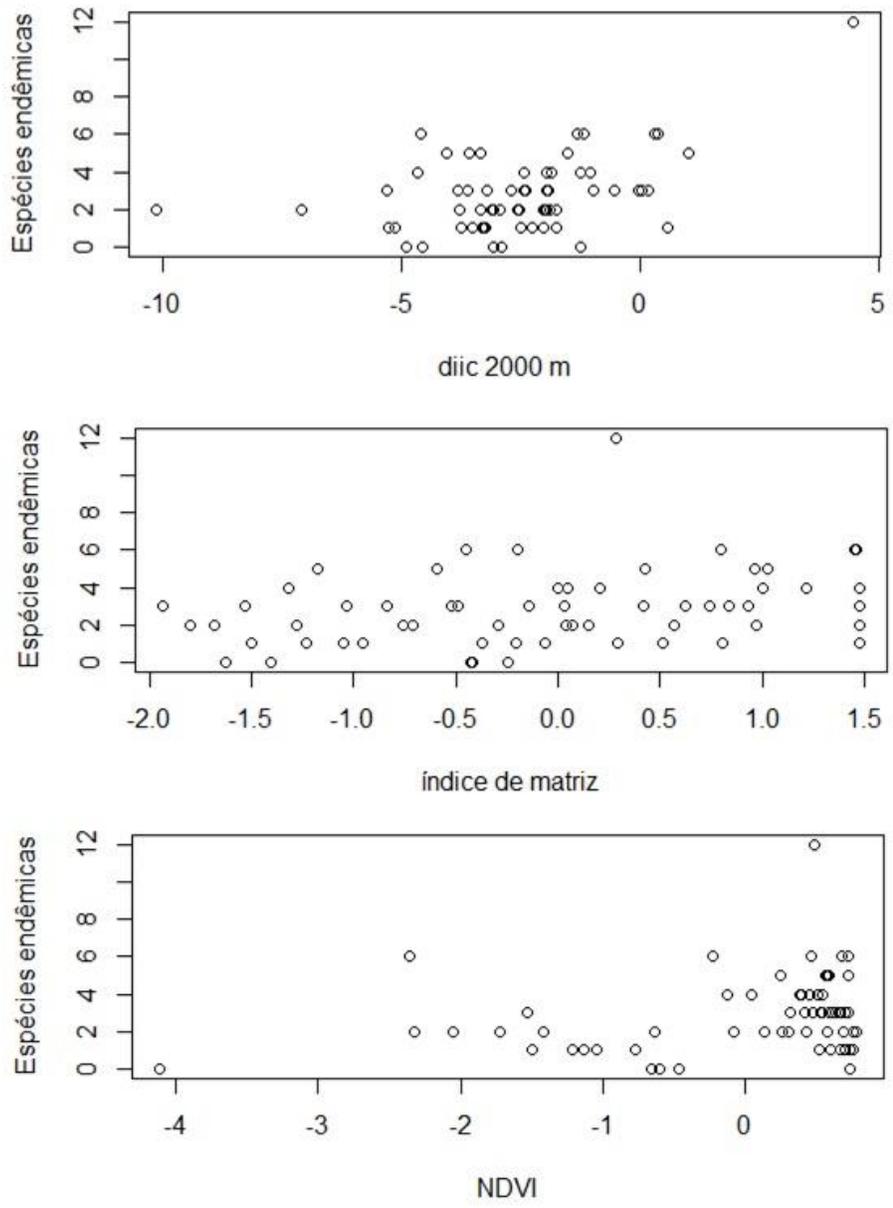


Figura 16. Variação da riqueza de espécies endêmicas em função das variáveis da paisagem (modelo completo).

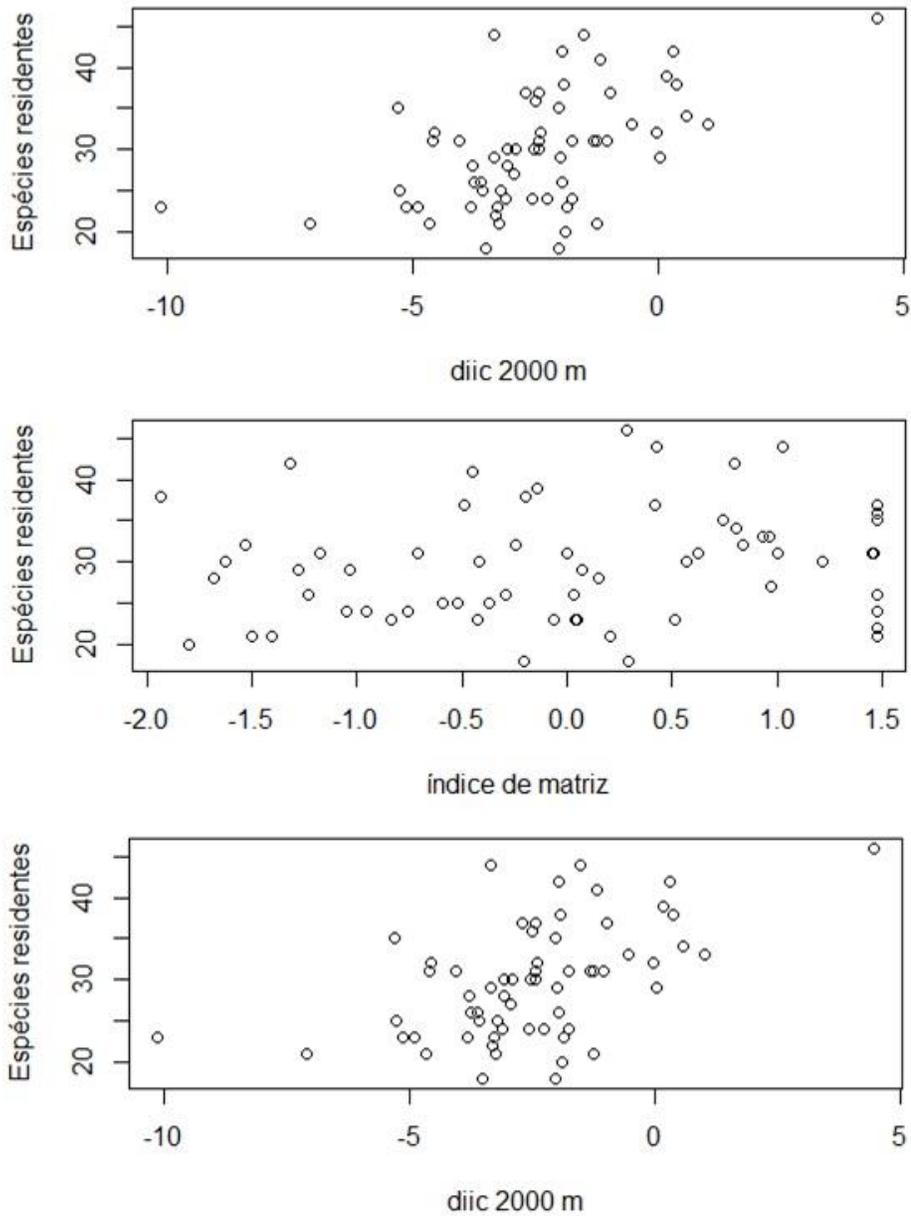


Figura 17. Variação da riqueza de espécies residentes em função das variáveis da paisagem (modelo completo).

Em relação às guildas, apenas o NDVI se mostrou significativo em relação às espécies carnívoras, indicando que quanto mais conservados os fragmentos (maior NDVI) maior a probabilidade da ocorrência de espécies carnívoras (AICc = 157.21; wAICc = 52%; Figura 18). Já para os demais grupos funcionais como espécies onívoras, sensibilidade no uso da floresta classe 3 e espécies com baixa sensibilidade



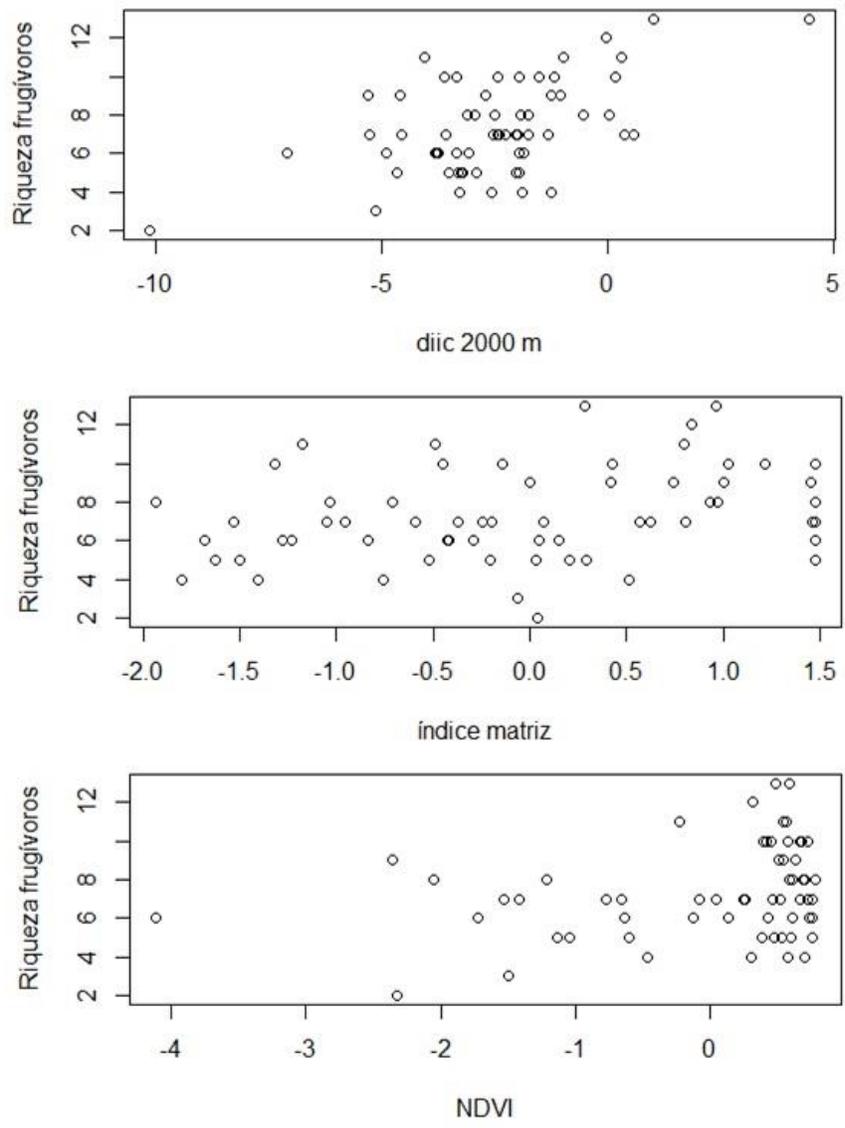


Figura 19. Variação da riqueza de espécies frugívoras em função das variáveis da paisagem (modelo completo).

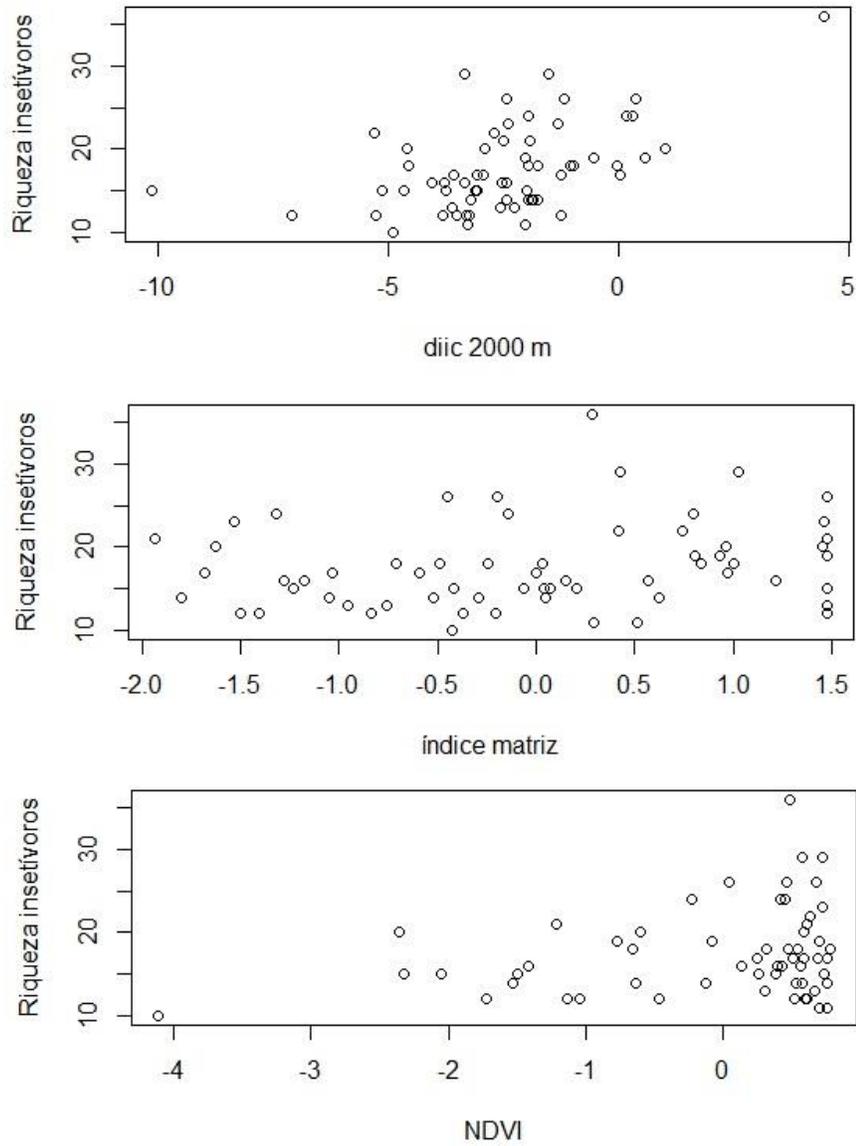


Figura 20. Variação da riqueza de espécies insetívoras em função das variáveis da paisagem (modelo completo).

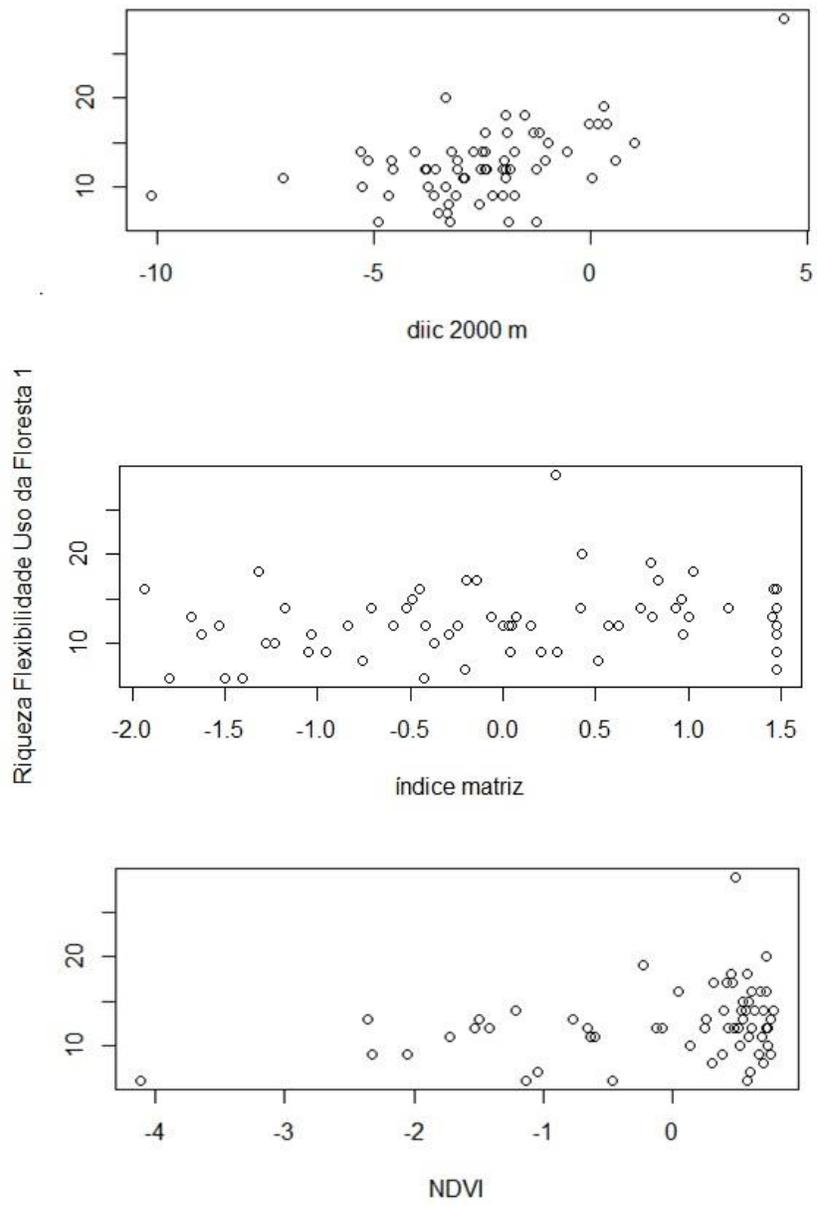


Figura 21. Variação da riqueza de espécies com flexibilidade ao uso da floresta 1 em função das variáveis da paisagem (modelo completo).

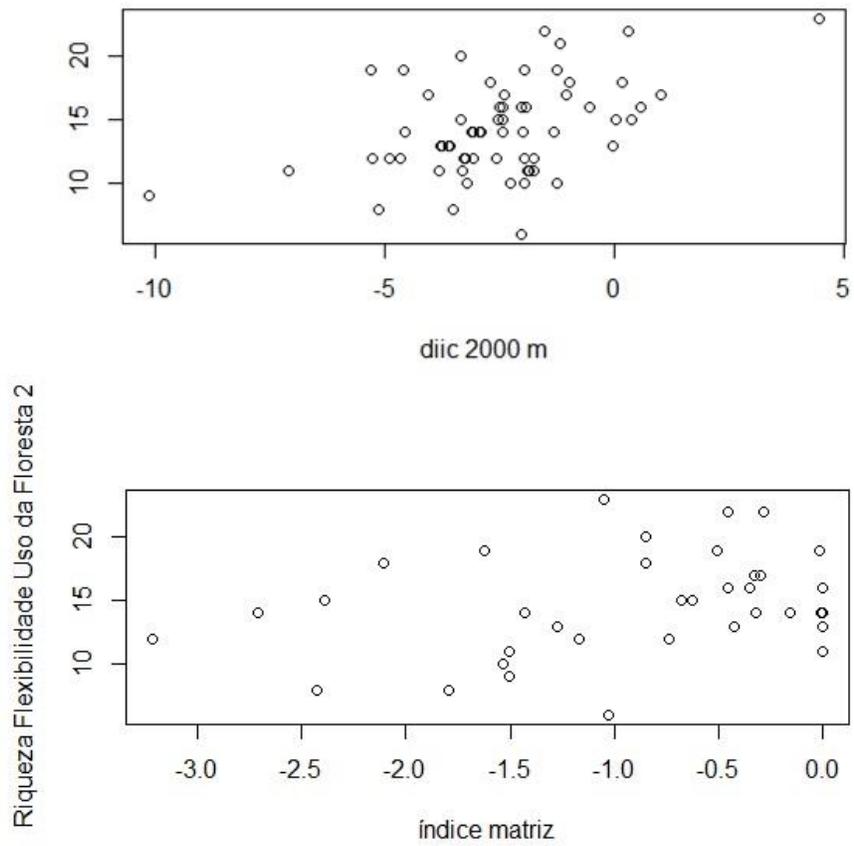


Figura 22. Variação da riqueza de espécies com flexibilidade ao uso da floresta 2 em função das variáveis de diic 2000 m e índice de matriz.

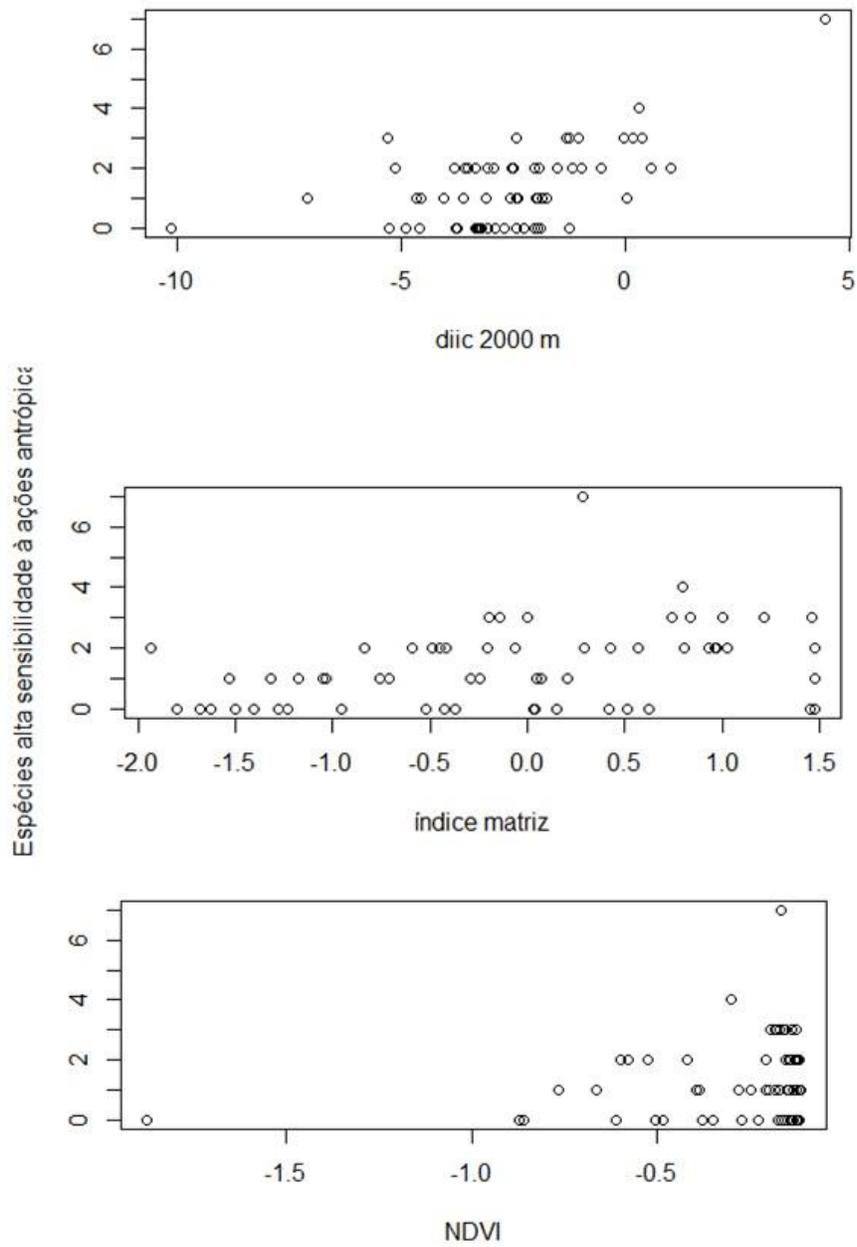


Figura 23. Variação da riqueza de espécies com alta sensibilidade em função das variáveis da paisagem (modelo completo).

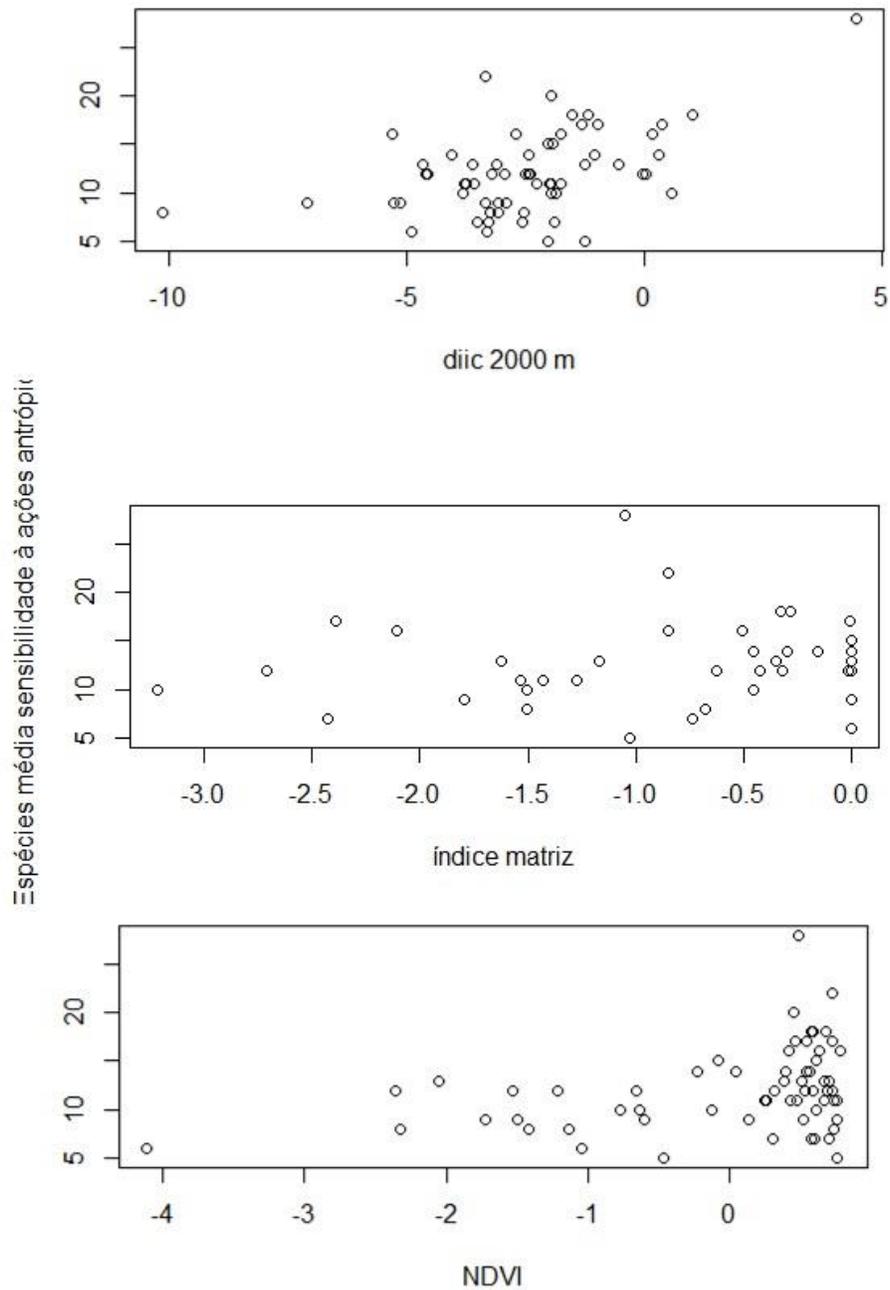


Figura 24. Variação da riqueza de espécies com média sensibilidade em função das variáveis da paisagem (modelo completo).

### 5.3 Modelos de ocupação de espécies-chave

Nossos resultados indicaram que o modelo nulo foi o modelo mais parcimonioso para a espécie *Pteroglossus castanotis* ( $AICc = 282.52$ ;  $AICcWt = 0.29$ ; Tabela 9) e,

portanto, consideramos que nenhum outro modelo explicou melhor o padrão do que o acaso.

Para *Pyriglena leucoptera*, a variável preditora que explica sua ocupação é o índice integral de conectividade a 2000m (AICc = 572.42; AICcWt = 0.38; Tabela 9; Figura 25). Já para a espécie *Trogon surrucura*, o modelo mais parcimonioso para prever a probabilidade de ocupação da espécie é o que apresenta as variáveis índice integral de conectividade a 2000m e índice de matriz (AICc = 309.47; AICcWt = 0.32; Tabela 9; Figura 26), sendo esta favorecida pela ocorrência de pastagem. Os valores de probabilidade de detecção por cada espécie podem ser encontrados na Tabela 10.

Tabela 9. Melhores modelos ranqueados ( $\Delta AICc \leq 2$ ) para as variáveis explicativas relacionadas à paisagem. Ind\_matriz = índice de matriz; diic 2000m = índice integral de conectividade à distância de 2000m; ndvi = valores de ndvi (qualidade da floresta).

Melhores modelos ranqueados	AICc	$\Delta AICc$	AICc Wt	Wt	K
<i>Pteroglossus castanotis</i>					
$\psi$ (nulo)	282.52	0.00	0.29	0.29	2
$\psi$ (ind_matriz)	282.84	0.32	0.25	0.54	3
$\psi$ (ind_matriz + ndvi)	283.89	1.37	0.15	0.69	4
$\psi$ (ndvi)	283.99	1.47	0.14	0.83	3
$\psi$ (diic_2000m + ind_matriz + ndvi)	284.14	1.61	0.13	0.97	5
$\psi$ (diic_2000m)	288.44	5.91	0.02	0.98	3
$\psi$ (diic_2000m + ind_matriz)	289.18	6.65	0.01	0.99	4
$\psi$ (diic_2000m + ndvi)	289.55	7.03	0.01	1.00	4
<i>Pyriglena leucoptera</i>					
$\psi$ (diic_2000m)	572.42	0.00	0.38	0.38	3
$\psi$ (diic_2000m + ndvi)	573.24	0.82	0.25	0.63	4
$\psi$ (diic_2000m + ind_matriz)	573.25	0.83	0.25	0.88	4
$\psi$ (diic_2000m + ind_matriz + ndvi)	574.68	2.26	0.12	1.00	5
$\psi$ (ind_matriz)	607.92	35.50	0.00	1.00	3
$\psi$ (nulo)	609.17	36.75	0.00	1.00	2
$\psi$ (ind_matriz + ndvi)	609.60	37.18	0.00	1.00	4
$\psi$ (ndvi)	611.21	38.79	0.00	1.00	3
<i>Trogon surrucura</i>					
$\psi$ (diic_2000m + ind_matriz)	309.47	0.00	0.32	0.32	4
$\psi$ (diic_2000m)	309.78	0.31	0.27	0.59	3
$\psi$ (diic_2000m + ind_matriz + ndvi)	309.99	0.52	0.25	0.84	5
$\psi$ (diic_2000m + ndvi)	310.92	1.46	0.15	0.99	4
$\psi$ (ind_matriz + ndvi)	318.53	9.07	0.00	0.99	4
$\psi$ (ind_matriz)	318.85	9.38	0.00	1.00	3

$\psi$ (nulo)	319.45	9.99	0.00	1.00	2
$\psi$ (ndvi)	320.00	10.53	0.00	1.00	3

Tabela 10. Valores de probabilidade de detecção ( $p$ ) com base no melhor modelo para cada espécie.

Espécie	Probabilidade de detecção ( $p$ ) $P(> z )$
<i>Pteroglossus castanotis</i>	9.27e-22
<i>Pyriglena leucoptera</i>	1.01e-06
<i>Trogon surrucura</i>	2.25e-14

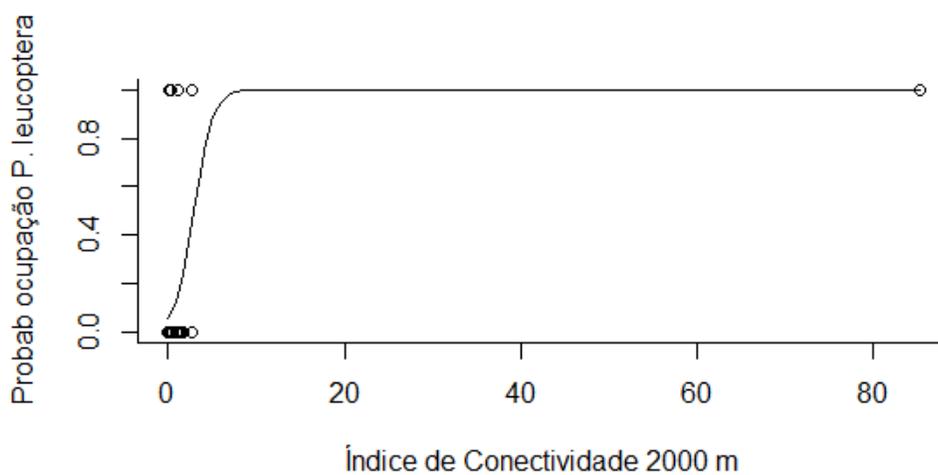


Figura 25. Probabilidade de ocupação de *Pyriglena leucoptera* em função do Índice integral de conectividade a 2000m.

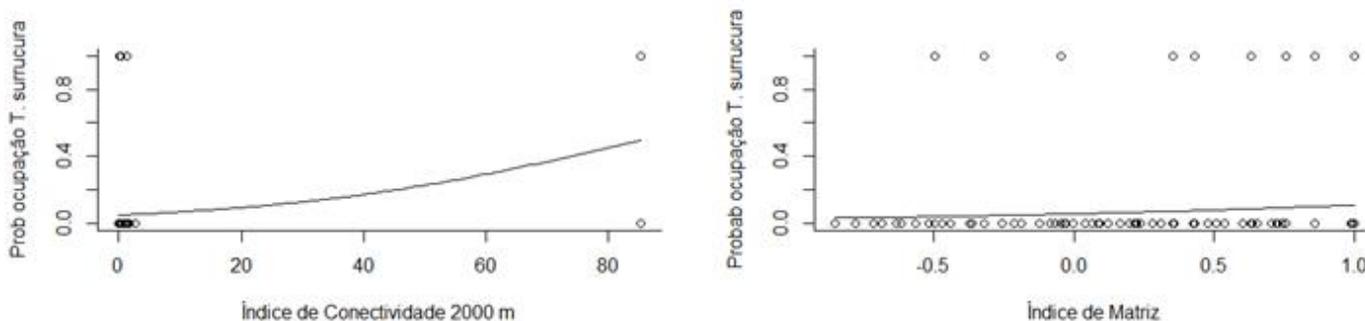


Figura 26. Probabilidade de ocupação de *Trogon surrucura* em função do índice integral de conectividade a 2000m e índice de matriz.

## 6 DISCUSSÃO

### 6.1 Lista de espécies e identificação automática

Embora a lista de espécies que compõe o estudo tenha se mostrado relativamente menor que listas obtidas em outros levantamentos na região (Willis & Oniki 1981; SMA-SP 2006; Beyer 2006; Uezu 2006; Uezu & Metzger 2011; Teixeira *et al.* 2019), acreditamos que as espécies detectadas através do monitoramento acústico foram representativas em relação ao contexto atual de fragmentação e degradação dos fragmentos florestais observados durante a amostragem no campo. Por exemplo, foi constatado durante as instalações dos gravadores que muitos fragmentos médios e grandes possuem um grau elevado de degradação, o que pode estar relacionado com a porcentagem de espécies generalistas (cerca de 35%) registradas no levantamento. Outro ponto que podemos considerar é que algumas espécies florestais que foram registradas em outros levantamentos que não estão presentes nesta amostragem possuem pouca atividade vocal ou baixa abundância na região, fatores que podem ter dificultado a amostragem.

Entretanto, espécies importantes consideradas estritamente florestais, endêmicas da Mata Atlântica, pertencentes a algum grau de ameaça (IUCN 2019), sensíveis à fragmentação e comuns em outros estudos realizados na região foram registradas, como por exemplo *Procnias nudicollis* (araponga), *Malacoptila striata* (barbudo-rajado),

*Leptodon cayanensis* (gavião-gato), *Tinamus solitarius* (macuco), *Pyriglena leucoptera* (papa-taoca-do-sul), *Pteroglossus castanotis* (arapaçu-castanho) entre outras, o que pode ser um indicativo da importância do estudo e suficiência do esforço amostral do monitoramento acústico no Pontal do Paranapanema.

Dentre as 19 espécies frugívoras amostradas, temos a presença de 6 espécies consideradas como as mais importantes em relação ao número de visitas a plantas com frutos e número de frutos removidos em 27 localidades de áreas consideradas degradadas no sul e sudeste do Brasil (Pizo 2007), sendo elas: *Megarynchus pitangua* (neinei), *Myiozetetes similis* (bentevizinho-de-penacho-vermelho), *Pitangus sulphuratus* (bem-te-vi), *Tyrannus melancholicus* (suiriri), *Turdus albicollis* (sabiá-coleira), *Turdus leucomelas* (sabiá-barranco) e *Euphonia chlorotica* (fim-fim).

Além disso, uma das vantagens do monitoramento acústico passivo é que o banco de dados é permanente, podendo ser ocasionalmente revisto por especialistas, possibilitando encontrar detecções de novas espécies, correções de possíveis erros e conseqüentemente realização do aprimoramento das análises ou a realização de outras análises dependendo da abordagem de interesse.

A natureza permanente das gravações bioacústicas tem facilitado o desenvolvimento contínuo na análise e identificação automatizada de gravações, utilizando métodos de aprendizado de máquina como as redes neurais convolucionais (CNN) (LeBien *et al.* 2020), permitindo a identificação eficaz de um grande número de espécies de aves e outros animais através das vocalizações (Brandes 2008; Acevedo & Villanueva-Rivera 2006; Shonfield & Bayne 2017, Stowell *et al.* 2019 ).

Diante disso, é esperado que o avanço de tecnologias no campo da biologia da conservação, incluindo as abordagens bioacústicas, seja futuramente indispensável para a realização de monitoramento de fauna a longo prazo e potencialmente contínuo em grandes escalas espaciais, auxiliando na compreensão dos efeitos das mudanças relacionadas à perda de habitats e fragmentação.

## 6.2 Riqueza, diversidade e composição de espécies e sua relação com parâmetros da paisagem

Notamos diferenças significativas relacionadas à composição e diversidade de espécies entre os fragmentos de tamanhos diferentes, sendo os fragmentos maiores os mais diversos e os que apresentam maior número de espécies com hábitos florestais, conforme corroborado em outros (Uezu *et al.* 2008; Martensen *et al.* 2008).

Espécies de hábitos florestais consideradas sensíveis à fragmentação e indicadoras de ambientes preservados como *Procnias nudicollis* (araponga), *Tinamus solitarius* (macuco) e *Sittasomus griseicapillus* (arapaçu-verde) foram encontradas exclusivamente em fragmentos grandes, demonstrando a importância desses fragmentos para a ocorrência de espécies mais sensíveis.

Em relação à riqueza das espécies, o modelo que mais respondeu significativamente foi o modelo completo, com a influência das variáveis como conectividade da paisagem à distância de 2000m (altamente correlacionada com o tamanho dos fragmentos), NDVI e índice de matriz, onde a presença de pastagem se mostrou mais favorável à ocorrência de espécies do que a cana-de-açúcar. Essa evidência pode estar associada ao fato de que, ao atravessar distâncias maiores, as aves tendem a utilizar árvores isoladas na matriz agrícola, que geralmente estão mais presentes em áreas de pastagem (Boscolo *et al.* 2008).

Aparentemente, em paisagens menos conectadas, a perda de espécies devido à diminuição de área dos fragmentos é intensificada quando comparada com as mais conectadas (Metzger *et al.* 2006). Paisagens com alta conectividade, onde os fragmentos estão próximos uns dos outros e unidos através de corredores, possibilitam que as aves utilizem mais de um fragmento para obter os recursos necessários para sobreviver (Andrade & Marini 2001; Lees & Peres 2008).

De uma forma geral, esses resultados confirmam nossas hipóteses iniciais, demonstrando o valor de grandes fragmentos de vegetação nativa para a manutenção da diversidade de aves, como a presença do Parque Estadual do Morro do Diabo (PEMD). Este remanescente tem um papel essencial para a avifauna da região, destacando-se em riqueza e diversidade dos demais remanescentes estudados,

elucidando a importância da manutenção de áreas contínuas de florestas em paisagens fragmentadas.

Em contrapartida, a maioria das espécies (70%) teve sua ocorrência registrada em fragmentos pequenos, médios e grandes. Apesar de parte dessas espécies possuírem hábitos mais generalistas, é evidente, no contexto do Pontal do Paranapanema, a importância de pequenas manchas de habitat para a conservação.

Embora o risco de extinção das populações e a perda de habitats seja consideravelmente maior em fragmentos pequenos do que grandes devido ao fato de populações menores serem mais suscetíveis à estocasticidade demográfica, genética e ambiental (Laurance 2002; Shafer 1995), estudos recentes relatam que a manutenção destes na paisagem oferecem vários benefícios para as populações. Estudos relatam que em diversas localidades, um maior número de fragmentos pequenos tem um potencial maior de abrigar mais espécies, inclusive aquelas com interesse em conservação, se comparados com poucos fragmentos grandes somatizando a mesma área (Riva & Fahrig 2022). É importante, portanto, que eles sejam considerados frente a ações de planejamento e conservação, principalmente em regiões altamente fragmentadas como o Pontal do Paranapanema, mas é evidente que necessitam ser monitorados com frequência, pois a distância entre eles pode ser um fator limitante no futuro para o sucesso e a manutenção da avifauna.

### *6.3 Respostas de grupos funcionais à fragmentação*

Apesar da riqueza de espécies ser considerada um dos parâmetros mais simples, usuais e intuitivos para resumir a biodiversidade de um local (Magurran 2004), a contagem de espécies ainda possui algumas limitações. Por exemplo, uma localidade pode ter um maior número de espécies, porém se consideradas as características destas e relacioná-las com o papel que desempenham no ambiente, podem refletir com mais clareza a funcionalidade daquele local para o contexto geral da paisagem do que quando consideramos apenas a quantidade de espécies. Essas características podem prever potencialmente como as espécies influenciam processos ecológicos como a dispersão de sementes, processo indispensável para a manutenção e recomposição de florestas (De Bello *et al.* 2010).

As espécies de aves exibem diferentes sensibilidades à perturbação do habitat, com certos grupos ecológicos mais propensos a serem afetados em paisagens altamente fragmentadas (Pizo & Toneti 2020). Em particular, aves de hábitos florestais, como espécies insetívoras de sub-bosque e frugívoros de grande porte, são mais propensas a desaparecer, enquanto espécies que forrageiam e usam bordas de floresta são favorecidas em paisagens altamente desmatadas (Morante Filho *et al.* 2018; Pizo & Toneti 2020).

Nossos resultados mostraram que apenas as guildas, as espécies com flexibilidade ao uso da floresta e endemismo possuem relação significativa com a sensibilidade a alteração de habitats (qui-quadrado), sendo que os grupos que apresentaram maior número de espécies relacionadas à alta sensibilidade a alterações antrópicas são as espécies frugívoras e com flexibilidade 1 ao uso da floresta.

As espécies frugívoras, dependendo de seu tamanho corporal e do local que forrageiam, como os frugívoros de dossel, possuem maior capacidade de deslocamento e são aptas a percorrer maiores distâncias entre habitats abertos para obtenção de recursos (Anjos 2001; Pizo 2001). Entretanto, precisam de uma área maior para forragear, sendo muitas vezes dependentes de áreas florestais grandes e conectadas (Ribon *et al.* 2003; Uezu *et al.* 2005), o que pode explicar sua alta sensibilidade a ações antrópicas neste contexto.

Já as espécies que conseguem utilizar poucos tipos florestais podem ser mais vulneráveis devido a sua menor flexibilidade de adaptação no forrageamento (Aleixo 1999; Uezu 2006), especialmente em áreas degradadas, muito comuns na região (Ditt 2002). Possivelmente, para essas espécies, a fragmentação pode ser percebida de uma forma mais intensa do que para outras espécies. Como a paisagem do Pontal é composta por fragmentos em diferentes graus de degradação, espécies que conseguem forragear em apenas um ou dois tipos de floresta como por exemplo *Procnias nudicollis*, *Chamaezia campanisona*, *Tinamus solitarius* e *Xiphorhynchus fuscus*, acabam se restringindo a determinados fragmentos, reduzindo a área efetiva de ocupação e aumentando o grau de isolamento para essas populações (Uezu 2006).

Em contrapartida, estudos demonstraram que espécies pertencentes a grupos generalistas, como *Leptotila verreauxi*, cuja alimentação é composta principalmente por

sementes no sub-bosque, conseguem também forragear em outros estratos como o dossel, que possuem maior abundância de insetos e frutos (Tejeda-Cruz & Sutherland 2004; Bakermans *et al.* 2012). Para grupos como os onívoros, embora as mudanças no uso da terra modifiquem a vegetação local, estes podem ser favorecidos por novas condições resultantes da agricultura, pecuária e assentamentos rurais, com aumento da disponibilidade de recursos alimentares sazonais, principalmente grãos e sementes (Alvarez-Alvarez *et al.* 2021).

Nossos resultados também mostraram os modelos completos, compostos pela combinação das variáveis índice de conectividade a 2000 m, índice de matriz e NDVI, são mais responsivos a grupos funcionais considerados mais sensíveis (endêmicas, espécies frugívoras e insetívoras, espécies com menor flexibilidade de uso de floresta e com sensibilidade alta e média a alteração de habitats). Ou seja, é evidente que esses grupos são afetados diretamente por parâmetros estruturais da paisagem.

Apesar de o Pontal do Paranapanema apresentar um grau intenso de isolamento entre os fragmentos, a conectividade da paisagem mostrou-se um fator decisivo para a ocorrência dos grupos funcionais mais especialistas e sensíveis. Outros estudos também relatam a importância desses parâmetros para a riqueza da comunidade e dos grupos funcionais (Uezu 2006; Martensen *et al.* 2008). Em áreas mais conectadas, por exemplo, as aves podem utilizar mais de um fragmento para obtenção de recursos necessários para sua sobrevivência. No Pontal, os fragmentos são distantes entre si e cercados por matrizes considerada de baixa qualidade, como pastagem e monocultura de cana-de-açúcar, o que pode interferir negativamente na movimentação das aves na paisagem.

A relação de grupos funcionais com o NDVI foi positivamente significativa, com maior ocorrência dos grupos funcionais menos generalistas em fragmentos maiores que consequentemente apresentam maior cobertura florestal. De fato, a cobertura florestal tem sido amplamente reconhecida como um fator central dos padrões de biodiversidade em paisagens fragmentadas, especialmente porque está positivamente relacionada à quantidade de habitat e conectividade da paisagem para uma ampla gama de espécies, em particular espécies florestais (Fahrig 2003).

Divergências de respostas em outros estudos podem ser decorrentes de configurações diversas das paisagens locais e de diferenças nas composições de espécies. Para alguns grupos funcionais, a influência dos parâmetros depende da realidade de cada região estudada.

#### 6.4 Modelos de ocupação de espécies-chave

Nós pudemos observar algumas diferenças em relação às variáveis da paisagem e como estas influenciam a ocorrência e ocupação das três espécies estudadas.

A probabilidade de ocupação de *Pyriglena leucoptera*, pequena espécie insetívora de sub-bosque, possui uma relação positiva com o índice integral de conectividade a 2000m, sendo sua ocorrência favorecida por áreas conectadas. Outros estudos demonstram esse mesmo padrão para a espécie (Uezu *et al.* 2005; Boscolo & Metzger, 2011), onde sua ocorrência foi claramente reduzida em locais com menor quantidade de floresta e manchas mais isoladas, independentemente do seu tamanho ou forma.

Observamos que a probabilidade de ocupação de *Trogon surrucura*, espécie frugívora de grande porte, também é afetada diretamente pelo índice integral de conectividade. Entretanto, o modelo que apresenta a combinação da variável de conectividade com o índice de matriz se mostrou mais significativo, sendo que a probabilidade de ocupação dessa espécie aumenta à medida que a matriz circundante da área de ocorrência seja majoritariamente pastagem.

Ao contrário da hipótese proposta nesse estudo, a probabilidade de ocorrência da espécie *Pteroglossus castanotis*, também frugívoro de grande porte, não foi influenciada pelas variáveis da paisagem consideradas nos modelos, sendo o modelo mais significativo para essa espécie o modelo nulo.

Em escala mais ampla, já foi observado em outros estudos que fatores estruturais como a área e conectividade entre manchas florestais afetam a ocupação de especialistas florestais na Mata Atlântica (por exemplo, frugívoros e pequenos insetívoros) (Morante-Filho *et al.* 2021).

A diminuição da ocorrência de espécies florestais à medida que aumenta o isolamento dos fragmentos pode estar mais associada a menores chances de recolonização após extinções locais do que à estrutura interna do habitat. Isso ocorre

porque a capacidade reduzida dessas aves de se dispersar através da matriz aberta pode dificultar o resgate de populações em manchas muito distantes (Lindenmayer *et al.* 1999). O isolamento de fragmentos, no entanto, pode afetar não apenas as taxas de recolonização, como também pode levar a efeitos prejudiciais na capacidade das aves de se estabelecerem em alguns remanescentes de floresta muito pequenos para atender às suas necessidades mínimas de recursos (Goldingay & Possingham 1995; Ricklefs & Lovette 1999).

Embora os hábitos predominantes das espécies estudadas sejam definidos como estritamente florestais, territoriais, sendo *P. leucoptera* e *T. sarrucura* com baixa a média capacidade de dispersão (Silva 1991; Aleixo & Vielliard 1995; Uezu *et al.* 2005), elas foram registradas em fragmentos pequenos, médios e grandes. A ocorrência delas nesses ambientes pode ter sido favorecida devido a pequenos insetívoros de sub-bosque, como *Pyriglena leucoptera*, terem a capacidade de atravessar áreas abertas e florestas jovens, em processo de restauração. Essa espécie em particular é especializada em forragear seguindo formigas e assim a abundância desse recurso pode refletir em sua capacidade de sobreviver em fragmentos menores ou para usar corredores.

Desta forma, pequenos fragmentos podem atuar como trampolins para a dispersão das espécies entre fragmentos maiores. Por isso, o manejo da paisagem também deve incorporar elementos adicionais tais como fragmentos menores, corredores ecológicos e diferentes tipos de matrizes (como por exemplo, florestas secundárias jovens).

Já, no caso de *Pteroglossus castanotis* e *Trogon sarrucura*, grandes espécies frugívoras de dossel, foi relatado em outros estudos que o tamanho do fragmento foi particularmente importante para a sua ocorrência. Isso não é surpreendente, pois eles provavelmente têm uma área de vida consideravelmente grande devido à alta demanda energética e à variação espacial e temporal de seus recursos alimentares (Goerck 1997).

Em contrapartida, em outros estudos realizados em áreas fragmentadas de Mata Atlântica, a cobertura florestal foi o melhor preditor explicando os padrões de ocupação, especialmente para aves florestais (Morante-Filho *et al.* 2021). Os resultados de Morante-Filho (2021) mostram a maior importância da composição da paisagem sobre

a configuração da paisagem e a estrutura da vegetação local para explicar os padrões de ocupação de aves em fragmentos florestais. Dessa forma, o aumento da qualidade da floresta (Rompré *et al.* 2007), cobertura de habitat e conectividade em paisagens altamente fragmentadas seriam essenciais para proteger uma ampla gama de espécies.

Diante disso, o monitoramento acústico associado à modelagem de ocupação pode ser uma excelente e robusta ferramenta para identificar áreas relevantes e de alto interesse para conservação, bem como uma alternativa para monitorar áreas em processo de restauração, por incluir uso de diferentes covariáveis de sítio e incorporar a detecção das espécies indicadoras e ameaçadas de extinção (Paixão 2022).

## **7 CONCLUSÃO**

Através deste estudo, conseguimos compreender que parâmetros relacionados à paisagem como índice de conectividade, índice de matriz e qualidade da vegetação são preditivos ao aumento da riqueza das espécies e de determinados grupos funcionais, assim como fragmentos maiores possuem maior diversidade e divergem em relação à composição de espécies quando comparados à fragmentos menores.

Para a região do Pontal do Paranapanema, as espécies mais sensíveis a alterações antrópicas e à fragmentação são as espécies endêmicas da Mata Atlântica, as pertencentes às guildas frugívoras e insetívoras, como também aquelas pouco flexíveis em relação ao uso de ambientes florestais. Já espécies pertencentes a grupos funcionais mais generalistas não tiveram sua ocorrência influenciada por fatores da paisagem.

As análises de modelos de ocupação mostraram que a variável preditora à ocupação de *Pyriglena leucoptera* e *Trogon surrucura* é o índice de conectividade a 2000m, bastante correlacionado com o tamanho dos fragmentos. Para *Trogon surrucura*, a matriz majoritariamente composta por pastagem também possui influência positiva em sua ocupação.

A utilização de novas tecnologias para o levantamento da fauna no Pontal (como a utilização de gravadores autônomos e os modelos de ocupação de espécies-chaves) permitirão o monitoramento a longo prazo não só da avifauna, mas de diversos táxons,

podendo gerar informações relevantes relacionadas à variação que as mudanças do ambiente podem causar nas funções desempenhadas pela biodiversidade na região.

A partir do monitoramento a longo prazo, portanto, é possível entender melhor os padrões de uso e ocupação das espécies com as mudanças da paisagem, podendo ser utilizados para medir o sucesso de projetos de restauração em larga escala que tem sido implantados na região do Pontal do Paranapanema nos últimos anos, além da implantação de corredores e do reconhecimento de áreas prioritárias para conservação.

## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acevedo, M. A. & Villanueva-Rivera, L. J. (2006) 'Using Automated Digital Recording Systems as Effective Tools for the Monitoring of Birds and Amphibians', *Wildlife Society Bulletin*, 34(1), pp. 211–214. doi: 10.2193/0091-7648(2006)34[211: uadrsa]2.0.co;2.

Aide, T. M. et al. (2013) 'Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification', pp. 1–19. doi: 10.7717/peerj.103.

Aleixo, A., Vielliard, J.M.E., (1995). Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brazil. *Revista brasileira de Zoologia* 12, 493–511.

Aleixo, A. (1999). Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. *The Condor*, 101(3), 537-548.

Alvarez-Alvarez, E.A., Almazán-Nuñez, R.C., González-García, F., Brito-Millán, M., Méndez-Bahena, A., García-Ibáñez, S. (2021). Shade coffee plantations maintain woody plant diversity and structure in a cloud forest landscape of southern Mexico. *J. For. Res.* 32, 637–648. <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01143-5>.

Amettler, H.T., Hernandez-Matias A., Pretus, J.L.L., Real, J. (2017) Landfills determine the distribution of an expanding breeding population of the endangered Egyptian vulture *Neophron percnopterus*. *Ibis* 159: 757–768.

Andrade, R. D., & Marini, M. Â. (2001). Movement of birds in natural forest patches in southeast Brazil. *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*, 125-136.

Andren, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 355-366.

Baillie, J.E.M, Hilton-Taylor, C., Stuart, S. N. (Editors) (2004) 'IUCN Red List of Threatened Species: A Global Assessment'. xxiv, International Union for Conservation of Nature, Cambridge (UK). xxiv. Gland, Switzerland and Cambridge.

Bakermans, M.H., Rodewald, A.D., Vitz, A.C., Renjifo, C. (2012). Migratory bird use of shade coffee: the role of structural and floristic features. *Agrofor. Syst.* 85, 85–94. <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9389-0>.

Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N. et al (2006) Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecol Lett* 9:1146–1156. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x>.

Banks-Leite, C., Ewers, R.M., Metzger, J.P. (2012). Unravelling the drivers of community dissimilarity and species extinction in fragmented landscapes. *Ecology* 93, 2560–2569.

Barbosa, K.C., 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.

Baret, F., Guyot, G. (1991) Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. *Remote Sens Environ* 35:161–173. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90009-U](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90009-U)

Baum, K. A., Haynes, K. J., Dilleuth, F. P., & Cronin, J. T. (2004). The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology*, 85(10), 2671-2676.

Beyer, D.D. (2006). O papel dos bosques agroflorestais para a diversidade da avifauna na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema, SP - Brasil. Universidade de São Paulo.

Bennett, E.M., Peterson, G.D., Levitt, E.A. (2005) Looking to the future of ecosystem services. *Ecosystems* 8:125–132. <https://doi.org/10.1007/s10021-004-0078-y>

Bierregaard Jr., R.O., Lovejoy, T.E. (1989). Efeitos da fragmentação florestal nas comunidades de aves do sub- bosque amazônico . *Acta Amazonas*. 19, 215-241.

Blaum, N. et al. (2011) 'How functional is functional? Ecological groupings in terrestrial animal ecology: Towards an animal functional type approach', *Biodiversity and Conservation*, 20(11), pp. 2333–2345. doi: 10.1007/s10531-011-9995-1.

Boscolo, D., Candia-Gallardo, C., Awade, M., & Metzger, J. P. (2008). Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica*, 273-276.

Boscolo, D., Metzger, J.P. (2009). Is bird incidence in Atlantic Forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecology* 24:907–918.

- Boscolo, D., Metzger, J.P. (2011) Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. *Ecography (Cop)* 34:1018–1029. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06763.x>.
- Brandes, T. S. (2008). Automated sound recording and analysis techniques for bird surveys and conservation. *Bird Conservation International*, 18(S1), S163-S173.
- 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.
- Burnham, P.K. & Anderson, D.R. (1998) 'Model Selection and Inference'. Springer, 75-117.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2004). Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological methods & research*, 33(2), 261-304.
- Campos-Cerqueira, M., Arendt, W.J., Wunderle, J.M., Aide, T.M. (2017) Have bird distributions shifted along an elevational gradient on a tropical mountain? *Ecol Evol* 7:9914–9924. <https://doi.org/10.1002/ece3.3520>.
- Campos-Cerqueira, M., Mena, J. L., Tejeda-Gómez, V., Aguilar-Amuchastegui, N., Gutierrez, N., & Aide, T. M. (2019). How does FSC forest certification affect the acoustically active fauna in Madre de Dios, Peru? *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 6(3), 274-285.
- Castelletta, M., Sodhi, N. S., & Subaraj, R. (2000). Heavy extinctions of forest avifauna in Singapore: lessons for biodiversity conservation in Southeast Asia. *Conservation Biology*, 14(6), 1870-1880.
- Cardinale, B.J., Srivastava, D.S., Duffy, E., Wright, J.P., Downing, A.L., Sankaran, M., Jouseau, C. (2006) Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature* 443 (7114), 989-992.
- Christiansen, M.B., Pitter, E. (1997) Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. *Biol Conserv* 80:23–32. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00073-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00073-0).
- Coelho, M. T. P. et al. (2016) 'The effects of landscape structure on functional groups of Atlantic Forest birds', *Wilson Journal of Ornithology*, 128(3), pp. 520–534. doi: 10.1676/1559-4491-128.3.520.
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., et al (2014) Changes in the global value of ecosystem services. *Glob Environ Chang* 26:152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>

Cumming, G. S. (2007). Global biodiversity scenarios and landscape ecology. *Landscape Ecology* 22:671–685.

Dawson, D.K., Efford, M.G. (2009) Bird population density estimated from acoustic signals. *J Appl Ecol* 46:1201–1209. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01731.x>.

De Bello, F., Lavorel, S., Díaz, S., Harrington, R., Cornelissen, J.H.C., Bardgett, R.D., Harrison, P.A. (2010). Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation*, 19, 2873-2893. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9850-9>.

De Camargo, R.X., Boucher-Lalonde, V., Currie, D.J. (2018) At the landscape level, birds respond strongly to habitat amount but weakly to fragmentation. *Divers Distrib* 24:629–639. <https://doi.org/10.1111/ddi.12706>.

De Faria, H. H. (2006). Parque Estadual do Morro do Diabo: plano de manejo. Instituto Florestal.

Deichmann, J.L., Hernández-Serna, A., Delgado, C.J.A. (2017) Soundscape analysis and acoustic monitoring document impacts of natural gas exploration on biodiversity in a tropical forest. *Ecol Indic* 74:39–48. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.002>.

De Wan, A.A., Sullivan, P.J., Lembo, A.J., Smith, C.R., Maerz, J.C., Lassoie, J.P., Richmond, M.E. (2009) Using occupancy models of forest breeding birds to prioritize conservation planning. *Biol Conserv* 142(5):982– 991.

DeFries, R., Hansen, A., Turner, B L, Reid, R., Liu, J. (2007) 'Land Use Change Around Protected Areas: Management to Balance Human Needs and Ecological Function Authors (s): Ruth Defries, Andrew Hansen, B. L. Turner, Robin Reid and Jianguo Liu Published by: Wiley Stable URL: <http://www.jstor.org/stable/4006>', *Ecological Applications*, 17(4), pp. 1031–1038.

Devictor, V., Julliard, R., Jiguet, F. (2008) Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos* 0:080211051304426–0. <https://doi.org/10.1111/j.2008.0030-1299.16215.x>.

Ditt, E. H. (2002). Fragmentos florestais no Pontal do Paranapanema (Vol. 207). Annablume.

Dobson, A. J. & Barnett, A. C. (2008) 'An Introduction to Generalized Linear Models (third edition)', *Pharmaceutical Statistics*, 11(2), pp. 190–190. doi: 10.1002/pst.486.

Dobson, A. et al. (2006) 'Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services', *Ecology*, 87(8), pp. 1915–1924. doi: 10.1890/0012-9658(2006)87[1915:HLTCAT]2.0.CO;2.

Dos Anjos, L. (2001). Bird communities in five Atlantic Forest fragments in southern Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 12, 11-27.

Dunning J.B., Danielson B.J., Pulliam H.R., Ecology I. (1992) Nordic Society Oikos Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes Author (s): John B. Dunning Brent J. Danielson and H. Ronald Pulliam Published by: Wiley on behalf of Nordic Society Oikos Stable URL: <http://www.jstor.org/st.> Oikos 65:169–175.

Edenius, L., Sjöberg, K. (1997) Distribution of birds in natural landscape mosaics of old-growth forests in northern Sweden: Relations to habitat area and landscape context. *Ecography (Cop)* 20:425–431. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1997.tb00410.x>.

Einoder, L. D., Southwell, D. M., Lahoz-Monfort, J. J., Gillespie, G. R., Fisher, A., & Wintle, B. A. (2018). Occupancy and detectability modelling of vertebrates in northern Australia using multiple sampling methods. *PloS one*, 13(9), e0203304.

Fahrig, L. (2003) 'Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity', *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, pp. 487–515. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.

Farina, A., Pieretti, N. and Piccioli, L. (2011) 'The soundscape methodology for long-term bird monitoring: A Mediterranean Europe case-study', *Ecological Informatics*. Elsevier B.V., 6(6), pp. 354–363. doi: 10.1016/j.ecoinf.2011.07.004.

Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. (2007) 'Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis', pp. 265–280. doi: 10.1111/j.1466-8238.2006.00287. x.

Gaston, K. J. (2022). Birds and ecosystem services. *Current Biology*, 32(20), R1163-R1166.

Gerber, B. D., Mosher, B., Martin, D., Bailey, L., & Chambert, T. (2009). Occupancy models–single-species. Program MARK. A Gentle Introduction. doi, 10(00063659909477239).

Gerber, B. D., Karpanty, S. M., & Randrianantenaina, J. (2012). The impact of forest logging and fragmentation on carnivore species composition, density, and occupancy in Madagascar's rainforests. *Oryx*, 46(3), 414-422.

Gibbs, J.P., Rouhani, S., Shams, L. (2017) Scale-dependence in polychlorinated biphenyl (PCB) exposure effects on waterbird habitat occupancy. *Ecotoxicology* 26:762–771.

Goerck, J. M. (1999). Distribution of birds along an elevational gradient in the Atlantic Forest of Brazil: implications for the conservation of endemic and endangered species. *Bird Conserv. Int.* 9: 235– 253.

Goldingay, R., & Possingham, H. (1995). Area requirements for viable populations of the Australian gliding marsupial *Petaurus australis*. *Biological Conservation*, 73(2), 161-167.

Goodwin, B.J., Fahrig, L. (2002) How does landscape structure influence landscape connectivity? *Oikos* 99:552–570. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.11824.x>

Hanski, I. (1998). Metapopulation dynamics. *Nature*, 396(6706), 41-49.

Henle, K. et al. (2004) 'Predictors of species sensitivity of fragmentation', *Biodiversity and Conservation*, 13(207), pp. 207–251.

Hijmans J. (2022). Raster: Geographic Data Analysis and Modeling. Available from <https://cran.r-project.org/package=raster>.

Hill, A. P. et al. (2018) 'AudioMoth: Evaluation of a smart open acoustic device for monitoring biodiversity and the environment', *Methods in Ecology and Evolution*, 9(5), pp. 1199–1211. doi: 10.1111/2041-210X.12955.

Hocking, D. J., & Babbitt, K. J. (2014). Amphibian contributions to ecosystem services. *Herpetological conservation and biology*.

Holmes, S. B., McIlwrick, K. A., Venier, L. A. (2014) 'Using automated sound recording and analysis to detect bird species-at-risk in southwestern Ontario woodlands', *Wildlife Society Bulletin*, 38(3), pp. 591–598. doi: 10.1002/wsb.421.

Huete, A., Justice, C., Van Leeuwen, W. (1999). MODIS vegetation index (MOD13). Algorithm theoretical basis document, 3(213), 295-309.

Hueting, R., Reijnders, L., De Boer, B., et al (1998) The concept of environmental function and its valuation. *Ecol Econ* 25:31–35. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(98\)00011-1](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00011-1).

IBGE (1992) 'Manual Técnico da Vegetação Brasileira', nº 48361.1ª ed.

IUCN (2019) 'Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN'. Available from: <http://www.redlist.org>.

Kattan, G.H., Alvarez-Lopez, H., Giraldo, M. (1994) Forest Fragmentation and Bird Extinctions: San Antonio Eighty Years Later. *Conserv Biol* 8:138–146. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08010138.x>.

Kennedy, C. M., Grant, E. H. C., Neel, M. C., Fagan, W. F., & Marra, P. P. (2011). Landscape matrix mediates occupancy dynamics of Neotropical avian insectivores. *Ecological Applications*, 21(5), 1837-1850.

Kéry, M. (2010). Introduction to WinBUGS for ecologists: Bayesian approach to regression, ANOVA, mixed models and related analyses. Academic Press.

Klein, A. M. et al. (2007). 'Importance of pollinators in changing landscapes for world crops.' *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 274:303–313.

Lachish, S., Gopaldaswamy, A. M., Knowles, S. C., Sheldon, B. C. (2012). Site-occupancy modelling as a novel framework for assessing test sensitivity and estimating wildlife disease prevalence from imperfect diagnostic tests. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 339-348.

Laurance, W.F. (2002). Hyperdynamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science*, 13, 595–602.

LeBien, J. et al. (2020) 'A pipeline for identification of bird and frog species in tropical soundscape recordings using a convolutional neural network', *Ecological Informatics*. Elsevier, 59(April 2020), p. 101113. doi: 10.1016/j.ecoinf.2020.101113.

Lees, A.C., Peres, C.A. (2006). Rapid avifaunal collapse along the Amazonian deforestation frontier. *Biol. Conserv.* 133, 198–211.

Lees, A. C., & Peres, C. A. (2008). Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation biology*, 22(2), 439-449.

Levins, R. (1969) Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15, 237– 240.

Lillesend, T. M.; Kiefer, R. W.; Chipman, J. W. *Remote Sensing and Image Interpretation*. John Wiley & Sons Inc. New York- USA. (2004). 5 ed.

Lindenmayer, D. B. (1999). Future directions for biodiversity conservation in managed forests: indicator species, impact studies and monitoring programs. *Forest Ecology and management*, 115(2-3), 277-287.

Lynch, J.F. & Saunders, D.A. (1991) 'Responses of bird species to habitat fragmentation in the wheatbelt of Western Australia: interiors, edges and corridors.' Pages 143–158 in *Nature conservation*. Volume 2. The role of corridors (D. A. Saunders and R. J. Hobbs, Editors).

Maas, B. et al. (2016). 'Bird and bat predation services in tropical forests and agroforestry landscapes'. *Biological Reviews* 91:1081–1101.

MacArthur, R.G., Wilson, E.O. (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.

MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Andrew Royle, J., & Langtimm, C. A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8), 2248-2255.

MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Hines, J.E., Knutson, M.G., Franklin, A.B. (2003). Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology*. 84:2200–2207.

MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L., & Hines, J. E. (2017). *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier.

Magurran, A.E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Science Ltd, Malden.  
Manning, P., Van der Plas, F., Soliveres, S., et al (2018) Erratum to: Redefining ecosystem multifunctionality (*Nature Ecology & Evolution*, (2018), 2, 3, (427-436), 10.1038/s41559-017-0461-7). *Nat Ecol Evol* 2:1515. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0660-x>.

Marini, M.A, Durães, R.D. (2001) 'Annual pattern of molt and reproductive activity of passerines in south-central Brazil'. *The condor*, 103(4): 765-775.

Marler, P. R., & Slabbekoorn, H. (2004). *Nature's music: the science of birdsong*. Elsevier.

Marques, T.A., Thomas, L., Martin, S.W. (2012) Estimating animal population density using passive acoustics. *Biol Rev* 88:287–309. <https://doi.org/10.1111/brv.12001>.

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(9), 2184-2192.

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.

Martínez-Morales, A.M. (2005) Landscape patterns influencing bird assemblages in a fragmented neotropical cloud forest. *Biol Conserv* 121:117–126. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.04.015>.

Maxwell, S. et al (2016) 'The ravages of guns, nets and bulldozers', *Nature*.

Metzger, J. P., Alves, L. F., Goulart, W., Teixeira, A. M. D. G., Simões, S. J. C., & Catharino, E. L. M. (2006). Uma área de relevante interesse biológico, porém pouco conhecida: a Reserva Florestal do Morro Grande. *Biota neotropica*, 6.

Metzger, J.P., Martensen, A.C., Dixo, M. (2009) Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic Forest region. *Biol Conserv* 142:1166–1177. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.033>.

Millenium Ecosystem Assessment 2005 (2005) *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. Isl Press 18.

Miller-Rushing, A.J., Primack, R.B., Devictor, V., Corlett, R.T., Cumming, G.S., Loyola, R., Maas, B., Pejchar, L. (2019) How does habitat fragmentation affect biodiversity? A controversial question at the core of conservation biology. *Biol Conserv* 232:271–273. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.029>.

Morante-Filho, J.C., Arroyo-Rodríguez, V., Pessoa, M.D.S., Cazetta, E., Faria, D. (2018). Direct and cascading effects of landscape structure on tropical forest and non-forest frugivorous birds. *Ecol Appl* 28(8):2024–2032.

Morante-Filho, J. C., Benchimol, M., & Faria, D. (2021). Landscape composition is the strongest determinant of bird occupancy patterns in tropical forest patches. *Landscape Ecology*, 36(1), 105-117.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., et al (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *403:853–858*.

Nichols, J. D., Bailey, L. L., O'Connell Jr, A. F., Talancy, N. W., Campbell Grant, E. H., Gilbert, A. T., & Hines, J. E. (2008). Multi-scale occupancy estimation and modelling using multiple detection methods. *Journal of Applied Ecology*, 45(5), 1321-1329.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'hara, R. B., Oksanen, M. J. (2010). Package 'vegan'. *Community ecology package*, version, 2(9), 1-295.

Ospina, O.E., Villanueva-Rivera, L.J., Corrada-Bravo, C.J., Aide, M.T. (2013) Variable response of anuran calling activity to daily precipitation and temperature: Implications for climate change. *Ecosphere* 4:1–12. <https://doi.org/10.1890/ES12-00258.1>.

Paese, A. et al. (2012) *Conservação da Biodiversidade com SIG*. Available at: <http://ir.obihiro.ac.jp/dspace/handle/10322/3933>.

Paixão, R. M. C. D. (2022). *Ocupação de passeriformes endêmicos e ameaçados em um centro de endemismo altamente fragmentado*. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 90pp.

Pardini, R., De Souza, S.M., Braga-Neto, R., Metzger, J.P. (2005) The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. *Biol Conserv* 124:253–266. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.033>

Parker III, T.A. et al. (1996) 'Ecological and distributional databases', in: Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker III, T. A., Moskovits, D. K. (eds) *Neotropical birds: Ecology and Conservation*, The University of Chicago Press, Chicago, 111-410p.

Pascual-Hortal, L., Saura, S. (2006) Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landsc Ecol* 21:959–967. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-0013-z>.

Peisley, R. K. et al. (2015). 'A systematic review of the benefits and costs of bird and insect activity in agroecosystems'. *Springer Science Reviews* 3:113–125.

Pijanowski, B. C. et al. (2011) 'What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science', *Landscape Ecology*, 26(9), pp. 1213–1232. doi: 10.1007/s10980-011-9600-8.

Piratelli, J.A. (1999). 'Comunidades de aves de sub-bosque na região leste de Mato Grosso do Sul'. Tese (Doutorado), Ist Biologia Unesp Rio Claro, 207p.

Pizo, M. A. (2007). 29 Frugivory by Birds in Degraded Areas of Brazil. *Seed Dispersal*, 615.

Pizo, M. A., & Tonetti, V. R. (2020). Living in a fragmented world: Birds in the Atlantic Forest. *The Condor*, 122(3), duaa023.

Prugh, L. R., Hodges, K. E., Sinclair, A. R., & Brashares, J. S. (2008). Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(52), 20770-20775.

Pulliam R. (1988) Sources, sinks, and population regulation. *h. 132:652–661*.

Püttker, T. et al. (2020). 'Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species'. *Biological Conservation*. Elsevier, 241, p. 108368. doi: 10.1016/j.biocon.2019.108368.

Reinert, B.L., Pinto, J.C., Bornchein, M.R., Pichorin, M., Marini, M.A. (1996). 'Body masses and measurement of birds from southern Atlantic Forest, Brazil'. *Revista Brasileira de Zoologia* 13, 815-820.

Renjifo, L. M. (1999). Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation biology*, 13(5), 1124-1139.

- Ribeiro, M.C., Paul, J., Camargo, A., Jorge, F. (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol Conserv* 142:1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.
- Ribeiro Jr, J. W., Sugai, L. S. M., & Campos-Cerqueira, M. (2017). Passive acoustic monitoring as a complementary strategy to assess biodiversity in the Brazilian Amazonia. *Biodiversity and Conservation*, 26(12), 2999-3002.
- Ribeiro Jr, J. W., Siqueira, T., Brejão, G. L., & Zipkin, E. F. (2018). Effects of agriculture and topography on tropical amphibian species and communities. *Ecological Applications*, 28(6), 1554-1564.
- Ribon, R., Simon, J. E., & Theodoro De Mattos, G. (2003). Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation biology*, 17(6), 1827-1839.
- Richardson, W.J., Finley, K.J., Miller, G.W. (1995) Feeding, Social and Migration Behavior of Bowhead Whales, *Balaena Mysticetus*, in Baffin Bay Vs. the Beaufort Sea—Regions With.
- Ricklefs, R. E., & Lovette, I. J. (1999). The roles of island area per se and habitat diversity in the species–area relationships of four Lesser Antillean faunal groups. *Journal of Animal Ecology*, 68(6), 1142-1160.
- Ridgely, R.S.; Allnutt, T.F.; Brooks, T.; McNicol, D.K.; Mehlman, D.W.; Young, B.E.; Zook, J.R. (2005). 'Digital distribution maps of the birds of Western Hemisphere, version 2.1.' NatureServe, Arlington.
- Riva, F., & Fahrig, L. (2022). The disproportionately high value of small patches for biodiversity conservation. *Conservation Letters*, e12881.
- Robbins, C.S., Dowell, B.A., Dawson, D.K., et al. (1992). Comparação de populações de aves terrestres migratórias neotropicais invernando em floresta tropical, fragmentos florestais isolados e habitats agrícolas. In: Hagan, JM, Johnston, DW (Eds.), *Ecologia e Conservação de Aves Terrestres Migrantes Neotropicais*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp. 207–220.
- Rompré, G. et al. (2007). Environmental correlates of avian diversity in lowland Panama rain forest. *J. Biogeogr.* 34: 802– 815.
- Saura, S., & Rubio, L. (2010). A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*, 33(3), 523-537.
- Shafer, C.L. (1995). Values and shortcomings of small reserves. *Bioscience*, 45, 80–88.

Schmeller, D.S., Böhm, M., Arvanitidis, C. (2017) Building capacity in biodiversity monitoring at the global scale. *Biodivers Conserv* 26:2765–2790. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1388-7>.

Sekercioglu, Ç. H. et al. (2002) 'Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments', *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 99(1), pp. 263–267. doi: 10.1073/pnas.012616199.

Sekercioglu, Ç.H. (2006) 'Increasing awareness of avian ecological function'. *Trends in Ecology and Evolution* 21:464–471.

Sekercioglu, Ç. H. (2012). Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology*, 153(1), 153-161.

Shonfield, J., & Bayne, E. (2017). Autonomous recording units in avian ecological research: current use and future applications. *Avian Conservation and Ecology*, 12(1).

Silva, J. M. C. (1995) Birds of the Cerrado Region, South America. *Steenstrupia*, v. 21, p.69–92, 1995.

Silva, W.R. (1991). Padrões ecológicos, bioacústicos, biogeográficos e filogenéticos do complexo *Basileuterus culicivorus* (aves, Parulidae) e demais espécies brasileiras do gênero. Ph.D. Thesis, State University of Campinas, Campinas, Brazil.

SMA (1999). Resolução Secretaria do Meio Ambiente CETESB / SMA nº28 de 22 de setembro de 1999.

Stowell, D., Wood, M. D., Pamuła, H., Stylianou, Y., & Glotin, H. (2019). Automatic acoustic detection of birds through deep learning: the first bird audio detection challenge. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(3), 368-380.

Symonds, M.R., Moussalli, A. (2011). A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65:13–21.

Tabarelli, M. et al. (2010) 'Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes', *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 143(10), pp. 2328–2340. doi: 10.1016/j.biocon.2010.02.005.

Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 571-573.

Team, R. C. (2019). 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria: Available at: <https://www.R-project.org/>. [Google Scholar].

- Tejeda-Cruz, C., Sutherland, W.J. (2004). Bird responses to shade coffee production. *Anim. Conserv.* 7, 169–179. <https://doi.org/10.1017/S1367943004001258>.
- Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7-19.
- Uezu, A. (2006). 'Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema'. Tese (Doutorado), Universidade de São Paulo, 2006, 193p.
- Uezu, A., Metzger, J. P., & Vielliard, J. M. (2005). Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological conservation*, 123(4), 507-519.
- Uezu, A., Beyer, D. D., & Metzger, J. P. (2008). Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region? *Biodiversity and Conservation*, 17(8), 1907-1922.
- Uezu, A. & Metzger, J. P. (2016) 'Time-lag in responses of birds to Atlantic Forest fragmentation: Restoration opportunity and urgency', *PLoS ONE*, 11(1), pp. 18–19. doi: 10.1371/journal.pone.0147909.
- Zar, J. H. (1996). Circular distributions: descriptive statistics. *Biostatistical analysis*, 519-611.
- Watson, K.B., Galford, G.L., Sontter, L.J., Ricketts, T.H. (2020) Conserving ecosystem services and biodiversity: Measuring the tradeoffs involved in splitting conservation budgets. *Ecosyst.*
- Webb, M.H., Terauds, A., Tulloch, A., Bell, P., Stojanovic, D., Heinsohn, R. (2017) The importance of incorporating functional habitats into conservation planning for highly mobile species in dynamic systems. *Conserv Biol* 31(5):1018–1028. <https://doi.org/10.1111/cobi.12899>.
- Wenny, D. G., et al. (2016) 'Seed dispersal by fruit-eating birds. In *Why Birds Matter: Avian Ecological Function and Ecosystem Services* (Ç. H. Şekercioğlu, D. G. Wenny, and C. J. Whelan, Editors). University of Chicago Press, IL, USA. pp. 107–146.
- Willis, E. O. (1979) 'The composition of avian communities in the remanescent woodlots in southern Brazil'. *Papeis avulsos de Zoologia* 33, 1-25.
- Willis, E. O., & Oniki, Y. (1981). Notes on the Slender Antbird. *The Wilson Bulletin*, 93(1), 103-107.

## ANEXO A

Lista de espécies identificadas na área de estudo. Nas colunas: família, espécie, nome popular, grau de endemismo na Mata Atlântica, (EN) endêmicas, ou (R) residentes; guilda, (C) carnívoras, (F) frugívoras, (I) insetívoras e (O) onívoras; flexibilidade no uso de diferentes tipos de floresta, (1) um a dois tipos, (2) três a quatro tipos e (3) cinco a seis tipos; sensibilidade a alterações de habitat (Parker III et al. 1999), (A) alta sensibilidade, (M) média sensibilidade e (B) baixa sensibilidade; status de conservação (IUCN, 2019), (LC) pouco preocupante, (NT) quase ameaçada e (VU) vulnerável; ocorrência nos fragmentos por classe de tamanho, (P) ocorre em fragmentos pequenos, (M) ocorre em fragmentos médios, (G) ocorre em fragmentos grandes. Pontal do Paranapanema/SP.

Família	Espécie	Nome Popular	Endem	Guilda	Uso Flo	Sens_frag	IUCN	Ocor_tam_frag
Accipitridae	<i>Leptodon cayanensis</i>	gavião-gato	R	C	1	M	NT	PMG
	<i>Rupornis magnirostris</i>	gavião-carijó	R	C	3	L	LC	PM
Anhimidae	<i>Anhima cornuta</i>	anhuma	R	O	1	M	LC	PM
Bucconidae	<i>Malacoptila striata</i>	barbudo-rajado	EN	I	1	M	NT	PG
Caprimulgidae	<i>Antrostomus rufus</i>	joão-corta-pau	R	I	1	L	LC	PMG
	<i>Lurocalis semitorquatus</i>	tuju	R	I	1	M	LC	PMG
	<i>Nyctidromus albicollis</i>	bacurau	R	I	1	L	LC	PMG
Columbidae	<i>Claravis pretiosa</i>	pararu-azul	R	O	2	L	LC	PMG
	<i>Columbina talpacoti</i>	rolinha-roxa	R	O	3	L	LC	PMG
	<i>Geotrygon montana</i>	pariri	R	F	2	M	LC	PMG
	<i>Leptotila verreauxi</i>	juriti-pupu	R	O	3	L	LC	PMG
	<i>Patagioenas cayennensis</i>	pomba-galega	R	F	3	L	LC	PMG
	<i>Patagioenas picazuro</i>	pomba-asa-branca	R	F	1	M	LC	PMG
Conopophagidae	<i>Conopophaga lineata</i>	chupa-dente	EN	I	2	M	LC	PMG
Corvidae	<i>Cyanocorax chrysops</i>	gralha-picaça	R	F	2	L	LC	PMG
Cotingidae	<i>Procnias nudicollis</i>	araponga	EN	F	1	H	VU	G
Cuculidae	<i>Coccyzus euleri</i>	papa-lagarta-de-euler	R	I	3	M	LC	PMG
	<i>Coccyzus melacoryphus</i>	papa-lagarta-acanelado	R	I	3	L	LC	PM
	<i>Crotophaga ani</i>	anu-preto	R	O	1	L	LC	M
	<i>Dromococcyx pavoninus</i>	peixe-frito-pavonino	R	I	1	H	LC	PMG
	<i>Piaya cayana</i>	alma-de-gato	R	I	3	L	LC	PMG
	<i>Tapera naevia</i>	saci	R	I	1	L	LC	PMG
Dendrocolaptidae	<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	arapaçu-grande	R	I	2	M	LC	PMG
	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	arapaçu-verde	R	I	3	M	LC	G
Falconidae	<i>Falco ruficularis</i>	cauré	R	C	1	L	LC	PMG
	<i>Herpetotheres cachinnans</i>	acauã	R	I	3	L	LC	PM
	<i>Micrastur ruficollis</i>	falcão-caburé	R	C	2	M	LC	

	<i>Micrastur semitorquatus</i>	falcão-relógio	R	C	2	M	LC	PMG
	<i>Milvago chimachima</i>	gavião-carrapateiro	R	O	2	L	LC	PMG
Formicariidae	<i>Chamaeza campanisona</i>	tovaca-campainha	R	I	1	H	LC	PMG
Fringillidae	<i>Euphonia chlorotica</i>	fim-fim	R	F	2	L	LC	PMG
Furnariidae	<i>Anumbius annumbi</i>	cochicho	R	I	2	M	LC	PMG
	<i>Automolus leucophthalmus</i>	barranqueiro-de-olho-branco	EN	I	1	M	LC	MG
	<i>Synallaxis frontalis</i>	petrim	EN	I	2	L	LC	PMG
Galbulidae	<i>Galbula ruficauda</i>	ariramba-de-cauda-ruiva	R	I	2	L	LC	PMG
Icteridae	<i>Cacicus haemorrhous</i>	guaxe	R	O	2	L	LC	PMG
Momotidae	<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	juruva	EN	I	2	M	LC	PMG
	<i>Momotus momota</i>	udu-de-coroa-azul	R	I	3	M	LC	PMG
Nyctibiidae	<i>Nyctibius griseus</i>	urutau	R	I	1	L	LC	PMG
Odontophoridae	<i>Odontophorus capueira</i>	uru	EN	F	3	L	LC	
Parulidae	<i>Basileuterus culicivorus</i>	pula-pula	R	I	2	L	LC	PMG
	<i>Myiothlypis flaveola</i>	canário-do-mato	R	I	1	M	LC	PMG
Passerellidae	<i>Arremon flavirostris</i>	tico-tico-de-bico-amarelo	R	I	2	M	LC	PMG
Picidae	<i>Dryocopus lineatus</i>	pica-pau-de-banda-branca	R	I	3	L	LC	PMG
	<i>Melanerpes flavifrons</i>	benedito-de-testa-amarela	EN	I	1	L	LC	PMG
	<i>Picumnus albosquamatus</i>	picapauzinho-escamoso	R	I	2	L	LC	PMG
	<i>Veniliornis spilogaster</i>	pica-pau-verde-carijó	R	I	2	M	LC	PMG
	<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	arapaçu-de-garganta-branca	R	I	2	M	LC	MG
	<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	arapaçu-rajado	EN	I	1	H	LC	PMG
Pipridade	<i>Pipra fasciicauda</i>	uirapuru-laranja	R	F	2	M	LC	PMG
Psittacidae	<i>Amazona aestiva</i>	papagaio-verdadeiro	R	F	1	M	LC	PMG
	<i>Amazona amazonica</i>	curica	R	F	2	M	LC	M
	<i>Ara chloropterus</i>	arara-vermelha-grande	R	F	1	H	LC	PMG
	<i>Brotogeris chiriri</i>	periquito-de-encontro-amarelo	R	O	1	M	LC	PMG
	<i>Brotogeris tirica</i>	periquito-verde	EN	F	2	L	LC	PMG
	<i>Psittacara leucophthalmus</i>	periquitão	R	F	2	L	LC	PMG
	<i>Pyrrhura frontalis</i>	tiriba-de-testa-vermelha	EN	F	2	M	LC	PMG
Rallidae	<i>Aramides cajaneus</i>	saracura-três-potes	R	I	2	H	LC	PM
Ramphastidae	<i>Pteroglossus castanotis</i>	araçari-castanho	R	F	2	H	LC	PMG
	<i>Ramphastos toco</i>	tucano-toco	R	F	1	M	LC	PMG
Rhynchocyclidae	<i>Corythopsis delalandi</i>	estalador	R	I	1	M	LC	PG
	<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	sebinho-de-olho-de-ouro	R	I	1	M	LC	PMG
	<i>Myiornis auricularis</i>	miudinho	R	O	1	L	LC	PMG

Strigidae	<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	tororó	R	I	2	L	LC	MG
	<i>Glaucidium brasilianum</i>	caburé	R	I	2	L	LC	PMG
	<i>Megascops atricapilla</i>	corujinha-sapo	EN	I	1	M	LC	PMG
Thamnophilidae	<i>Megascops choliba</i>	corujinha-do-mato	R	I	2	L	LC	PMG
	<i>Dysithamnus mentalis</i>	choquinha-lisa	R	I	1	M	LC	PMG
	<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	chorozinho-de-chapéu-preto	R	C	1	M	LC	PMG
	<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	chorozinho-de-asa-vermelha	R	I	3	M	LC	PMG
	<i>Pyriglena leucoptera</i>	papa-taoca-do-sul	EN	I	1	M	LC	PMG
	<i>Taraba major</i>	choró-boi	R	I	2	L	LC	PMG
	<i>Thamnophilus caerulescens</i>	choca-da-mata	R	I	2	L	LC	PMG
Thraupidae	<i>Thamnophilus pelzelni</i>	choca-do-planalto	R	I	3	L	LC	PMG
	<i>Coryphospingus cucullatus</i>	tico-tico-rei	R	O	2	L	LC	MG
	<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	saíra-ferrugem	R	F	2	L	LC	PMG
	<i>Saltator similis</i>	trinca-ferro	R	O	2	L	LC	PMG
Threskiornithidae	<i>Theristicus caudatus</i>	curicaca	R	I	1	L	LC	M
Tinamidae	<i>Crypturellus parvirostris</i>	inhambu-chororó	R	F	1	L	LC	PMG
	<i>Crypturellus tataupa</i>	inhambu-chitã	R	F	2	L	LC	PMG
	<i>Rhynchotus rufescens</i>	perdiz	R	O	1	L	LC	PM
	<i>Tinamus solitarius</i>	macuco	EN	F	1	H	NT	G
Trogonidae	<i>Trogon surrucura</i>	surucuá-variado	EN	F	1	M	LC	PMG
	<i>Trogon viridis</i>	surucuá-de-barriga-amarela	R	I	1	M	LC	PMG
Turdidae	<i>Turdus albicollis</i>	sabiá-coleira	R	F	1	M	LC	PMG
	<i>Turdus leucomelas</i>	sabiá-barranco	R	O	2	L	LC	PMG
Tyrannidae	<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	guaracavuçu	R	I	3	L	LC	PMG
	<i>Empidonomus varius</i>	peitica	R	I	1	L	LC	PMG
	<i>Euscarthmus meloryphus</i>	barulhento	R	I	2	L	LC	PMG
	<i>Legatus leucophaius</i>	bem-te-vi-pirata	R	I	2	L	LC	PM
	<i>Megarynchus pitangua</i>	neinei	R	F	3	L	LC	PMG
	<i>Myiozetetes similis</i>	bentevizinho-de-penacho-vermelho	R	I	1	L	LC	
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	bem-te-vi	R	O	1	L	LC	PMG
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	suiriri	R	F	1	L	LC	PMG
Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	pitiguari	R	I	2	M	LC	PMG
	<i>Vireo chivi</i>	juruviana	R	O	3	L	LC	PMG

## ANEXO B

Modelos preditivos para riqueza total de espécies e riqueza de grupos funcionais e sua relação com as variáveis explicativas relacionadas à paisagem. Pontal do Paranapanema/SP.

Modelo	Variável resposta	Variáveis explicativas	AICc	$\Delta$ AICc	wAICc	Cum.Wt	K	
Mrt07	riqueza total	y = diic_2000m + ind_matriz + ndvi	435.06	0.00	0.92	0.92	4	
Mrt05		y = diic_2000m + ndvi	440.73	5.67	0.05	0.98	3	
Mrt04		y = diic_2000m + ind_matriz	443.25	8.19	0.02	0.99	3	
Mrt01		y = diic_2000m	445.60	10.54	0.00	1.00	2	
Mrt06		y = ind_matriz + ndvi	447.45	12.39	0.00	1.00	3	
Mrt03		y = ndvi	454.60	19.54	0.00	1.00	2	
Mrt02		y = ind_matriz	457.98	22.92	0.00	1.00	2	
Mrt00		nulo (~1)	461.19	26.13	0.00	1.00	1	
Mren07		riqueza espécies endêmicas	y = diic_2000m + ind_matriz + ndvi	235.06	0.00	0.85	0.85	4
Mren05			y = diic_2000m + ndvi	240.11	5.05	0.07	0.92	3
Mren04	y = diic_2000m + ind_matriz		240.45	5.39	0.06	0.98	3	
Mren01	y = diic_2000m		242.72	7.66	0.02	1.00	2	
Mren06	y = ind_matriz + ndvi		247.37	12.32	0.00	1.00	3	
Mren03	y = ndvi		253.86	18.80	0.00	1.00	2	
Mren02	y = ind_matriz		255.04	19.98	0.00	1.00	2	
Mren00	nulo (~1)		258.09	23.03	0.00	1.00	1	
Mrre07	riqueza espécies residentes		y = diic_2000m + ind_matriz + ndvi	415.91	0.00	0.60	0.60	4
Mrre05			y = diic_2000m + ndvi	418.21	2.31	0.19	0.79	3
Mrre04		y = diic_2000m + ind_matriz	420.24	4.33	0.07	0.86	3	
Mrre06		y = ind_matriz + ndvi	420.56	4.66	0.06	0.92	3	
Mrre01		y = diic_2000m	420.58	4.67	0.06	0.98	2	
Mrre03		y = ndvi	423.67	7.77	0.01	0.99	2	
Mrre02		y = ind_matriz	426.18	10.27	0.00	1.00	2	
Mrre00		nulo (~1)	427.00	11.09	0.00	1.00	1	
Mrec03		riqueza espécies carnívoras	y = ndvi	157.21	0.00	0.52	0.52	2
Mrec05			y = diic_2000m + ndvi	159.06	1.85	0.21	0.73	3

Mrec06		y = ind_matriz + ndvi	159.36	2.15	0.18	0.90	3
Mrec07		y = diic_2000m + ind_matriz + ndvi	161.30	4.09	0.07	0.97	4
Mrec00		nulo (~1)	164.42	7.21	0.01	0.99	1
Mrec01		y = diic_2000m	165.94	8.73	0.01	0.99	2
Mrec02		y = ind_matriz	166.35	9.14	0.01	1.00	2
Mrec04		y = diic_2000m + ind_matriz	167.90	10.69	0.00	1.00	3
Mref07	riqueza espécies frugívoras	y = diic_2000m + ind_matriz + ndvi	282.98	0.00	0.42	0.42	4
Mref06		y = ind_matriz + ndvi	283.74	0.76	0.28	0.70	3
Mref04		y = diic_2000m + ind_matriz	286.14	3.16	0.09	0.79	3
Mref05		y = diic_2000m + ndvi	286.38	3.39	0.08	0.86	3
Mref01		y = diic_2000m	287.52	4.54	0.04	0.91	2
Mref02		y = ind_matriz	287.71	4.73	0.04	0.94	2
Mref03		y = ndvi	287.73	4.74	0.04	0.98	2
Mref00		nulo (~1)	289.47	6.49	0.02	1.00	1
Mrei07	riqueza espécies insetívoras	y = diic_2000m + ind_matriz + ndvi	365.89	0.00	0.63	0.63	4
Mrei05		y = diic_2000m + ndvi	367.73	1.84	0.25	0.88	3
Mrei01		y = diic_2000m	370.69	4.81	0.06	0.94	2
Mrei04		y = diic_2000m + ind_matriz	370.78	4.90	0.05	1.00	3
Mrei06		y = ind_matriz + ndvi	377.00	11.11	0.00	1.00	3
Mrei03		y = ndvi	379.91	14.03	0.00	1.00	2
Mrei02		y = ind_matriz	383.80	17.92	0.00	1.00	2
Mrei00		nulo (~1)	384.31	18.43	0.00	1.00	1
Mreo00	riqueza espécies onívoras	nulo (~1)	280.59	0.00	0.36	0.36	1
Mreo03		y = ndvi	282.11	1.52	0.17	0.53	2
Mreo02		y = ind_matriz	282.37	1.78	0.15	0.68	2
Mreo01		y = diic_2000m	282.66	2.07	0.13	0.81	2
Mreo06		y = ind_matriz + ndvi	284.13	3.54	0.06	0.87	3
Mreo05		y = diic_2000m + ndvi	284.22	3.63	0.06	0.93	3
Mreo04		y = diic_2000m + ind_matriz	284.53	3.94	0.05	0.98	3
Mreo07		y = diic_2000m + ind_matriz + ndvi	286.33	5.75	0.02	1.00	4
Mrefuf1_07	riqueza espécies flex. Uso floresta 1	y = diic_2000m + ind_matriz + ndvi	327.57	0.00	0.74	0.74	4

Mrefuf1_05		y = diic_2000m + ndvi	330.50	2.94	0.17	0.91	3
Mrefuf1_04		y = diic_2000m + ind_matriz	332.99	5.42	0.05	0.96	3
Mrefuf1_01		y = diic_2000m	333.64	6.07	0.04	1.00	2
Mrefuf1_06		y = ind_matriz + ndvi	339.67	12.10	0.00	1.00	3
Mrefuf1_03		y = ndvi	343.84	16.28	0.00	1.00	2
Mrefuf1_02		y = ind_matriz	347.17	19.61	0.00	1.00	2
Mrefuf1_00		nulo (~1)	348.52	20.95	0.00	1.00	1
Mrefuf2_04	riqueza espécies flex. Uso floresta 2	y = diic_2000m + ind_matriz	339.00	0.00	0.23	0.23	3
Mrefuf2_01		y = diic_2000m	339.01	0.01	0.23	0.45	2
Mrefuf2_07		y = diic_2000m + ind_matriz + ndvi	339.35	0.35	0.19	0.64	4
Mrefuf2_05		y = diic_2000m + ndvi	340.19	1.19	0.12	0.77	3
Mrefuf2_06		y = ind_matriz + ndvi	341.22	2.22	0.07	0.84	3
Mrefuf2_02		y = ind_matriz	341.46	2.46	0.07	0.91	2
Mrefuf2_00		nulo (~1)	341.83	2.82	0.06	0.96	1
Mrefuf2_03		y = ndvi	342.59	3.59	0.04	1.00	2
Mrefuf3_00	riqueza espécies flex. Uso floresta 3	nulo (~1)	266.99	0.00	0.29	0.29	1
Mrefuf3_03		y = ndvi	267.27	0.29	0.25	0.54	2
Mrefuf3_02		y = ind_matriz	269.05	2.07	0.10	0.65	2
Mrefuf3_01		y = diic_2000m	269.09	2.10	0.10	0.75	2
Mrefuf3_06		y = ind_matriz + ndvi	269.15	2.16	0.10	0.85	3
Mrefuf3_05		y = diic_2000m + ndvi	269.47	2.49	0.08	0.93	3
Mrefuf3_04		y = diic_2000m + ind_matriz	271.23	4.25	0.03	0.97	3
Mrefuf3_07		y = diic_2000m + ind_matriz + ndvi	271.43	4.44	0.03	1.00	4
Mresalt_07	riqueza espécies sensibilidade alta	y = diic_2000m + ind_matriz + ndvi	176.56	0.00	0.90	0.90	4
Mresalt_04		y = diic_2000m + ind_matriz	182.50	5.94	0.05	0.95	3
Mresalt_05		y = diic_2000m + ndvi	183.56	7.01	0.03	0.98	3
Mresalt_06		y = ind_matriz + ndvi	184.57	8.01	0.02	0.99	3
Mresalt_01		y = diic_2000m	186.21	9.66	0.01	1.00	2
Mresalt_02		y = ind_matriz	192.47	15.91	0.00	1.00	2
Mresalt_03		y = ndvi	192.75	16.19	0.00	1.00	2
Mresalt_00		nulo (~1)	196.79	20.23	0.00	1.00	1

Mresmed_07	riqueza espécies sensibilidade média	$y = \text{diic\_2000m} + \text{ind\_matriz} + \text{ndvi}$	334.09	0.00	0.91	0.91	4
Mresmed_05		$y = \text{diic\_2000m} + \text{ndvi}$	338.82	4.73	0.09	0.99	3
Mresmed_06		$y = \text{ind\_matriz} + \text{ndvi}$	344.72	10.63	0.00	1.00	3
Mresmed_04		$y = \text{diic\_2000m} + \text{ind\_matriz}$	345.93	11.84	0.00	1.00	3
Mresmed_01		$y = \text{diic\_2000m}$	347.07	12.98	0.00	1.00	2
Mresmed_03		$y = \text{ndvi}$	350.79	16.70	0.00	1.00	2
Mresmed_02		$y = \text{ind\_matriz}$	359.17	25.08	0.00	1.00	2
Mresmed_00		nulo (~1)	361.02	26.93	0.00	1.00	1
Mresbai_00	riqueza espécies sensibilidade baixa	nulo (~1)	365.95	0.00	0.32	0.32	1
Mresbai_01		$y = \text{diic\_2000m}$	367.10	1.15	0.18	0.50	2
Mresbai_02		$y = \text{ind\_matriz}$	367.51	1.57	0.15	0.64	2
Mresbai_03		$y = \text{ndvi}$	367.85	1.90	0.12	0.77	2
Mresbai_04		$y = \text{diic\_2000m} + \text{ind\_matriz}$	368.80	2.85	0.08	0.85	3
Mresbai_05		$y = \text{diic\_2000m} + \text{ndvi}$	369.13	3.19	0.06	0.91	3
Mresbai_06		$y = \text{ind\_matriz} + \text{ndvi}$	369.27	3.32	0.06	0.97	3
Mresbai_07		$y = \text{diic\_2000m} + \text{ind\_matriz} + \text{ndvi}$	370.73	4.78	0.03	1.00	4

---