ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE EM REMANESCENTES FLORESTAIS: UMA ABORDAGEM INTEGRADA DE CONECTIVIDADE

Por

ANA CRISTINA ANDRÉ

NAZARÉ PAULISTA, 2025

ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE EM REMANESCENTES FLORESTAIS: UMA ABORDAGEM INTEGRADA DE CONECTIVIDADE

Por

ANA CRISTINA ANDRÉ

COMITÊ DE ORIENTAÇÃO

PROF. Dr. ALEXANDRE UEZU
PROFª Drª MARIA JOSÉ BRITO ZAKIA
PROF. Dr. THIAGO PHILIPE DE CAMARGO TIMO

Ficha Catalográfica

Andre, Ana Cristina
Conservação da biodiversidade em remanescentes florestais: uma abordagem integrada de conectividade, 2025. 112 pp.

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

1. Conectividade
2. Remanescentes florestais
3. Métricas de paisagem
4. Riqueza sonora da avifauna

I. Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade, ESCAS

BANCA EXAMINADORA

NAZARÉ PAULISTA, 2025

_____
Prof. Dr. Alexandre Uezu

_____
Profª Drª Maria José Brito Zakia

_____
Prof. Dr. Thiago Philipe de Camargo Timo

A todos que enxergam a beleza do planeta e de seus ecossistemas e dedicam seus esforços à sua conservação.

AGRADECIMENTOS

As conexões são importantes para a manutenção dos habitats, das populações de espécies e também para a evolução da própria humanidade. Este trabalho só foi possível graças a essas conexões e aqui expresso minha imensa gratidão por cada uma delas que fez total diferença no desenvolvimento desta tese de mestrado.

Em primeiro lugar, agradeço meu pai (em memória) e minha mãe, que sempre me incentivaram em cada passo da minha trajetória. Pai, tenho certeza você esteve comigo em cada momento nestes últimos meses.

Ao meu marido Renan de Souza Rosa, que fez este processo muito mais leve e me deu todo a suporte pessoal necessário para que eu me mantivesse firme.

À Maria José Brito Zakia, que me encorajou desde o início a ingressar no mestrado e permaneceu até o final como minha coorientadora. Sua confiança foi essencial.

Ao time de Sustentabilidade e de Biodiversidade da Klabin, meu agradecimento pelo apoio constante na realização deste trabalho. Em especial, ao meu gestor Paulo Henrique Schmidlin, cuja parceria foi decisiva para que eu pudesse cursar o mestrado e concluir esta pesquisa.

Aos meu orientador Alexandre Uezu e meu coorientador Thiago Philipe de Camargo Timo, por me apoiarem em todas as análises e metodologias exploradas ao longo do processo e toparem entrar nesta jornada comigo.

Ao time de Pesquisa Florestal da Klabin, muito obrigada pelo suporte na instalação dos gravadores em campo. À Paula Burigo Vandresen, Luiz Carlos de Souza Lima, Valdemir Simao da Conceição, Anderson Silva de Oliveria, Adriel Felipe das Graças, Ricardo Gomes Diniz e Fernando Augusto Lopes de Oliveira e aos meus colegas Tiago Luiz Daros, Fábio Luiz Gama Goes e Valmir Oliveira da Silva, que ajudaram com a logística e as atividades em campo, é ali que tudo realmente acontece, e foi incrível poder viver essa experiência.

Aos ornitólogos Paulo Ricardo Siqueira e Rayanne Cruz, pelo apoio tanto nas atividades de campo quanto na identificação das espécies registradas pelos gravadores.

Ao time do IPÊ, minha profunda admiração e gratidão por toda sua história e por formarem conservacionistas com tanta excelência no Brasil.

A cada um dos meus colegas de mestrado, obrigada por tornarem esses dois anos tão especiais. Foi inspirador ver como um grupo tão diverso gera uma potência incrível quando se propõe a trabalhar juntos.

A todos meu muito obrigada!

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS v
LISTA DE TABELAS 8
LISTA DE FIGURAS 9
LISTA DE ABREVIAÇÕES 12
RESUMO 13
ABSTRACT 15

1. INTRODUÇÃO 16

2. OBJETIVO 18

2.1. Objetivo geral 18

2.2. Objetivos específicos 18

3. REFERENCIAL TEÓRICO 19

3.1. A Biodiversidade no centro das discussões 19

3.2. Importância da conectividade em paisagens fragmentadas 21

3.3. Conectividade 26

3.4. Avifauna como indicador de conectividade 27

4. MATERIAIS E MÉTODOS 29

4.1. Área de estudo 29

4.2. Cálculo das métricas de paisagem 35

4.3. Caracterização dos remanescentes monitorados 38

4.4. Conectividade funcional 40

4.4.1. Critério de seleção dos remanescentes para instalação dos gravadores 42
4.4.2. Identificação das espécies de avifauna 48
4.4.3. Análise hierárquica de ocupação 49
4.4.4. Estimativa de conectividade funcional 53

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 55

5.1. Caracterização da estrutura espacial da paisagem 55

5.2. Caracterização dos remanescentes monitorados 61

5.3. Conectividade funcional 65

5.3.1. Modelagem de ocupação 65
5.3.2. Estimativa de conectividade funcional 76

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS 79

7. REFERÊNCIAS 82

ANEXO 1 – Fichas dos indicadores do Protocolo de Valoração Física da Biodiversidade 93
ANEXO 2 – Lista de espécies utilizada para identificação na plataforma do BirdNet . 101

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Indicadores por atributo do ecossistema 39

Tabela 2. Intervalo de seleção para cada categoria de área..... 44

Tabela 3. Remanescentes por classe de tamanho na área de estudo 56

Tabela 4. Informações detalhadas dos remanescentes monitorados 61

Tabela 5. Métricas e pontuações do protocolo de Valoração Física da Biodiversidade atribuídas a cada remanescente. Cada métrica tem o resultado dos valores absolutos (à esquerda) a as respectivas pontuações (à direita) dentro de cada atributo do ecossistema 62

Tabela 6. Resultado da aplicação do protocolo de biodiversidade nos remanescentes monitorados 65

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Perda e fragmentação do habitat. Adaptado de Fahrig (2017). 22

Figura 2. Localização da área de estudo no estado do Paraná. Compreende os municípios de Ortigueira, Curiúva, Telêmaco Borba, Imbaú, Reserva, Tibagi, Ventania e Arapoti 30

Figura 3. Nome e localização dos remanescentes monitorados 31

Figura 4. Classificação climática segundo Köppen-Geiger na área de estudo 32

Figura 5. Unidade de relevo e declividade em graus da área de estudo..... 33

Figura 6. Mapa de uso do solo da área de estudo 34

Figura 7. Porcentagem de cada uso do solo na área de estudo. Fonte: Mapbiomas (2023) 35

Figura 8. Recorte dentro da área de estudo para análise de conectividade funcional na paisagem 41

Figura 9. AudioMoth. Fonte: Hill et al. (2019)..... 42

Figura 10 - Remanescentes selecionados para instalação dos gravadores 43

Figura 11. Critério de seleção dos remanescentes 44

Figura 12. Relação entre a área dos remanescentes (ha) e o índice de proximidade (m) para todos os remanescentes do recorte. Os pontos em vermelho representam os remanescentes selecionados, enquanto os pontos em cinza correspondem aos demais remanescentes presentes na paisagem. Para melhor visualização, os eixos do gráfico foram limitados a 500 ha no eixo *x* (área) e 45.000 m no eixo *y* (índice de proximidade) 46

Figura 13. Localização dos gravadores instalados nos remanescentes selecionados . 47

Figura 14. Foto da esquerda, altura de instalação na árvore. Foto da direita, gravador instalado. 48

Figura 15. Matriz de incidência, registro de presença (n) e ausência (0) das espécies por sítios (gravador) 52

Figura 16. Remanescentes na área de estudo por classe de tamanho (ha) 55

Figura 17. Distribuição de área e número de remanescentes por classe de tamanho na área de estudo..... 57

Figura 18. Presença de área núcleo dentro da área de estudo (foi classificado como área núcleo, as porções de vegetação nativa à 100 m da borda dos remanescentes) 58

Figura 19. Resultado do Índice Integral de Conectividade para a área de estudo (dIIC) 60

Figura 20. Média da riqueza sonora de avifauna por classe de tamanho nos remanescentes selecionados 66

Figura 21. Riqueza sonora total de avifauna registradas nas diferentes classes de tamanho 67

Figura 22. Média arredondada do número total de espécies estimado pelos modelos nas 250.000 iterações 69

Figura 23. Curva de acumulação de espécies para as áudio-espécies dependentes de floresta na paisagem. O número máximo de espécies possíveis de serem estimadas pelo modelo é 193 (linha verde). No total, foram identificadas 181 áudio-espécies (linha azul), e o modelo estimou a presença de 182 espécies (linha vermelha). 69

Figura 24. Resultado do Modelo 1. Riqueza sonora das áudio-espécies dependentes de floresta detectadas por classe de tamanho dos remanescentes selecionados 70

Figura 25. Resultado do Modelo 2 de riqueza sonora das áudio-espécies detectadas dependentes de floresta pelas variáveis log(área (ha) = logaritmo da área, distância (m) = distância mínima de cada remanescente até o remanescente maior que 5.000 hectares, e índice de forma de cada remanescente 71

Figura 26. Relação do índice de forma com o logaritmo da área dos remanescentes em hectares 72

Figura 27. Relação entre a probabilidade de ocupação estimada pelo Modelo 1 e as classes de tamanho dos remanescentes, em função da distância mínima até os remanescentes com mais de 5.000 hectares. 73

Figura 28. Relação entre a probabilidade de ocupação estimada pelo Modelo 2 e as variáveis explicativas: distância (distância mínima até os remanescentes com mais de 5.000 hectares), índice de forma e log(área (ha)) (logaritmo da área dos remanescentes). Os nomes das variáveis do eixo x estão apresentadas acima dos gráficos 74

Figura 29. Resultado da distância do remanescente ocupado mais próximo para as espécies *Trogon surrucura* e *Spizaetus tyrannus* 77

Figura 30. Classificação da importância dos remanescentes para as espécies *Trogon surrucura* e *Spizaetus tyrannus*..... 78

LISTA DE ABREVIAÇÕES

APP – Área de Preservação Permanente

BBOP - Business and Biodiversity Offsets Programme

BCG - Boston Consulting Group

CBD - Convenção sobre Diversidade Biológica

eBird - Banco de dados on-line de observações de aves

FAO - Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura

GBIF - Sistema Global de Informação sobre Biodiversidade

GBF - Marco Global de Biodiversidade de Kunming-Montreal

GPS - Global Positioning System

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IIC - Índice Integral de Conectividade

IPBES - Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos

IUCN - União Internacional para a Conservação da Natureza

MINEROPAR - Minerais do Paraná

MMA - Ministério do Meio Ambiente e Mudanças Climáticas

PDBFF - Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais

SICAR - Sistema Cadastro Ambiental Rural São Paulo

UNCCD - Convenção das Nações Unidas para o Combate à Desertificação

UNEP - Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

WBG - Grupo Banco Mundial

WEF - Fórum Económico Mundial

WWF- Fundo Mundial para a Natureza

RESUMO

A fragmentação e perda dos habitats naturais representam as principais ameaças à biodiversidade, resultantes das atividades humanas. Neste contexto, compreender os mecanismos que mantêm a conectividade nas paisagens é fundamental para a conservação das espécies em ambientes fragmentados. Além disso, identificar indicadores que possam ser monitorados ao longo do tempo contribui para que as organizações desenvolvam estratégias eficazes de gestão e conservação da paisagem. Este trabalho teve como objetivo analisar o papel dos grandes remanescentes florestais na manutenção da avifauna em uma paisagem fragmentada no estado do Paraná, bem como avaliar a conectividade estrutural e funcional do território. Para isso, foram utilizadas métricas de paisagem, o Índice Integral de Conectividade (IIC), dados de riqueza sonora obtidos por meio de gravadores autônomos e modelos de ocupação para múltiplas espécies utilizando o logaritmo da área dos remanescentes (em hectares), a distância mínima de cada remanescente até os remanescentes com mais de 5.000 hectares, e o índice de forma de cada remanescente como variáveis explicativas, definindo a probabilidade de ocupação das espécies ao longo da paisagem. Os resultados indicaram que remanescentes com mais de 500 hectares abrigam maior diversidade de espécies e são essenciais para a manutenção de populações e a conectividade funcional. No entanto, remanescentes menores, quando inseridos em uma matriz bem conectada, também exercem funções ecológicas relevantes, atuando como trampolins ecológicos e oferecendo habitats complementares que favorecem o deslocamento e a persistência de espécies na paisagem. O uso de tecnologias acústicas se mostrou eficiente e promissor para o monitoramento da avifauna, apesar de ainda requerer aprimoramentos. Este estudo contribui para o avanço metodológico na análise de conectividade e traz subsídios práticos para ações de manejo, monitoramento e planejamento da conservação em paisagens. As métricas utilizadas apresentam potencial para integração em estratégias de monitoramento do ganho líquido de biodiversidade, ampliando a capacidade de avaliação da efetividade das ações corporativas de conservação.

Palavras-chave: Conectividade; avifauna; remanescentes florestais; métricas de paisagem; riqueza sonora; modelos de ocupação.

ABSTRACT

Habitat fragmentation and loss represent the main threats to biodiversity, resulting from human activities. In this context, understanding the mechanisms that maintain landscape connectivity is essential for species conservation in fragmented environments. Furthermore, identifying indicators that can be monitored over time contributes to the development of effective landscape management and conservation strategies by organizations. This study aimed to analyze the role of large forest remnants in maintaining bird communities in a fragmented landscape in the state of Paraná, Brazil, as well as to assess the structural and functional connectivity of the territory. To achieve this, landscape metrics, the Integral Index of Connectivity (IIC), acoustic diversity data obtained through autonomous recorders, and multi-species occupancy models were used. The explanatory variables included the logarithm of remnant area (in hectares), the minimum distance from each remnant to those larger than 5,000 hectares, and the shape index of each remnant, to estimate species occupancy probabilities across the landscape. The results indicated that remnants larger than 500 hectares harbor greater species diversity and are essential for maintaining populations and functional connectivity. However, smaller remnants, when embedded in a well-connected matrix, also perform relevant ecological roles, acting as ecological stepping stones and providing complementary habitats that facilitate species movement and persistence in the landscape. The use of acoustic technologies proved to be efficient and promising for bird monitoring, although further improvements are still needed. This study contributes to methodological advances in connectivity analysis and provides practical insights for management, monitoring, and conservation planning in landscapes. The metrics applied show potential for integration into biodiversity net gain monitoring strategies, enhancing the ability to evaluate the effectiveness of corporate conservation actions.

Keywords: Connectivity; bird communities; forest remnants; landscape metrics; acoustic richness; occupancy model.

1. INTRODUÇÃO

Segundo o relatório do IPBES (2019), a natureza e suas contribuições essenciais para a vida humana, que juntas formam a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, estão se degradando em escala global, devido as atividades humanas que ameaçam um número maior de espécies do que em qualquer outro momento da história. O documento aponta que a perda de biodiversidade no planeta ocorre em uma velocidade sem precedentes. Estima-se que, em média, cerca de 25% das espécies de animais e plantas estejam em risco, com aproximadamente 1 milhão de espécies podendo desaparecer nas próximas décadas (IPBES, 2019).

Entre 1990 e 2020, o mundo teve uma perda líquida de cerca de 178 milhões de hectares de florestas, uma área equivalente ao tamanho da Líbia (FAO, 2020). Embora as taxas de perda de florestas estejam em declínio nas últimas décadas – passando de 7,8 milhões de hectares por ano entre 1990 e 2000 para 5,2 milhões entre 2010 e 2020 – os números ainda são expressivos, com impactos significativos para a vida humana e o equilíbrio dos ecossistemas (FAO, 2020; FAO, 2022). Isso sem contatar a degradação de áreas não florestais.

As conversões dos habitats terrestres e marinhos, que envolvem a mudança de uso do solo, a perda e fragmentação dos habitats é a maior ameaça à biodiversidade (GROOM et al., 2006; IPBES, 2019). O processo de fragmentação dos habitats compreende duas etapas: (i) a perda e redução de cobertura do habitat natural propriamente dita e (ii) a mudança da configuração do habitat, levando a remanescentes menores e mais isolados na paisagem (HARRIS, 1984).

Assim, entender os mecanismos que mantêm a conectividade entre os remanescentes de habitat é fundamental para garantir a viabilidade das populações em ambientes fragmentados, assegurando sua persistência ao longo do tempo e prevenindo extinções locais (DUNNING et al, 1992). A conectividade entre áreas naturais permite o fluxo gênico entre populações e é amplamente reconhecida como uma estratégia eficaz para mitigar os impactos negativos da fragmentação e da perda de habitat (VILLARD & METZGER, 2014).

Os grandes remanescentes de vegetação nativa desempenham um papel crucial na manutenção das comunidades biológicas, na preservação da riqueza de espécies e na prevenção da hiper abundância de algumas delas (LAURANCE ET AL., 2002). Por outro lado, pequenos remanescentes localizados em paisagens bem conectadas também podem abrigar um elevado número de espécies e atuar como elementos de ligação, funcionando como “trampolins ecológicos” (*stepping stones*) que facilitam o deslocamento de espécies entre áreas de habitat, promovendo a conectividade na paisagem (TURNER & GARDENER, 2015).

Este trabalho visa analisar o alcance da influência de grandes remanescentes, maiores que 500 hectares, na paisagem para as espécies de avifauna, destacando sua importância para a conservação da biodiversidade. Busca-se demonstrar que grandes remanescentes são essenciais para a conservação da biodiversidade, e que é fundamental que eles estejam conectados na paisagem para sustentarem os níveis de diversidade biológica.

Adicionalmente, o estudo visa compreender como as métricas de paisagem podem ser aplicadas no planejamento de conservação na escala de paisagem (CORREA AYRAM, 2015), no cálculo do ganho líquido de biodiversidade (ou seja, quando se mede se as ações trouxeram mais benefícios do que perdas para a biodiversidade, usando métricas que comprovem esse impacto positivo) e na integração às estratégias empresariais de conservação.

2. OBJETIVO

2.1. Objetivo geral

Analisar a contribuição dos grandes remanescentes de vegetação nativa para a manutenção da riqueza de avifauna em uma paisagem fragmentada.

2.2. Objetivos específicos

a) Caracterizar a paisagem como um todo e compreender a qualidade dos remanescentes ainda presentes;
b) Caracterizar grandes remanescentes na área de estudo;
c) Avaliar a conectividade na área de estudo e se a distância de remanescentes fonte influencia na ocupação por espécies da avifauna.
d) Analisar como as métricas de paisagem podem ser utilizadas no planejamento de ações de conservação em áreas sob gestão empresarial.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. A Biodiversidade no centro das discussões

Grande parte dos ecossistemas naturais já foi significativamente alterado em todo o mundo e continuam em acelerado declínio. Estima-se que 75% da superfície terrestre já esteja significativamente modificada, 66% dos oceanos sofreram impactos cumulativos, e 85% das áreas úmidas tenham sido perdidas (IPBES, 2019).

No Brasil, um dos países mais diversos do mundo, o ritmo do aumento do risco de extinção das espécies continua acelerado. A última lista de 2022 de espécies ameaçadas do Ministério do Meio Ambiente e Mudanças Climáticas (MMA) revela que o país possui 3.209 espécies da flora em risco, um aumento de cerca de 63% em relação às espécies que constavam na lista de 2014. Quanto à fauna, a lista aponta 1.254 espécies ameaçadas de extinção, aumento de 22% em relação a 2014 (MMA, 2022). Os números evidenciam a importância do tema e a urgência de implementação de ações concretas, visando a manutenção dos ecossistemas e das populações de espécies nativas.

Diversos relatórios globais têm convocado o setor empresarial a enfrentar a perda mundial de biodiversidade, incentivando as empresas a incorporarem a gestão da biodiversidade em suas estratégias de negócio (IPBES, 2019; WEF, 2020; WBG, 2020; UNEP, 2021). O relatório do Fórum Econômico Mundial, destaca que mais da metade do PIB global, equivalente a 44 trilhões de dólares, depende de serviços ecossistêmicos e, portanto, está vulnerável à perda de biodiversidade (WEF, 2020). Além disso, mais de 90% da pressão antrópica sobre a biodiversidade está associada às operações de quatro grandes cadeias de valor: alimentos, energia, infraestrutura e moda (BCG, 2021).

Em dezembro de 2022, os países membros da Conversão sobre Diversidade Biológica (CBD) adotaram o Marco Global de Biodiversidade de Kunming-Montreal (GBF) com a missão de promover uma transformação abrangente na relação da sociedade com a biodiversidade até 2030, alinhado aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. O objetivo final é garantir que, até 2050, a visão compartilhada de viver em harmonia com a natureza seja alcançada (CBD, 2022). O documento destaca o papel fundamental das empresas e instituições financeiras no cumprimento das metas

estabelecidas e no ganho líquido de biodiversidade. Para isso é essencial reconhecer as formas como diferentes setores interagem com a natureza, a impactam e dependem dela.

Segundo o Business and Biodiversity Offsets Programme (2018), o ganho líquido de biodiversidade é alcançado por meio de resultados mensuráveis de conservação, provenientes de ações destinadas a compensar impactos adversos residuais significativos sobre a biodiversidade. Essas ações são implementadas após a adoção de medidas adequadas de prevenção e mitigação, levando em conta a composição de espécies, a estrutura do habitat, a função do ecossistema e os usos e valores culturais da biodiversidade para as pessoas (BBOP, 2018).

Para chegar no ganho líquido de biodiversidade, é fundamental que diferentes setores e países compartilhem uma visão comum ou cheguem em um acordo de como mensurá-lo. Isso torna essencial o estabelecimento de métricas para medir e demonstrar que o saldo dos impactos sobre os ecossistemas se tornou positivo. No entanto, ao contrário do clima, que já possui métricas bem definidas, a questão da natureza ainda apresenta grandes desafios. Ainda falta uma métrica comum, ou um conjunto padronizado de métricas, amplamente aceito para avaliar o estado da natureza e monitorar sua transformação ao longo do tempo (BCG, 2021; GLOBAL CANOPY, 2024).

A falta de métricas globais não deve ser justificativa para adiar os avanços na agenda. Pelo contrário, deve ser uma oportunidade para que as empresas compreendam melhor seus impactos e dependências em relação à natureza e, a partir disso, proponham maneiras de mensurar o ganho líquido em diferentes esferas de impacto.

No Brasil, por exemplo, várias organizações e o governo têm avançado na criação de plataformas e bases de dados nacionais, como o MapBiomas e a plataforma do SICAR (MAPBIOMAS, 2024; BRASIL, 2024), que facilitam o acesso às informações. O desafio agora é padronizar o uso desses dados com um objetivo comum. Além disso, a disponibilidade de dados abertos para o território permite que as empresas adotem uma abordagem de paisagem mais ampla, indo além de suas fronteiras de atuação, o que é essencial para alcançar as metas de conservação da natureza.

3.2. Importância da conectividade em paisagens fragmentadas

As alterações no uso do solo representam a principal causa da perda de biodiversidade em escala global (WWF, 2022). O principal vetor dessas alterações é a agricultura moderna, sendo que mais de um terço da superfície terrestre está atualmente destinada ao cultivo agrícola ou à criação e manejo de animais (IPBES, 2019). Globalmente, os sistemas alimentares respondem por cerca de 80% do desmatamento, configurando-se como a principal causa da perda de biodiversidade terrestre (UNCCD, 2022). O segundo maior vetor é a expansão urbana, cuja área duplicou desde 1992, impulsionada pelo crescimento populacional e pelo aumento do consumo (IPBES, 2019). Além disso, Maxwell et al., (2016) demonstrou que de 8.688 espécies listadas como ameaçadas pela IUCN, 72% dessas espécies sofrem com a superexploração e 62% são impactadas pela agricultura.

A fragmentação do habitat é geralmente definida como um processo em escala de paisagem que envolve tanto a perda de habitat quanto a divisão dos remanescentes em áreas menores (FAHRIG, 2003). A perda de habitat diz respeito à redução da área total de ambientes naturais, podendo ocorrer mesmo sem a quebra da continuidade entre os remanescentes (FAHRIG, 2017). Por outro lado, a fragmentação do habitat refere-se à divisão de ecossistemas originalmente contínuos em partes menores, isoladas entre si por outras formas de uso do solo (FAHRIG, 2003). É importante distinguir esses processos, pois diversos estudos demonstram que a perda de habitat exerce efeitos mais significativos sobre a redução da biodiversidade do que a fragmentação do habitat em si (FAHRIG, 2003). A Figura 1 ilustra as formas pelas quais os processos de fragmentação e perda de habitat podem ocorrer.

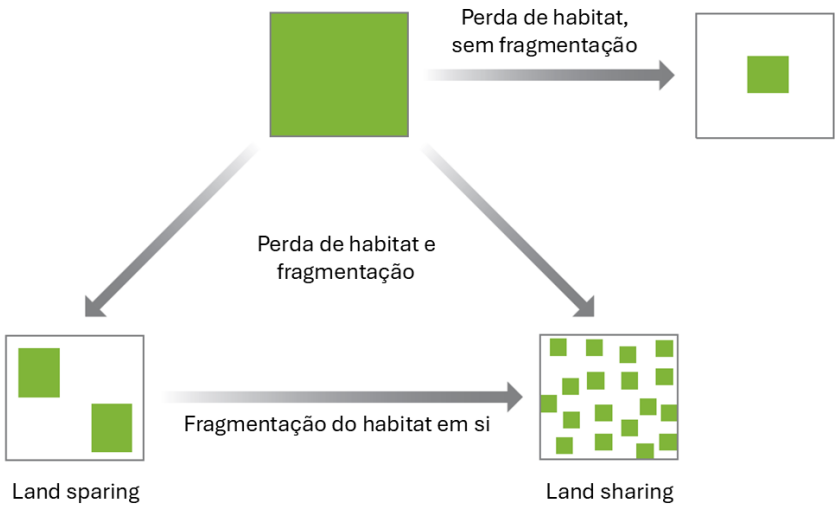


Figura 1. Perda e fragmentação do habitat. Adaptado de Fahrig (2017).

A fragmentação pode ainda resultar em dois padrões distintos de ocupação do território, conhecidos como *land sparing* (preservação de terras) e *land sharing* (compartilhamento de terras). No primeiro, observa-se a preservação de poucos remanescentes grandes em meio a áreas de alta produção agrícola; no segundo, predominam muitos remanescentes menores inseridos em uma matriz agrícola menos intensiva (GREEN et al., 2005).

Os processos relacionados à fragmentação de hábitats, como a diminuição da área, o aumento do isolamento e a criação de efeitos de borda, comprometem de forma consistente as funções ecossistêmicas essenciais, com impactos que tendem a se intensificar ao longo do tempo (HADDAD et al., 2015). Mesmo pequenas perdas de habitat podem ultrapassar o limiar crítico de conectividade, comprometendo a integridade da paisagem (WITH et al., 1997). Tais processos isolam a fauna e a flora dentro dos remanescentes, limitando a recolonização após extinções locais e reduzindo a abundância de aves, mamíferos, insetos e plantas (HADDAD et al., 2015). Embora existam variações específicas entre espécies, com alguns aumentos ou declínios populacionais, essas flutuações são frequentemente atribuídas a fatores imediatos, como a liberação de competição ou predação, alterações nos regimes de distúrbio ou mudanças em condições abióticas (HADDAD et al., 2015).

Para evitar que a fragmentação prejudique a sobrevivência das espécies, é essencial que os remanescentes de habitat ainda presentes na paisagem estejam conectados. Isso assegura não apenas a viabilidade das populações, mas também o fluxo gênico entre elas (DUNNING et al., 1992).

A alta conectividade entre remanescentes está diretamente ligada a uma configuração favorável do habitat e à permeabilidade da matriz, o que aumenta a resiliência das paisagens fragmentadas e contribui para a prevenção da extinção de espécies (VILLARD & METZGER, 2014). A manutenção de áreas com elevada conectividade ecológica é amplamente reconhecida como uma estratégia eficaz para mitigar os impactos negativos da fragmentação e da perda de habitat (VILLARD; METZGER, 2014). Thompson et al. (2017) também reconhecem a importância da qualidade da matriz na paisagem e da manutenção da conectividade, que favorecem a dispersão de espécies entre remanescentes e sustentam a produção de biomassa local. Esses processos estão diretamente relacionados ao aumento da resiliência ecológica frente às mudanças ambientais.

Dessa forma, manter ou aumentar a conectividade na paisagem é uma estratégia chave para conservar a biodiversidade frente às mudanças climáticas (HANNAH et al. 2007; BELLARD et al., 2012; LEMES; LOYOLA, 2013). Com o avanço das mudanças climáticas, muitos ambientes adequados para as espécies vão mudar de lugar, o que exige que elas se adaptem ou encontrem novas áreas para ocupar (PARMESAN; YOHE, 2003; PERRY et al., 2005). A conectividade permite que as espécies se movimentem pela paisagem, escapando de condições desfavoráveis e se desloquem para condições ambientais favoráveis (HANNAH et al., 2007).

A conectividade é definida como o grau em que a paisagem permite ou dificulta o movimento entre remanescentes, sendo crucial para que as espécies acessem os recursos necessários à sua sobrevivência (TAYLOR et al., 1993). Nesse contexto, a conectividade da paisagem refere-se à relação funcional entre os remanescentes de habitat, resultante da continuidade espacial do habitat e das respostas de movimento dos organismos à estrutura da paisagem (WITH et al., 1997).

O primeiro ponto a ser considerado é que modelos já demonstram que, mesmo comparando paisagens com a mesma área de habitat, ambientes fragmentados apresentam menor riqueza de espécies do que habitats contínuos (GONÇALVES-SOUZA et al., 2025). Esse resultado indica que a perda de habitat deveria ser interrompida definitivamente para garantir a manutenção das populações remanescentes nas paisagens. No entanto, considerando paisagens já fragmentadas, diversos estudos apontam que o limiar de extinção de espécies na Mata Atlântica está associado à manutenção de uma cobertura de vegetação nativa superior a 30% (PARDINI et al., 2010; RIGUEIRA et al., 2013; LIMA; MARIANO-NETO, 2014).

O tamanho dos remanescentes exerce uma influência direta sobre sua capacidade de manter a diversidade biológica e sustentá-la ao longo do tempo. Remanescentes menores tendem a ser mais suscetíveis a fatores externos, como mudanças climáticas, o que pode comprometer as comunidades presentes nesses espaços (KAPOS, 1989). Contudo, pequenos remanescentes localizados em paisagens conectadas podem abrigar um elevado número de espécies e atuar como elementos de ligação, funcionando como "trampolins ecológicos" (*stepping stones*) que permitem o deslocamento de espécies entre áreas de habitat, facilitando a conectividade na paisagem (TURNER; GARDENER, 2015).

Os grandes remanescentes, por sua vez, desempenham um papel crucial na manutenção das comunidades biológicas, preservação da riqueza de espécies e prevenção da hiper abundância de algumas delas (LAURANCE et al., 2002). O Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), conduzido na Floresta Amazônica, não estabeleceu um tamanho mínimo ideal para as reservas naturais, mas evidenciou que essas áreas precisam ser grandes e numerosas para garantir a conservação da biodiversidade (LAURANCE et al., 2002).

No estudo de Martensen et al. (2012), os autores concluíram que a proporção de floresta remanescente — especialmente quando superior a 30% — exerce maior influência sobre a manutenção das espécies do que o tamanho individual dos remanescentes. Em contrapartida, Hanski (2015), por meio de modelos de paisagem, argumenta que o tamanho dos remanescentes é igualmente relevante, destacando que

a presença de grandes remanescentes na matriz contribui significativamente não apenas para o aumento da riqueza de espécies, mas também para a viabilidade das populações ao longo do tempo.

Pardini et al. (2010) mostraram que pequenos mamíferos especialistas de floresta responderam fortemente à fragmentação, mas apenas em paisagens com 30% de cobertura florestal, onde remanescentes maiores sustentaram mais abundância e riqueza. Em paisagens muito florestadas (50%) ou muito desmatadas (10%), o efeito do tamanho dos remanescentes foi nulo ou fraco. Já para as espécies generalistas, o tamanho dos remanescentes não teve efeito, e a abundância foi maior em áreas desmatadas. Os resultados reforçam a importância de manter remanescentes grandes e níveis mínimos de cobertura para garantir a persistência das espécies especialistas.

Além disso, o modelo conceitual de Pardini et al. (2010) mostra que as maiores oportunidades para promover a biodiversidade estão em paisagens com níveis intermediários de cobertura de vegetação (30%). Nesses casos, apesar da redução da imigração e da concentração das espécies nos maiores remanescentes, ainda existe um bom potencial de resposta a ações de conservação, como a restauração de pequenos remanescentes e o aumento da conectividade. Já em paisagens muito conservadas (>50% de cobertura) ou muito desmatadas (10% de cobertura), o efeito do manejo é mais limitado — no primeiro caso, porque a biodiversidade já é alta em toda a paisagem, e no segundo, porque apenas uma fração do conjunto original de espécies permanece disponível para a recuperação.

Por fim, Laurance et al. (2002) sugerem que corredores relativamente largos e contínuos de floresta primária devem ser mantidos, com pressão de caça limitada, para garantir o movimento da fauna, a dispersão de plantas e o fluxo gênico entre as reservas. Essa medida se torna ainda mais crucial para espécies altamente sensíveis às clareiras florestais e aos efeitos de borda (LAURANCE et al., 2002).

Esses achados demonstram que ambos os fatores, proporção de cobertura florestal e tamanho dos remanescentes, devem ser considerados de forma integrada. Assim demonstrando que paisagens que combinam altos percentuais de cobertura florestal

(acima de 30%) com a presença de grandes remanescentes são mais eficazes para a conservação da biodiversidade.

3.3. Conectividade

A conectividade na paisagem pode ser mensurada pela conectividade estrutural ou pela conectividade funcional (RICOTTA et al., 2000; UEZU et al., 2005). A conectividade estrutural refere-se às características físicas da paisagem, como a densidade dos remanescentes, a distância entre eles, a complexidade e a largura das redes de corredores, a quantidade de trampolins ecológicos (*stepping stones*) e a permeabilidade da matriz ao redor (METZGER; DÉCAMPS, 1997; BEIER; NOSS, 1998). Já a conectividade funcional depende não apenas da disposição física dos elementos na paisagem, mas também da interação entre os remanescentes e das características específicas das espécies, como sua capacidade de deslocamento. Para avaliar essa conectividade funcional, são necessários estudos específicos a nível de espécie (GREENBERG, 1989; TAYLOR et al., 2006). Essa distinção é fundamental, já que uma mesma paisagem pode ser estruturalmente conectada, mas funcionalmente isolada, dependendo da espécie considerada (WITH et al., 1997).

A conectividade funcional aumenta quando alguma mudança na estrutura da paisagem, incluindo, mas não limitada a mudanças na conectividade estrutural, aumenta o grau de movimento ou fluxo de organismos pela paisagem (TAYLOR et al., 2006). Ela resulta da interação entre um processo comportamental (movimento) e a estrutura física da paisagem (TAYLOR et al., 2006).

As análises de conectividade funcional em paisagens fragmentadas são conduzidas em nível de espécies, levando em consideração suas respostas ecológicas e comportamentais (FAHRIG, 2003). Diferentemente da conectividade estrutural, que é relativamente fácil de mensurar por meio de análises cartográficas e ferramentas de SIG, a conectividade funcional representa um desafio maior, pois requer a mensuração dos fluxos de movimentação das espécies através da paisagem (TAYLOR et al., 2006). Nesse sentido, a integração de avaliações de conectividade funcional, embasadas em dados empíricos ou modelagens robustas, é essencial para o desenvolvimento de

estratégias de manejo territorial que sejam ecologicamente relevantes e eficazes na conservação da biodiversidade (TAYLOR et al., 2006).

A forma mais direta de avaliar a conectividade funcional consiste na mensuração empírica dos fluxos de movimentação dos indivíduos entre remanescentes, por meio de métodos como marcação-recaptura, rastreamento por GPS e rádio-telemetria (BOWNE; BOWERS, 2004; CAGNACCI et al., 2010; HOLYOAK et al., 2008). Essas abordagens permitem observar diretamente os deslocamentos dos indivíduos na paisagem, identificar rotas de dispersão, barreiras ao movimento e avaliar a efetividade de corredores ecológicos. No entanto, sua aplicação é frequentemente limitada por altos custos, intenso esforço de campo e, em muitos casos, baixa detecção das espécies, especialmente em paisagens de grande extensão (BOWNE; BOWERS, 2004). Tais limitações evidenciam a necessidade de avanços em dispositivos de rastreamento via satélite e no desenvolvimento de novos métodos de análise de dados de movimento (WIENS et al., 1993; JONSEN et al., 2003). Como alternativa, tem-se utilizado com frequência modelos de conectividade baseados em dados espaciais e métricas de configuração da paisagem, os quais permitem inferir padrões de conectividade mesmo que não representem diretamente os movimentos reais das espécies (TAYLOR et al., 2006).

Diante da dificuldade em medir diretamente os fluxos de movimentação, muitos estudos optam por inferir a conectividade funcional com base na presença ou ausência de espécies nos remanescentes, considerando que sua ocorrência pode refletir, indiretamente, sua capacidade de dispersão e uso da paisagem. Ferramentas como a bioacústica passiva têm sido amplamente utilizadas para detectar espécies com vocalizações características, sobretudo aves, fornecendo evidências sobre sua presença e, potencialmente, sua capacidade de deslocamento entre remanescentes (UEZU et al., 2005; VENIER et al., 2012).

3.4. Avifauna como indicador de conectividade

Indicadores biológicos são componentes taxonômicos, ecológicos ou medidas relacionadas a pressões, estados e/ou respostas da biodiversidade, utilizados para avaliar condições e mudanças ambientais. A seleção adequada desses indicadores é

essencial para o monitoramento eficaz da biodiversidade, uma vez que não é viável acompanhar todas as espécies (PEREIRA et al., 2013).

Nesse contexto, grupos taxonômicos bem estudados, como as aves, destacam-se por responderem de forma previsível às alterações ambientais, sendo ferramentas valiosas em avaliações ecológicas (GARDNER et al., 2008).

A avifauna sobressai-se como o grupo mais apropriado para uso como indicador ambiental devido a diversas vantagens: (i) são taxonomicamente bem conhecidas, com ampla disponibilidade de dados ecológicos e acústicos em plataformas como o Global Biodiversity Information Facility (GBIF) e o eBird; (ii) são altamente sensíveis a alterações no ambiente; (iii) permitem facilidade de monitoramento e análise comportamental; e (iv) possuem elevada mobilidade, o que permite avaliar a permeabilidade da matriz entre remanescentes (STOTZ et al., 1996; FAHRIG, 2003; RAJÃO et al., 2014).

Além disso, as aves são eficazes em refletir impactos indiretos sobre outros grupos taxonômicos, atuando como indicadores-chave em estudos de conservação (GARDNER et al., 2008). Sua sensibilidade a alterações de hábitat as torna instrumentos eficientes para detectar os efeitos da fragmentação e para avaliar a conectividade da paisagem (PEREIRA et al., 2013). Permite ainda análises refinadas sobre impactos de mudanças no uso do solo e no clima (FRAIXEDAS et al., 2020).

A fragmentação de hábitats e o desmatamento representam pressões críticas que afetam negativamente as comunidades de aves, tornando esse grupo ideal para indicar tais processos. A capacidade das aves de responderem de forma previsível a mudanças ambientais permite avaliações tanto da conectividade estrutural quanto da conectividade funcional (UEZU et al., 2005).

Estudos realizados na Mata Atlântica demonstraram que a abundância de aves está diretamente relacionada ao tamanho dos remanescentes florestais e ao grau de conectividade da paisagem, destacando a importância de considerar como diferentes espécies percebem a matriz ambiental (UEZU et al., 2005).

Diante dessas características, optou-se por priorizar a avifauna como modelo biológico neste estudo, utilizando gravadores autônomos para o levantamento e identificação das espécies em remanescentes florestais selecionados.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

A área de estudo está localizada no estado do Paraná, em oito municípios localizados no Norte Pioneiro e Norte Central Paranaense. A área abrange os municípios de Ortigueira, Curiúva, Telêmaco Borba, Imbaú, Reserva, Tibagi, Ventania e Arapoti, que totalizam 11.413,4 Km^2, dos quais 74,9% de Florestal Ombrófila Mista, 23,7% de Campos Naturais, 0,9% de Cerrado, 0,5% de Floresta Estacional Semidecidual, com base nas informações do Instituto Água e Terra – IAT (Figura 1).

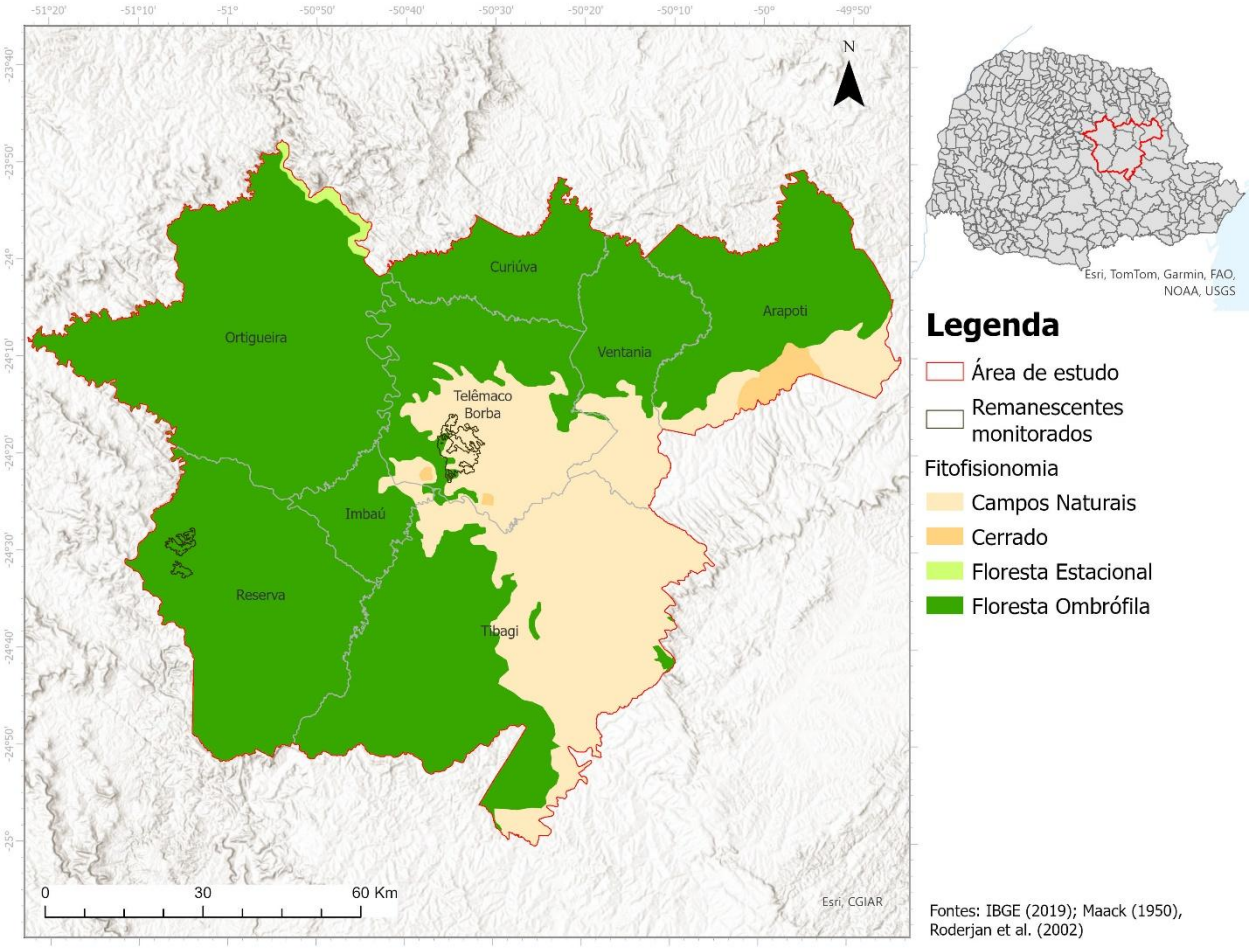


Figura 2. Localização da área de estudo no estado do Paraná. Compreende os municípios de Ortigueira, Curiúva, Telêmaco Borba, Imbaú, Reserva, Tibagi, Ventania e Arapoti

Esta área foi escolhida por conter sete remanescentes monitorados há mais de sete anos, com levantamentos sistemáticos de fauna e flora (Figuras 2 e 3). Os remanescentes, cujos nomes estão apresentados na Figura 3, estão inseridos na Floresta Ombrófila Mista, com algumas manchas de campos naturais. No entanto, observa-se que, na ausência de queimadas e outros agentes naturais, as áreas de campos mapeadas pelo IAT apresentam, atualmente, características florestais.

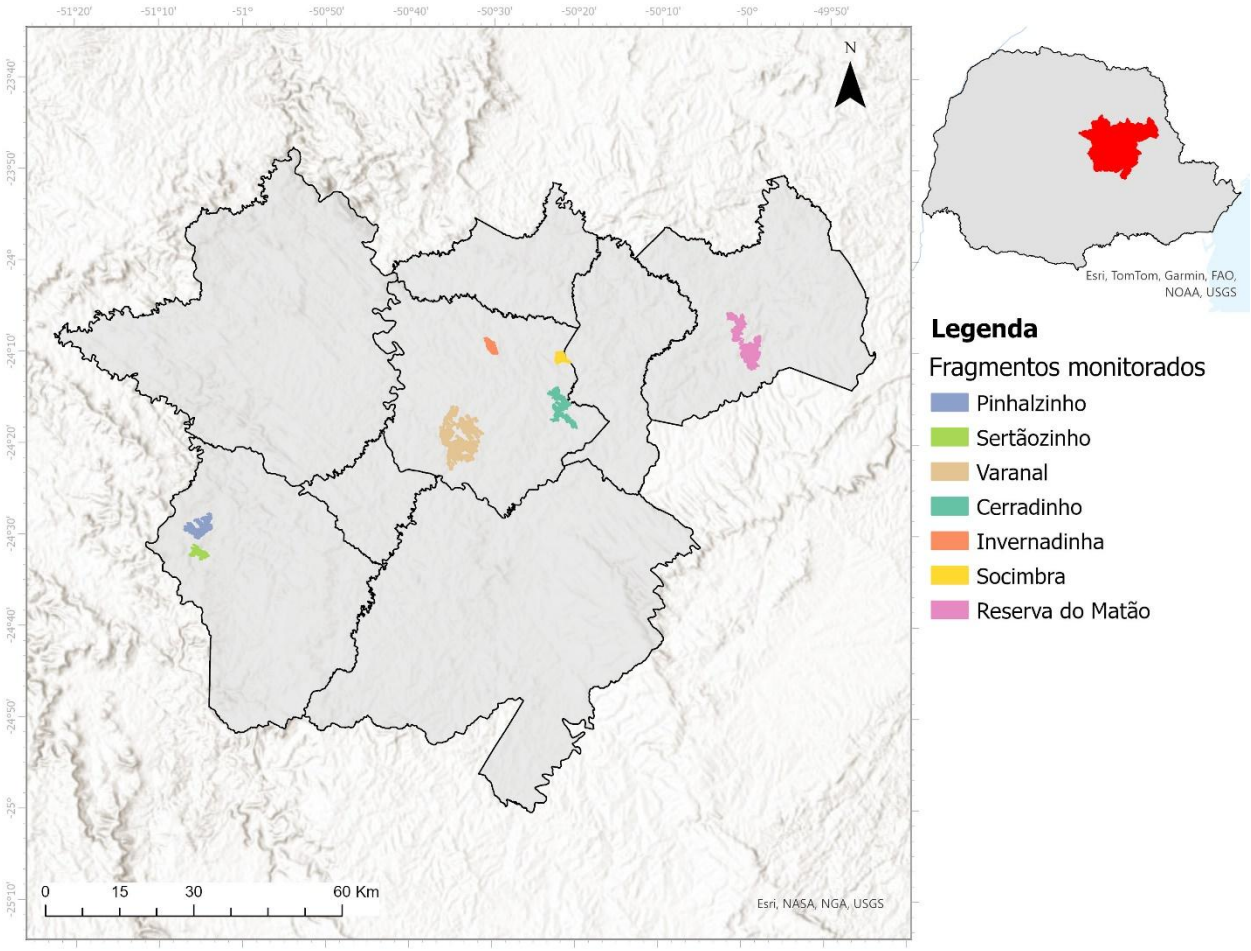


Figura 3. Nome e localização dos remanescentes monitorados

A Floresta Ombrófila Mista, maior percentual de vegetação na paisagem, é também conhecida como “mata de araucária”, pois a espécie *Araucaria angustifolia* tem predominância. Ocorre no Planalto Meridional (sul do Brasil). A composição florística deste tipo de vegetação, dominada por gêneros primitivos como Drymis e Araucaria (australásicos) e Podocarpus (afro-asiático), sugere, em face da altitude e da latitude do Planalto Meridional, uma ocupação recente a partir de Refúgios Alto-Montanos. As chuvas nesta fitofisionomia são bem distribuídas ao longo do ano e as temperaturas mais amenas (IBGE, 2012).

Os municípios apresentam uma diversidade de fitofisionomias devido à sua localização em um ecótono (mistura florística entre tipos de vegetação), neste caso entre o Bioma Mata Atlântica e pequenas porções de Cerrado. Essa diversidade é essencial

para a manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos regionais (IBGE, 2012).

A área de estudo (Figura 4) está localizada sob os climas Cfa – subtropical úmido e Cfb – temperado úmido, segundo a classificação climática de Köppen-Geiger. Ambos os climas apresentam chuvas bem distribuídas ao longo do ano, média anual de 1.550 mm, com uma variação mensal entre 100 a 170mm; no entanto, o Cfa distingue-se por possuir verões mais quentes. As temperaturas médias dos meses mais frios variam entre -3 °C e 18 °C, enquanto nos meses mais quentes ultrapassam 22 °C (ALVARES et al., 2013).

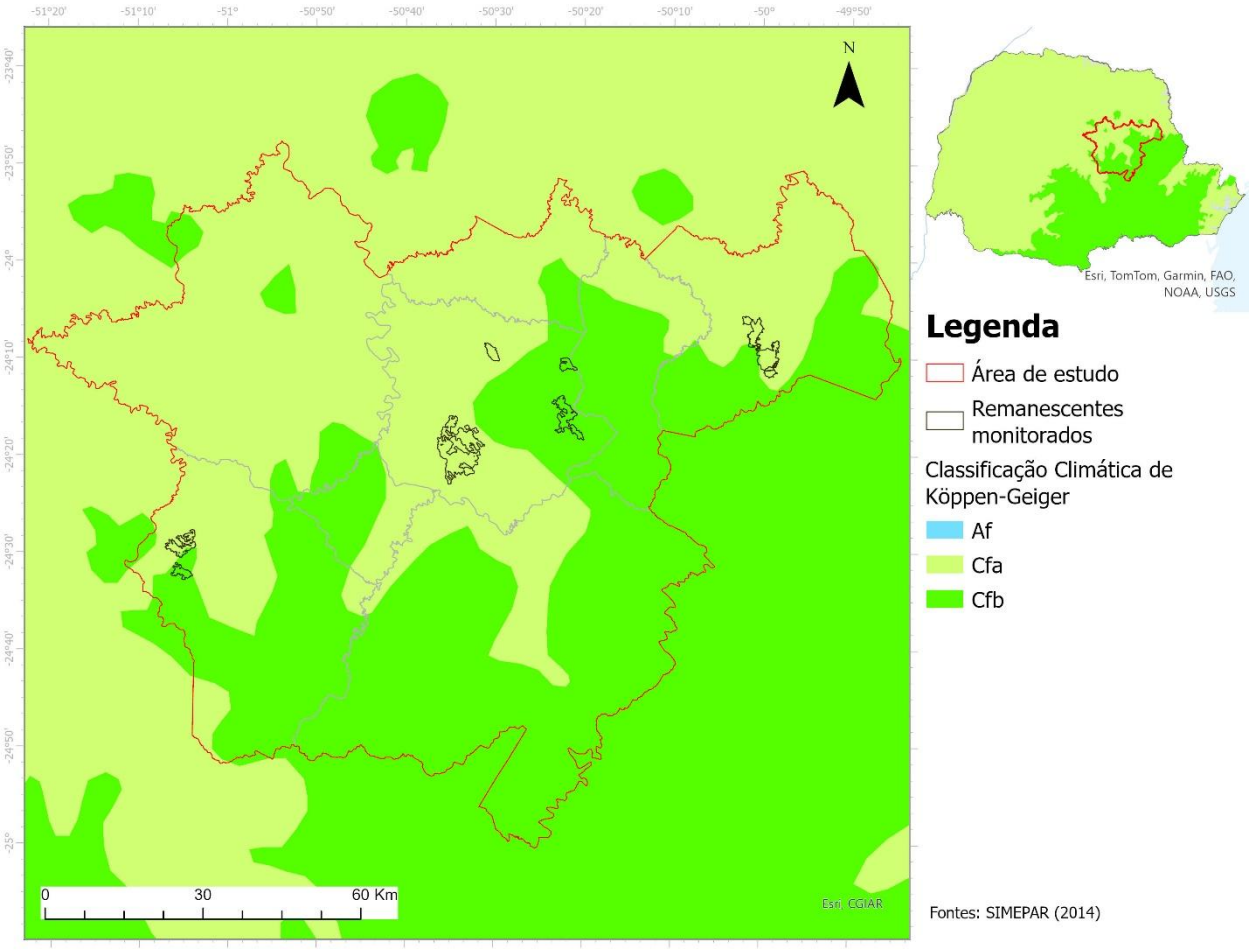


Figura 4. Classificação climática segundo Köppen-Geiger na área de estudo

A área está localizada na unidade de relevo do Segundo Planalto Paranense, que se estende entre a Escarpa Devoniana e a Escarpa da Esperança. Trata-se de uma região

de relevo sedimentar, com altitudes variando entre 425m e 1.290m (MINEROPAR, 2006). A declividade predominante está entre 0° e 20°, com algumas regiões com inclinações superiores a 45° (Figura 5).

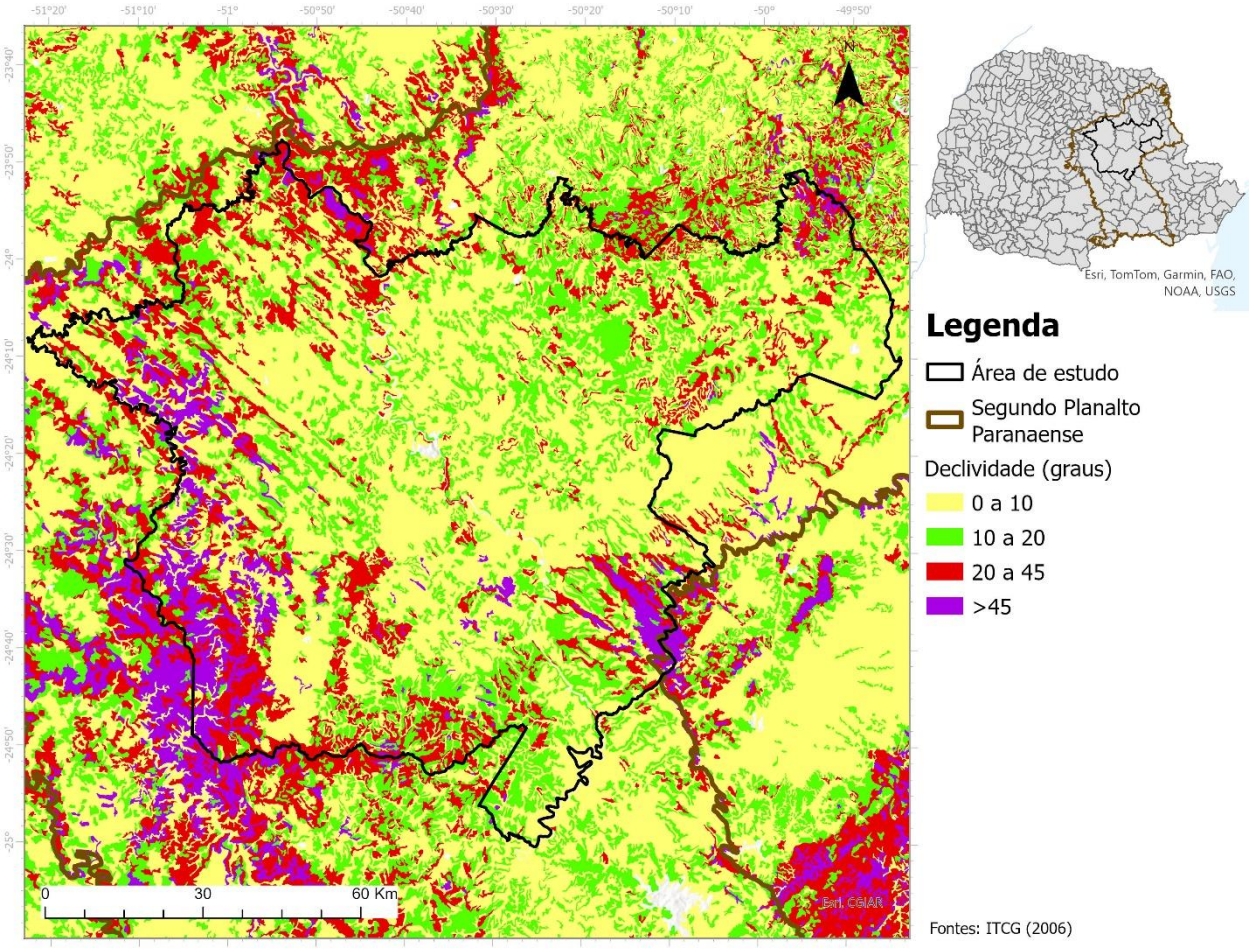


Figura 5. Unidade de relevo e declividade em graus da área de estudo

Segundo os dados do MapBiomas (2023), 75,1% da área de estudo é ocupada por floresta, silvicultura e agricultura (Figura 6). Possui um total de 356.816,8 hectares de vegetação remanescente, o que representa 31% da área total. Os demais usos do solo estão detalhados na Figura 7.

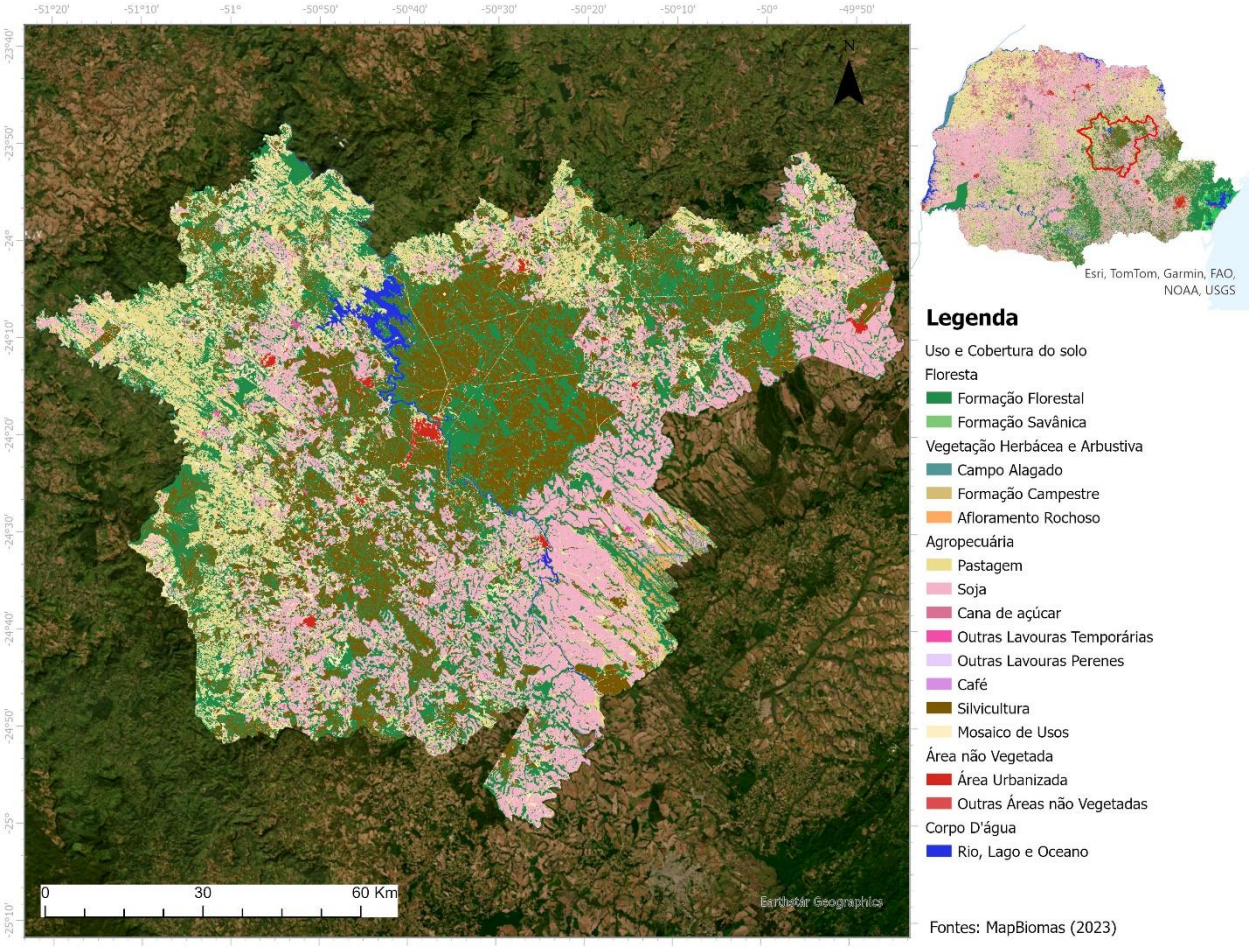


Figura 6. Mapa de uso do solo da área de estudo

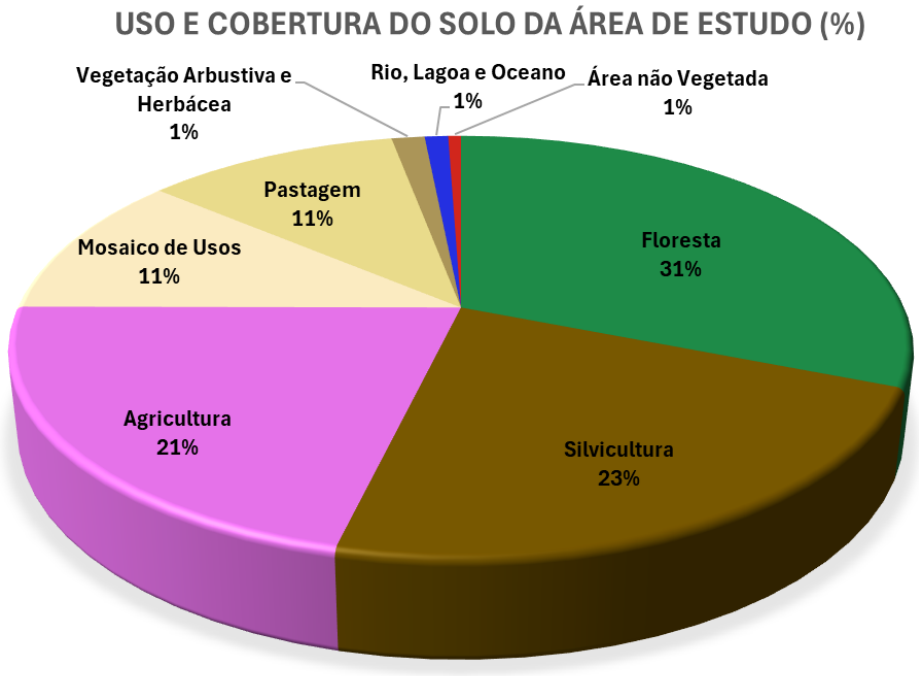


Figura 7. Porcentagem de cada uso do solo na área de estudo. Fonte: Mapbiomas (2023)

A silvicultura apresenta elevada representatividade na paisagem, com predomínio nas regiões central e nordeste da área de estudo. A soja é o segundo uso agropecuário em destaque, com distribuição mais difusa ao longo da paisagem, mas com maior concentração na porção sul. Já as pastagens ocupam extensas áreas, especialmente nas regiões oeste e norte, compondo um mosaico de uso agropecuário associado a outros cultivos. Essa configuração reflete a forte presença de atividades produtivas sobre remanescentes de vegetação nativa.

4.2. Cálculo das métricas de paisagem

O primeiro passo deste trabalho consistiu na análise de métricas de paisagem com o objetivo de caracterizar a área de estudo como um todo e avaliar a estrutura e configuração, que podem refletir na qualidade dos remanescentes ainda presentes na paisagem. Para isso, foram calculadas métricas que abrangem toda a extensão da paisagem, permitindo um maior detalhamento da estrutura espacial dos remanescentes.

Para isso, utilizou-se a base de dados do MapBiomas – Coleção 9, referente ao ano de 2023, considerando exclusivamente as classes de vegetação nativa: Formação Florestal (classe 3) e Formação Savânica – Cerrado (classe 4).

As métricas analisadas incluíram:

- Área total de vegetação nativa;
- Número total de remanescentes;
- Distribuição por classes de tamanho (5–20 ha, 20–100 ha, 100–500 ha e >500 ha);
- Tamanho médio dos remanescentes;
- Índice de forma;
- Área núcleo dos remanescentes e sua distribuição;
- Índice Integral de Conectividade

O índice de forma foi calculado com base na fórmula abaixo:

$$IF = \frac{2 * \sqrt{\pi * a_{ij}}}{p_{ij}}$$

Em que:

IF = índice de forma

π = pi

a_{ij} = área em metros quadrados

p_{ij} = perímetro em metros

O índice varia de 0 a 1, sendo que valores mais próximos de 1 indicam remanescentes com formatos mais compactos e eficientes em termos de relação área/perímetro, o que favorece a presença de áreas núcleo maiores e reduz os efeitos de borda (DIAMOND, 1975; GAME, 1980; KUNIN, 1997).

Para o cálculo da área núcleo foi considerada uma borda de 100 metros para os remanescentes. Essa borda foi considerada para evitar que áreas pequenas e lineares, como aquelas formadas exclusivamente por Áreas de Preservação Permanente (APPs), fossem contabilizadas como área núcleo.

O Índice Integral de Conectividade (IIC) foi calculado com base na fórmula:

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

Em que:

a_i e a_j = área de cada remanescente (nó) i e j

nl_{ij} = número de conexões entre os remanescentes i e j, considera a distância mais curta entre eles

A_L = área total da paisagem

O Índice Integral de Conectividade (IIC) foi proposto por Pascual-Hortal & Saura (2006) e varia de 0 a 1, sendo que valores mais próximos de 1 indicam maior conectividade estrutural da paisagem. Esse índice considera tanto o tamanho dos remanescentes quanto a disposição espacial e as conexões entre eles. Quando dois remanescentes não estão conectados, a soma do IIC é igual a zero. O valor de IIC calculado para a paisagem como um todo corresponde à soma dos valores de conectividade entre todos os remanescentes, sem normalização pela área total da paisagem. Dessa forma, esse resultado é útil principalmente para análises comparativas dentro da própria paisagem.

Entretanto, para o processo de tomada de decisão, o valor mais informativo é a classificação relativa dos remanescentes quanto à sua contribuição para a conectividade da paisagem (KEITT et al., 2006). Essa informação é obtida por meio do cálculo da importância relativa de cada nó (dIIC), conforme a fórmula:

$$dIIC = 100 * \frac{IIC_p - IIC_{-n}}{IIC_p}$$

Em que:

dIIC = Importância relativa do nó

IIC_p = IIC da paisagem completa

IIC_{-n} = IIC da paisagem sem o nó n

O valor é dado em porcentagem (%) de contribuição do nó n à conectividade total da paisagem.

Essa caracterização visa descrever o grau de fragmentação e a configuração espacial da paisagem, subsidiando análises ecológicas e estratégias de conservação com base na distribuição e estrutura dos remanescentes florestais.

4.3. Caracterização dos remanescentes monitorados

Na área de estudo, sete remanescentes florestais vêm sendo monitorados anualmente há mais de sete anos, por terem sido previamente identificados como áreas-chave para a manutenção da vida silvestre na paisagem. O monitoramento tem como principal objetivo verificar a persistência das espécies ao longo do tempo, reforçando a importância ecológica desses remanescentes.

Neste trabalho, buscou-se caracterizar esses remanescentes com mais de 500 hectares, a fim de demonstrar sua relevância ecológica e seu papel como zonas de vida para as espécies que neles habitam. Para essa caracterização específica, foi adotado o Protocolo de Valoração Física da Biodiversidade, o qual permite uma avaliação comparativa entre remanescentes com base em atributos ecológicos.

Esse protocolo[1] fundamenta-se na caracterização dos remanescentes florestais a partir de indicadores agrupados em atributos do ecossistema, como:

- Qualidade do habitat,
- Biodiversidade,
- Processos e interações ecológicas.

Para este estudo, foram utilizados os indicadores descritos na Tabela 1, acompanhados de suas respectivas fontes de dados. As fichas com o detalhamento de cada indicador estão apresentadas no Anexo 1.

---

[1] Protocolo desenvolvido na Klabin S.A. como forma de valoração física da biodiversidade.

Tabela 1. Indicadores por atributo do ecossistema

Atributo do ecossistema	Indicador	Métrica	Serviço ecossistêmico associado	Fonte dos dados	Pontuação máxima
Qualidade do habitat	Tamanho do remanescente	Área total do remanescente (ha)	Suporte	Mapbiomas 2023	4
Qualidade do habitat	Forma do remanescente	Índice de forma	Suporte	Mapbiomas 2023	4
Qualidade do habitat	Heterogeneidade espacial	Número de fitofisionomias;	Suporte	IAT	3
Qualidade do habitat	Presença de água (*)	Densidade de drenagem	Suporte/Regulação	Cursos D'água (Largura de até 10 metros) - FBDS, 2013	3
Biodiversidade	Riqueza da flora (espécies lenhosas)	Número total de espécies	Suporte	Levantamentos 2009 - 2023	4
Biodiversidade	Espécies ameaçadas da flora	Número de espécies da flora ameaçadas	Suporte	Levantamentos 2009 - 2023	4
Biodiversidade	Riqueza de fauna	Número total de espécies da avifauna e mastofauna	Suporte	Levantamentos 2009 - 2023	4
Biodiversidade	Espécies ameaçadas da fauna	Número de espécies de aves e mamíferos ameaçados	Suporte	Levantamentos 2009 - 2023	4
Biodiversidade	Espécies endêmicas da flora	Número de espécies arbóreas endêmicas	Suporte	Levantamentos 2009 - 2023	4
Biodiversidade	Espécies endêmicas da fauna (mamíferos e aves)	Número de espécies de aves e mamíferos endêmicos	Suporte	Levantamentos 2009 - 2023	5
Processos e interações	Polinização	Número de espécies da avifauna potencialmente polinizadoras	Suporte/Regulação	Levantamentos (dieta: nectanívoras)	4
Processos e interações	Dispersão	Número de espécies da avifauna potencialmente dispersoras	Suporte/Regulação	Levantamentos (dieta: frugívoras, granívoras e onívoras)	5
Processos e interações	Controle de pragas	Número de espécies da avifauna que contribuem para o controle de pragas (insetívoras ou carnívoras)	Suporte/Regulação	Levantamentos (dieta: insetívoras e carnívoras)	5
Pontuação máxima					53

4.4. Conectividade funcional

Após a caracterização dos remanescentes florestais dentro da área de estudo, este trabalho propõe compreender como eles estão funcionalmente conectadas na paisagem. Além disso, busca-se investigar se a proximidade de um remanescente menor em relação a um remanescente maior influencia a riqueza de espécies presente nesse remanescente menor.

Para a realização dessa análise, foi delimitado um recorte específico dentro da área de estudo (Figura 8), com o objetivo de permitir inferências mais precisas sobre a conectividade funcional. Posteriormente, esses resultados foram extrapolados para toda a paisagem. A definição dessa área considerou tanto a localização de três remanescentes monitorados situados nas extremidades da paisagem: Varanal, Pinhalzinho e Sertãozinho (Figura 8), quanto a viabilidade logística para a instalação de dispositivos de monitoramento em campo.

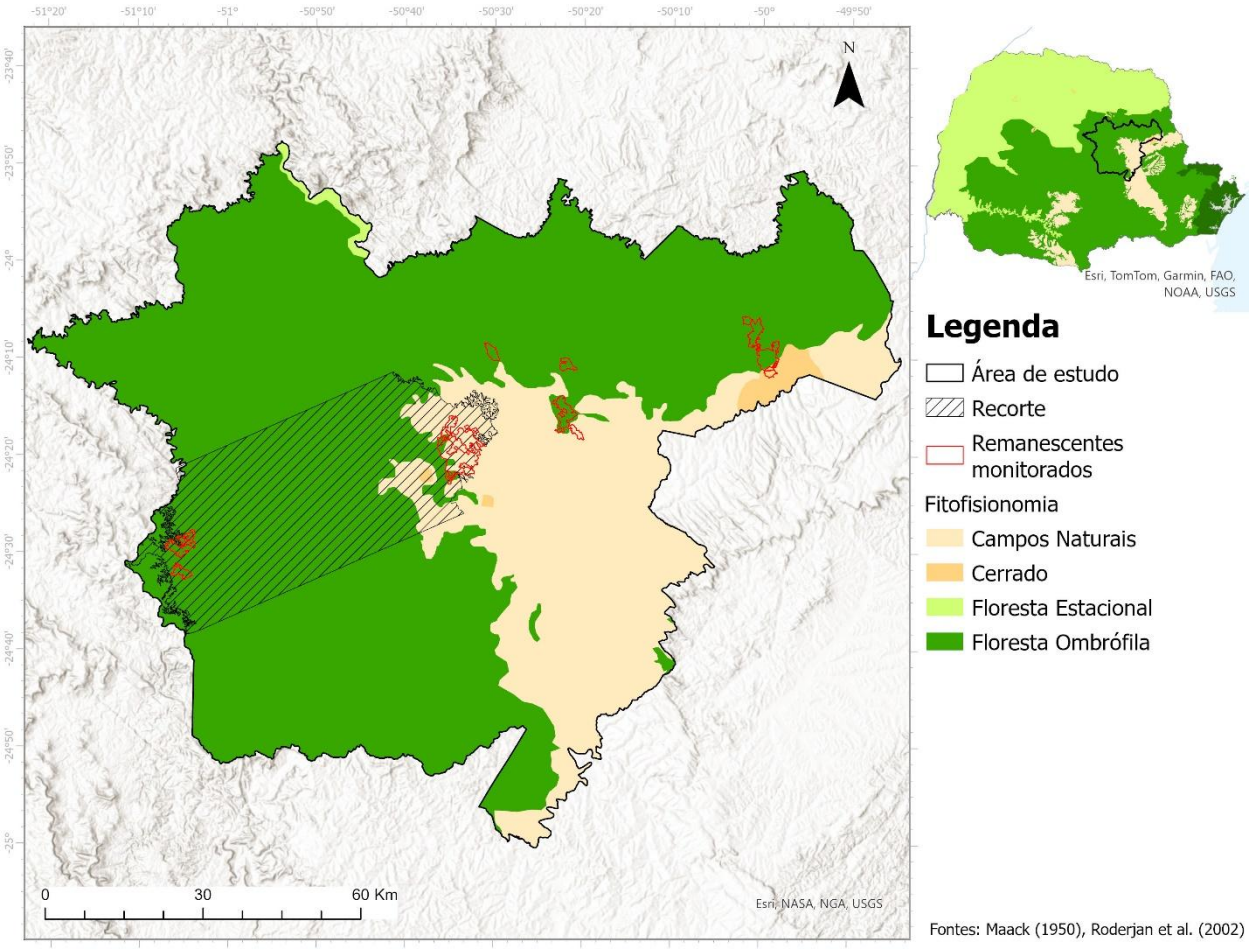


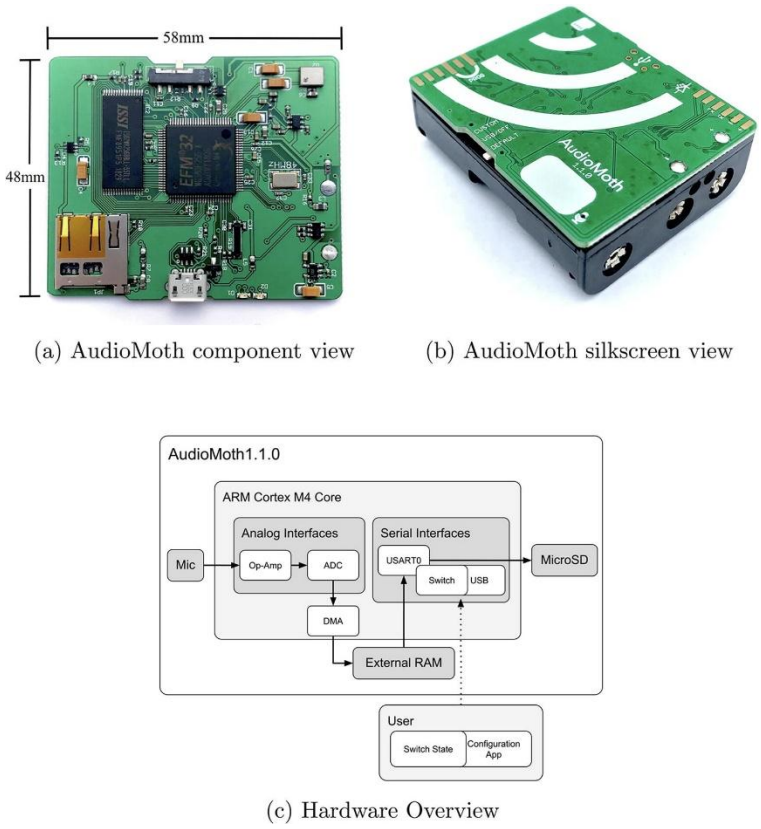
Figura 8. Recorte dentro da área de estudo para análise de conectividade funcional na paisagem

Os três remanescentes selecionados estão inseridos, predominantemente, em áreas de Floresta Ombrófila Mista e localizam-se a aproximadamente 60 km de distância entre si, em linha reta. Os remanescentes Sertãozinho e Pinhalzinho encontram-se lado a lado na paisagem, em posição oposta ao Varanal, e foram considerados como um único remanescente na análise de conectividade funcional.

Dentro desse recorte, foram selecionados remanescentes de diferentes classes de tamanho para a instalação dos gravadores, com o objetivo de identificar a presença de espécies de avifauna e poder inferir sobre a conectividade funcional.

Os gravadores utilizados são AudioMoth, da Labmaker, dispositivos de monitoramento acústico de baixo custo e código aberto, desenvolvidos para o monitoramento da fauna. O AudioMoth consiste em uma única placa de circuito impresso

(PCB) com dimensões de 58 × 48 × 15 mm (Figura 9). O dispositivo registra áudio em formato não compactado em um cartão microSD, com uma taxa de amostragem configurada para 48 kHz (equivalente a 48.000 amostras por segundo). Uma descrição completa do dispositivo pode ser encontrada em Hill et al. (2019).



(a) AudioMoth component view (b) AudioMoth silkscreen view

(c) Hardware Overview

Figura 9. AudioMoth. Fonte: Hill et al. (2019)

Para este trabalho, os dispositivos foram programados para capturar 1 minuto de áudio a cada 5 minutos. Em média, os gravadores permaneceram instalados em campo por 20 dias. Contudo, dois equipamentos apresentaram falhas durante o período de amostragem, resultando em apenas 10 e 14 dias de gravação, respectivamente.

4.4.1. Critério de seleção dos remanescentes para instalação dos gravadores

Para a instalação dos gravadores, foram selecionados 27 remanescentes adicionais aos 2 já monitorados na paisagem (Figura 10).

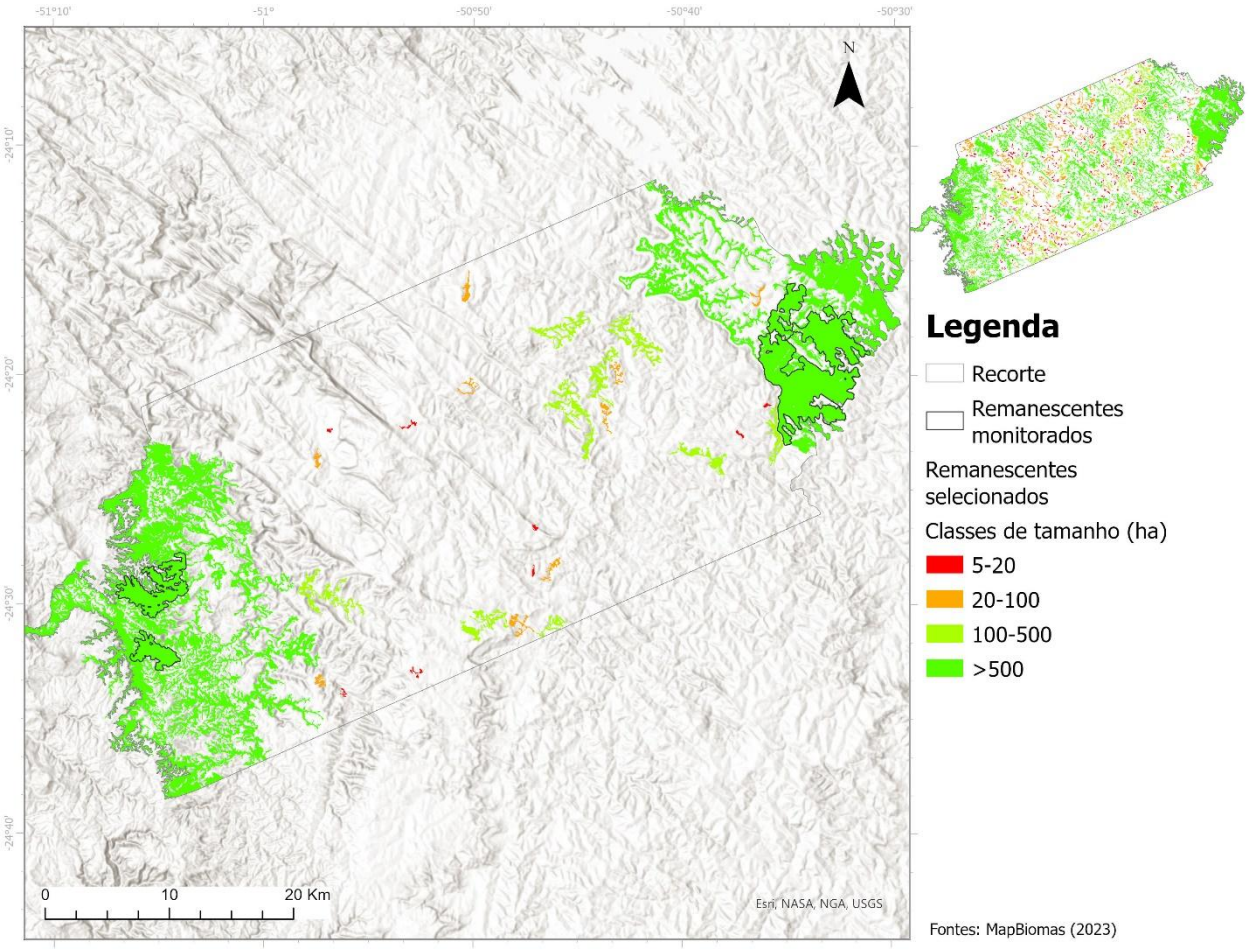


Figura 10 - Remanescentes selecionados para instalação dos gravadores

A Klabin S.A., empresa com atuação relevante na área de estudo, foi considerada no processo de seleção dos remanescentes. O primeiro critério adotado priorizou remanescentes localizados em áreas sob sua gestão, assegurando a viabilidade logística para a instalação dos dispositivos de monitoramento.

O segundo critério baseou-se nas classes de tamanho dos remanescentes. Foram selecionados nove fragmentos em cada uma das três faixas de área: 5–20 hectares, 20–100 hectares e 100–500 hectares, com preferência por aqueles cujas áreas estavam mais próximas da média de cada classe. Entretanto, devido às limitações em campo, a classe de 5–20 hectares ficou com um remanescente a menos. Os intervalos utilizados para a categorização dos tamanhos estão descritos na Tabela 2, sendo que os dois remanescentes já monitorados representam a classe superior a 500 hectares.

Por fim, dentro de cada classe de tamanho, foram escolhidos os remanescentes mais próximos dos 9 primeiros percentis do índice de proximidade, de modo a garantir que a amostragem contemplasse a maior variação possível desse índice. Assim, a seleção priorizou remanescentes com área próxima à média da classe, mas com ampla variação nos valores de proximidade (Figura 11).

Figura 11. Critério de seleção dos remanescentes

*** Os intervalos foram estabelecidos a partir da média da área dos remanescentes de cada classes, ± 50% da área início da classe. Na classe maior que 500ha só foram selecionados os remanescentes fontes no território.**

Tabela 2. Intervalo de seleção para cada categoria de área

Classes de tamanho (ha)	Área média da classe (ha)	Início da classe	50% do início da classe	Intervalo	
5-20	10,9	5	2,5	8,4	13,4
20-100	46,4	20	10,0	36,4	56,4
100-500	235,4	100	50,0	185,4	285,4
>500	2247,9	2 remanescentes monitorados			

O cálculo do índice de proximidade foi realizado em ambiente R Statistical Software (v4.4.2; R Core Team, 2024) por meio do pacote spatialEco (v2.0-2; EVANS & MURPHY, 2023). A fórmula está especificada abaixo:

$$PROXIM = \sum_{S=1}^{n} \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$$

Em que:

PROXIM = índice de proximidade

a_{ijs} = área (m²) do remanescente *ijs* dentro da vizinhança especificada (em metros) do remanescente *ij*

hijs = distância (m) entre o remanescente *ijs* e o remanescente *ij*, baseada na distância de borda a borda entre os remanescentes, calculada do centro de uma célula ao centro da outra

O índice de proximidade aumenta conforme há maior número de remanescentes vizinhos, próximos e conectados dentro da vizinhança definida, sendo influenciado tanto pelo raio de busca quanto pela distância mínima entre os fragmentos (MCGARIGAL et al., 1995). Para os remanescentes que apresentaram mais de um valor de proximidade, foi considerado o maior entre eles. Detalhes sobre o cálculo do índice de proximidade podem ser consultados em McGarigal et al. (1995).

A Figura 12 apresenta os valores de área em relação ao índice de proximidade para todos os remanescentes do recorte com destaque para os remanescentes selecionados.

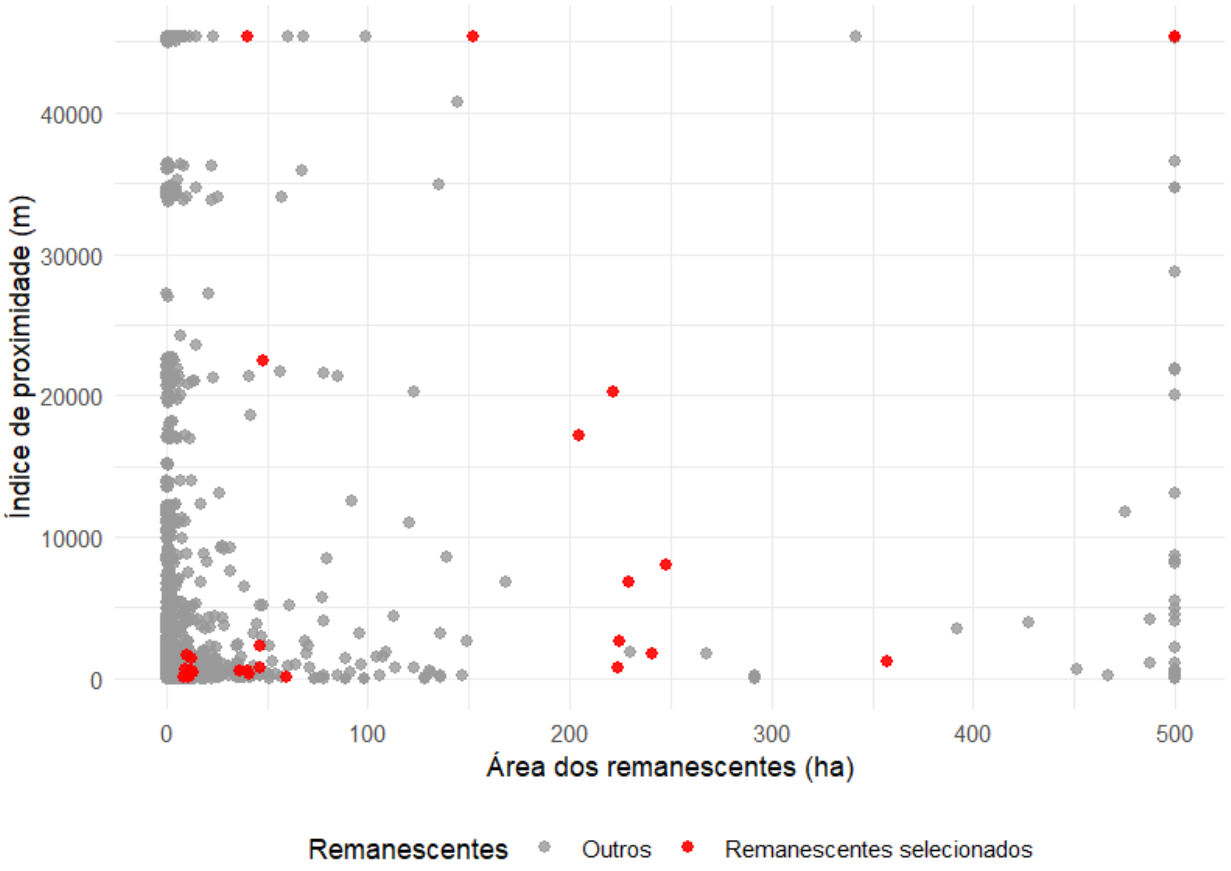


Figura 12. Relação entre a área dos remanescentes (ha) e o índice de proximidade (m) para todos os remanescentes do recorte. Os pontos em vermelho representam os remanescentes selecionados, enquanto os pontos em cinza correspondem aos demais remanescentes presentes na paisagem. Para melhor visualização, os eixos do gráfico foram limitados a 500 ha no eixo *x* (área) e 45.000 m no eixo *y* (índice de proximidade)

Inicialmente, foram instalados de 6 a 7 gravadores em remanescentes com área superior a 500 hectares, 3 gravadores em áreas entre 100 e 500 hectares, 2 gravadores em áreas entre 20 e 100 hectares e 1 gravador em remanescente entre 5 e 20 hectares. Não foi possível a instalação de alguns devido as condições das áreas, tais como, declividade elevada, áreas muito antropizadas ou muito próximas de comunidades vizinhas. Apenas um remanescente, na categoria de 5 – 10 hectares, ficou sem nenhum gravador, que será, portanto, excluído da análise e dois gravadores apresentaram problemas e não gravaram. A alocação final dos gravadores por classe de tamanho está apresentada na Tabela 3. Ao todo, foram instalados 60 gravadores (Figura 13). Nota-se que os remanescentes estão bem distribuídos na paisagem, abrangendo as diferentes classes de tamanho.

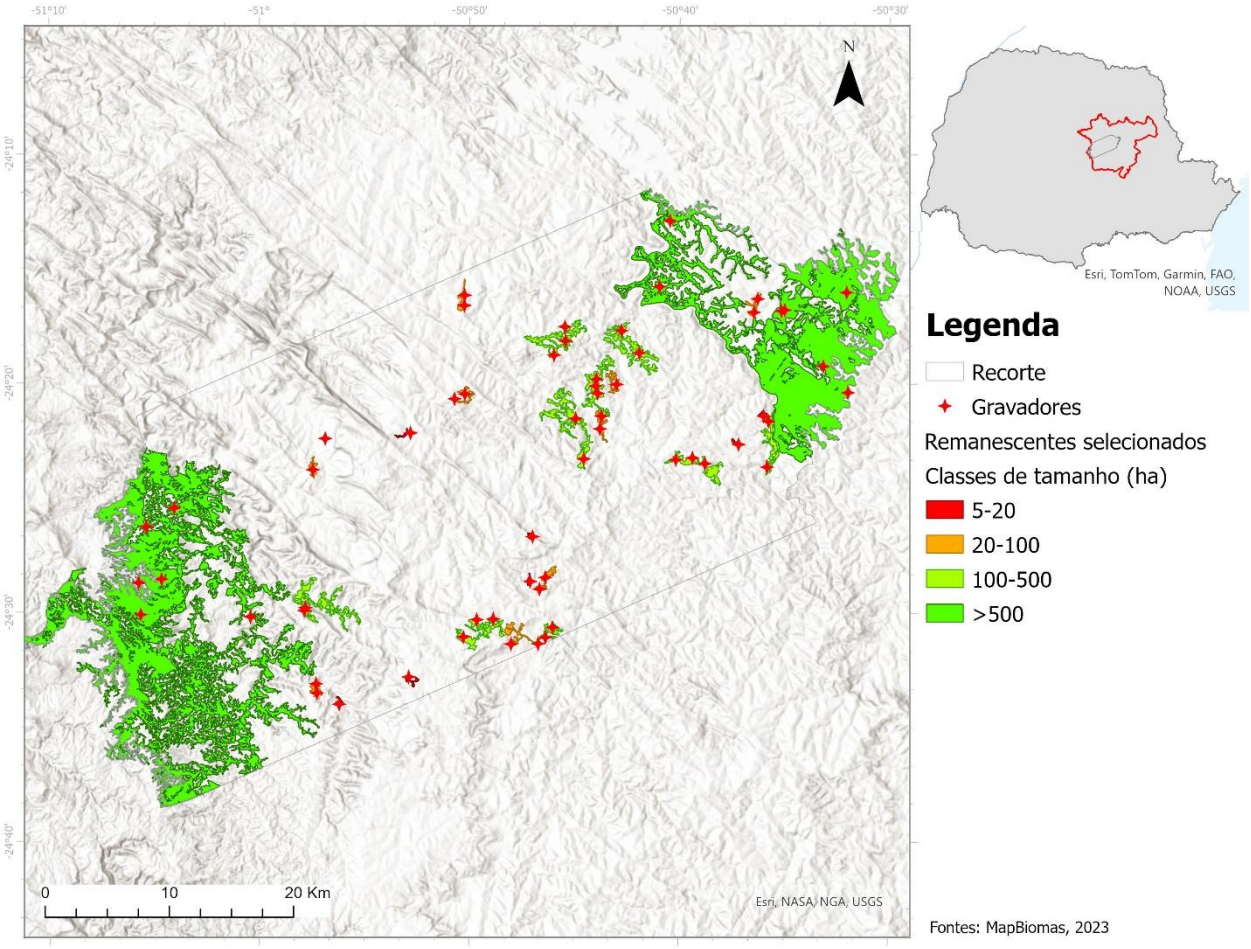


Figura 13. Localização dos gravadores instalados nos remanescentes selecionados

A instalação foi realizada entre os dias 17 e 21 de fevereiro de 2025. O gravador mais próximo encontrava-se a 9 km do ponto de partida, enquanto o mais distante estava a 134 km. No total, foram percorridos 1.883 km e investidas 80 horas de trabalho, distribuídas entre três equipes compostas por duas pessoas cada. Em média, cada equipe instalou de cinco a seis gravadores por dia, considerando eventuais necessidades de realocação de dispositivos (Figura 14).

Figura 14. Foto da esquerda, altura de instalação na árvore. Foto da direita, gravador instalado.

A retirada dos gravadores ocorreu entre os dias 10 e 13 de março de 2025 e foi consideravelmente mais rápida que a instalação. Foram percorridos 1.006 km, com um total de 42 horas de trabalho, representando aproximadamente metade do tempo exigido na etapa de instalação.

4.4.2. Identificação das espécies de avifauna

Para o reconhecimento das vocalizações de avifauna, foi utilizada a plataforma BirdNET, um sistema de código-aberto baseado em redes neurais convolucionais profundas (WOOD et al., 2022). Essa ferramenta pode ser aplicada como uma estratégia de ciência cidadã, pois permite que pessoas sem formação técnica contribuam com a coleta de dados acústicos (WOOD et al., 2022). Além disso, sua capacidade de análise em larga escala possibilita o processamento de grandes volumes de informações sonoras, sendo compatível com diferentes tipos de hardware (WOOD et al., 2022).

Desenvolvido em parceria entre o Centro K. Lisa Yang para Bioacústica de Conservação (K. Lisa Yang Center for Conservation Bioacoustics), do Laboratório de Ornitologia de Cornell (Cornell Lab of Ornithology), e a Cátedra de Informática de Mídia (Chair of Media Informatics), da Universidade de Tecnologia de Chemnitz (Chemnitz University of Technology), a ferramenta suporta atualmente uma base de mais de 6 000 espécies globalmente, sendo amplamente empregada por biólogos e conservacionistas para monitoramento acústico de biodiversidade.

Atualmente, a plataforma possui uma base de dados com mais de 6.000 espécies, cobrindo uma ampla diversidade taxonômica em escala global. Essa base é utilizada como referência para identificar as vocalizações inseridas na ferramenta, o que permite sua aplicação em diferentes biomas e a torna uma ferramenta robusta para estudos de biodiversidade e monitoramento acústico. No contexto deste estudo, o BirdNET foi utilizado como método de apoio para na identificação das espécies presentes nos remanescentes analisados.

Neste estudo, a lista de espécies potenciais foi consolidada a partir de dois repositórios: (i) registros de campanhas de campo dos remanescentes monitorados e (ii) observações do WikiAves num raio de 100 km ao redor de Telêmaco Borba (WIKIAVES, 2025). A compilação resultou em 489 espécies, das quais 34 não constavam na base do BirdNET, restando 455 espécies compatíveis com a plataforma (Anexo 2). Essa lista foi então inserida no BirdNET juntamente com os arquivos de áudio obtidos pelos gravadores, permitindo a identificação das espécies detectadas nas gravações.

O BirdNET gera, para cada detecção, um score entre 0 e 1, que representa o grau de confiança da identificação com base na referência acústica de cada espécie, quanto mais próximo de um, maior a confiança na classificação (WOOD et al., 2022). Para a análise acústica neste estudo, foram consideradas todas as detecções com score superior a 0,1. Essa decisão se deve ao fato de que não foi conduzido um processo de validação individual por espécie, que permitiria definir limiares mais precisos para cada táxon. Assim, os resultados não têm como objetivo confirmar a presença de espécies de forma taxonomicamente rigorosa, mas sim comparar padrões de riqueza sonora entre os pontos e remanescentes amostrados. Por esse motivo, optou-se por utilizar o termo 'áudio-espécies' para se referir aos padrões sonoros que o BirdNET associou a identidades taxonômicas.

4.4.3. Análise hierárquica de ocupação

Para estimar as probabilidades de ocupação das áudio-espécies detectadas foram utilizados modelos hierárquicos. Esses modelos usam dados de presença e ausência (GUILLERA-ARROITA et al., 2014; GUILLERA-ARROITA et al., 2015; GUILLERA-ARROITA, 2017) para a construção de estimativas de índices de abundância da

população de uma única espécie, podendo ser estendidos para múltiplas espécies, considerando a detecção imperfeita na amostragem (MACKENZIE et al., 2002; MACKENZIE; NICHOLS, 2004; MACKENZIE et al., 2006). Modelos estáticos, condicionados a um intervalo de tempo no qual uma população ou populações podem ser consideradas fechadas, estimam dois processos: o ecológico, representado pelo processo de estado ou ocupação em si, uma equação logística que estima a probabilidade de ocupação de uma dada espécie para um sítio amostral; e o processo de observação, que estima a probabilidade de esta mesma espécie ser detectada em um sítio amostral considerando a probabilidade de a espécie estar presente e não ter sido detectada (MACKENZIE et al.; 2002). A probabilidade de ocupação é condicionada a probabilidade de detecção. Para acomodar múltiplas espécies, permitindo inferências sobre a biodiversidade e a estimativa do número total de espécies na comunidade, as estimativas das espécies individuais são realizadas simultaneamente e agregadas como sumários de matrizes ou arranjos, em que as espécies e unidades amostrais são as principais dimensões (DORAZIO; ROYLE, 2005; DORAZIO et al.; 2006b).

O modelo de ocupação multiespecífica para número desconhecido de espécies totais (DORAZIO et al. 2005, DORAZIO et al. 2006B) adiciona um processo de superpopulação à estrutura do modelo incorporado; a probabilidade de que qualquer espécie arbitrária adicional esteja presente em um determinado local vem de um processo de Bernoulli (w) de uma distribuição uniforme entre zero e um, o Ω. Royle & Dorazio (2008) enfatizam que a correlação positiva entre ocupação e detecção corrobora o sentido biológico de que espécies mais abundantes são detectadas com mais frequência. Essa característica é uma das que torna os modelos de ocupação tão atraentes como uma ferramenta para investigar a relação entre abundâncias de espécies e gradientes ambientais (ROYLE; NICHOLS, 2003; DORAZIO et al., 2006b). Neste estudo, foram consideradas 489 espécies de aves presentes na paisagem, das quais 411 foram detectadas por meio do BirdNET (áudio-espécies). Dentre essas, 193 são consideradas dependentes de ambientes florestais (ANEXO 2), com 181 sendo efetivamente registradas nas amostragens. A modelagem considerou exclusivamente as espécies dependentes de floresta.

O diagnóstico do modelo, verificação da convergência das cadeias na estimativa da amostra, foi obtido a partir do fator de redução de escala ($\hat{R}$) (GELMAN; RUBIN, 1992; CONGDON, 2003; CONGDON, 2006) para cada parâmetro. O fator de redução de escala consiste na medida da convergência entre as cadeias de Markov de Monte Carlo, método iterativo de reamostragem aplicado a estimativa dos parâmetros dos modelos. A verificação do modelo foi realizada por meio da comparação das medidas de discrepância de Freeman-Tukey (CONN et al., 2018), que permitem a estimativa do p-bayesiano para cada espécie, ou seja, a probabilidade de que a discrepância observada seja maior que a esperada (GELMAN et al., 1996; GELMAN, 2006). Também foi utilizado o índice de ajuste do modelo, definido como a razão entre as discrepâncias observadas e esperadas, tanto para o modelo como um todo quanto para cada espécie (KÉRY; SCHAUB, 2012). Ambas as medidas se baseiam na comparação de resíduos, semelhante à abordagem com resíduos de Pearson, e indicam o grau de desvio entre os dados observados e os estimados. Nesse contexto, $\hat{R}$ consiste no diagnóstico de convergência do modelo, o p-bayesiano na checagem do ajuste e, os índices de ajuste do modelo na crítica desse mesmo ajuste.

A curva de acumulação de espécies foi estimada como uma amostra da distribuição preditiva posterior do número (cumulativo) de espécies presentes em um determinado número de sítios (DORAZIO et al., 2006a). Este protocolo de curva de acumulação segue a estrutura sugerida por Cam et al. (2002a), Cam et al. (2002b), Dorazio et al. (2006b) para uma curva de acumulação de espécies corrigida para detecção imperfeita. A soma da matriz de incidência ao longo de sua segunda dimensão, espécies, fornece a riqueza de espécies por pontos (primeira dimensão do arranjo) (GUILLERA-ARROITA et al., 2019), o número total de detecções por espécies por ponto representa o total de dias em que a espécie foi detectada (Figura 15).

espécies

sítios

	s1	s2	s3	s4	s5	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	sn
P1	0	0	1	5	1	0	1	0	1	0	0	1	4	1	5	0	0
P2	1	0	0	1	0	0	6	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1
P3	0	0	0	0	0	1	1	1	7	1	1	0	0	0	8	1	1
P4								...									
P5								...									
...								...									
...								...									
...								...									
...								...									
...								...									
...								...									
Pn	0	1	0	9	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	8	1	0

Figura 15. Matriz de incidência, registro de presença (n) e ausência (0) das espécies por sítios (gravador)

Foram consideradas adequadamente estimadas pelo modelo as probabilidades de ocupação das espécies cujo valor de p-bayesiano esteve entre 0,45 e 0,55, e cujo indicador de falta de ajuste variou entre 1 e 1,1. Dentre essas, foram selecionadas apenas as espécies que apresentaram variação superior a 15% na probabilidade de ocupação entre os pontos amostrados, a fim de mostrar os efeitos mais acentuados das variáveis escolhidas sobre a ocupação dessas mesmas espécies. Por fim, para ilustrar os resultados específicos do modelo, foram incluídas apenas as espécies com mais de 100 registros.

Os modelos foram executados pelo método de Cadeias de Markov de Monte Carlo, com três cadeias, 250.000 iterações, 125.000 queimas e salvos a cada 125 iterações, resultando em 3.000 amostras mantidas para cada parâmetro monitorado. Os modelos foram executados em ambiente R (R Core Team 2024), escritos e estimados em linguagem JAGS (PLUMMER, 2003) por meio de interface com o R pelo pacote R2jags (SU et al., 2021). Todos os gráficos foram compostos com o pacote ggplot2 (WICKHAM, 2016), com o auxílio dos pacotes RcolorBrewer (NEUWIRTH, 2014) e gghighlight (YUTANI, 2020) quando necessário.

As probabilidades de ocupação estimadas para cada espécie de interesse foram extrapoladas no espaço aplicando-se a equação de verossimilhança do componente de ocupação do modelo as camadas matriciais com as variáveis da paisagem (KÉRY; ROYLE, 2016). As variáveis de paisagem consideradas na análise foram: o logaritmo da área dos remanescentes (em hectares), a distância mínima de cada remanescente até os remanescentes com mais de 5.000 hectares, e o índice de forma de cada remanescente, calculado conforme a fórmula descrita no item 4.2.

4.4.4. Estimativa de conectividade funcional

Para estimar a conectividade funcional por espécie foi utilizado a distância do remanescente ocupado mais próximo (PRUGH, 2009; KEELEY et al. 2021). A distância do remanescente ocupado mais próximo foi calculada com base na fórmula abaixo:

$$NS_i = \min\,(d_{ij})^{*}k$$

Em que:

NS_i = distância do remanescente ocupado mais próximo

d_{ij} = distância entre os remanescentes ocupados

k = status de ocupação, 0 para não ocupado e 1 para ocupado

O valor de k foi determinado com base na probabilidade de ocupação calculada por extrapolação para cada remanescente na paisagem para cada espécie alvo. O remanescente foi considerado ocupado se a probabilidade de ocupação era maior que 0,5 e não ocupado para probabilidade menor ou igual que 0,5.

Os valores obtidos foram categorizados em quatro intervalos. Para remanescentes com distância igual a zero, a importância foi considerada nula, uma vez que este resultado se aplica a remanescentes não ocupados, portanto, não considerados na estimativa da menor distância. Para distâncias superiores à distância máxima de dispersão, a importância foi considerada baixa. Distâncias entre a mediana e a distância máxima de dispersão foram classificadas como de importância média, enquanto distâncias abaixo da mediana foram consideradas de alta importância.

A estimativa da distância de dispersão foi baseada na equação de área de vida proposta por Bowman et al. (2002), sendo que as áreas de vida das espécies utilizadas nesta análise foram obtidas a partir de informações disponíveis na literatura científica (ZAIDEN et al., 2015; ZILIO, 2017). As fórmulas utilizadas estão detalhadas abaixo:

$$DDmáx = 40 * \sqrt{AV}$$

Em que:

DDmáx = distância máxima de dispersão em m

AV = área de vida em m^2

$$DDmed = 7 * \sqrt{AV}$$

Em que:

DDmed = distância mediana de dispersão em m

AV = área de vida em m^2

O Índice de Conectividade funcional da paisagem é a soma total da paisagem do Índice Integral de Conectividade, ponderando a área de cada remanescente com a probabilidade de ocupação da espécie (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006; SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007), com base na fórmula abaixo para cada remanescente:

$$IIC = \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{n} \frac{(a_i * \Psi_i) * (a_j * \Psi_j)}{1 + nl_{ij}}$$

Em que:

a_i e a_j = área de cada remanescente (nó) i e j

nl_{ij} = número de conexões entre os remanescentes i e j, considera a distância mais curta entre eles

$\Psi_{i \text{ e } j}$ = probabilidade de ocupação de cada áudio-espécie nos remanescentes i e j

Duas espécies foram selecionadas aleatoriamente como exemplo para demonstrar os resultados da conectividade funcional na paisagem: *Trogon surrucura* (surucuá) e *Spizaetus tyrannus* (gavião-pega-macaco).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Caracterização da estrutura espacial da paisagem

Dentro dos oito municípios analisados, foram identificados 88 remanescentes com mais de 500 hectares (Figura 16), um cenário raro na Mata Atlântica atualmente. Um estudo recente demonstrou, que 97% dos remanescentes nesse bioma possuem menos de 50 hectares e que entre 50% e 60% desses remanescentes tem menos de 90 metros da borda (VANCINE et al., 2024).

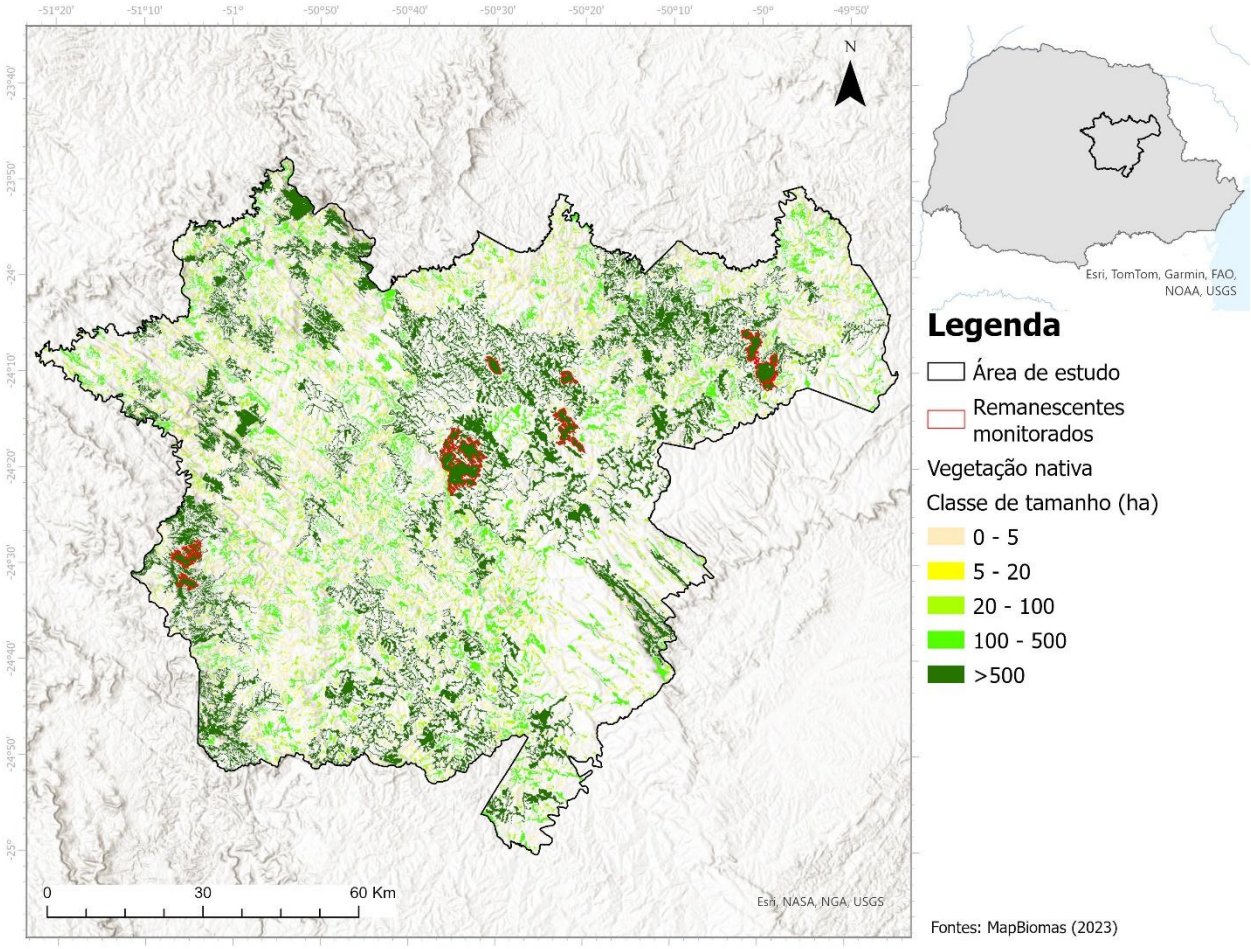


Figura 16. Remanescentes na área de estudo por classe de tamanho (ha)

Apesar da grande quantidade de remanescentes menores do que 5 hectares na paisagem, a maior parte da vegetação nativa está concentrada nos remanescentes com mais de 500 hectares (Tabela 3). Na área de estudo 63% da vegetação está contida nessa classe de tamanho, o que representa um total de 222.641 hectares de grandes remanescentes (Figura 17). Como já dito anteriormente, diversos estudos indicam que o tamanho dos remanescentes tem maior influência na manutenção das espécies ao longo do tempo do que a conectividade, sendo essa um preditor secundário (TURNER, 1996; EWERS; DIDHAM, 2006).

Tabela 3. Remanescentes por classe de tamanho na área de estudo

Classes de tamanho (ha)	Quantidade	Área total (ha)	Desvio padrão (área)	Área média	Área (max)	Índice de forma (min)	Índice de forma (max)	Área Núcleo (ha)
0-5	13.961	18.209,9	1,1	1,3	4,9	0,3	0,9	0,0
5-20	2.305	22.544,3	4,0	9,8	20	0,2	0,8	190,2
20-100	958	40.908,8	20,8	42,7	100	0,1	0,7	2.945,0
100-500	244	50.550,5	101,1	207,2	493	0,1	0,4	7.186,4
>500	88	222.640,9	3.420,5	2.530,0	21.665,8	0,0	0,2	56.336,2

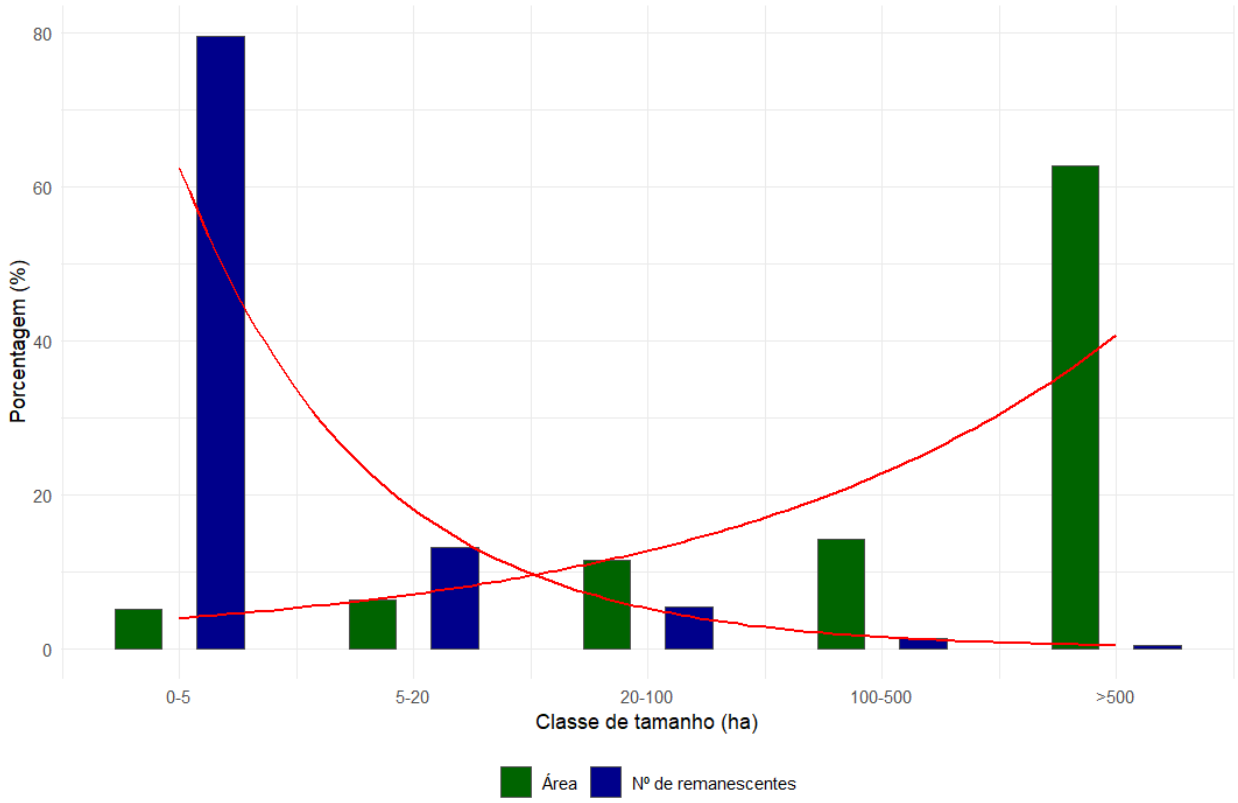


Figura 17. Distribuição de área e número de remanescentes por classe de tamanho na área de estudo

No caso das espécies de aves, remanescentes com mais de 60 hectares já são considerados relevantes para a manutenção de populações viáveis (UEZU et al., 2005). Remanescentes maiores que este limiar tem papel fundamental na conservação de espécies mais exigentes, como *Trogon surrucura*, cuja presença em paisagem fragmentadas foi garantida pela existência desses remanescentes (UEZU et al., 2005).

Nesta paisagem, 81% da área dos remanescentes possui mais que 60 hectares, totalizando 287.949 hectares de vegetação nativa, um indicativo promissor para a conservação da avifauna regional.

Da vegetação nativa total apenas 19% são classificadas como área núcleo, 66.658 hectares. Sendo que 85% do total de área núcleo na paisagem está nos remanescentes com mais de 500 hectares. As classes de 0 – 5 hectares e 5 – 20 hectares possuem menos que que 1% de área núcleo (Figura 18 e Tabela 3).

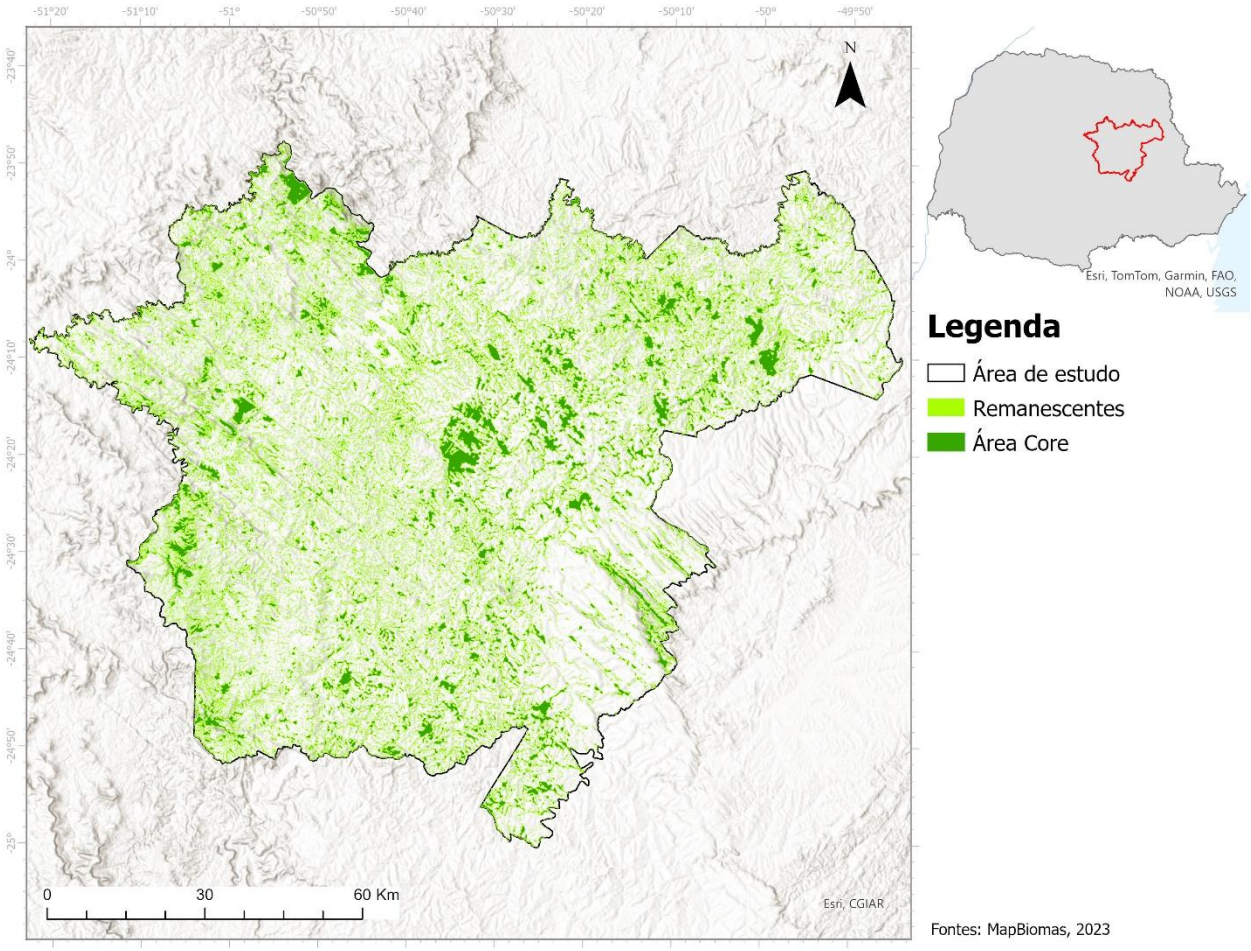


Figura 18. Presença de área núcleo dentro da área de estudo (foi classificado como área núcleo, as porções de vegetação nativa à 100 m da borda dos remanescentes)

As maiores áreas núcleo da paisagem estão concentradas na área central, nordeste e oeste do território. As três maiores correspondem aos remanescentes da Reserva do Matão, Varanal e à junção dos remanescentes Socimbra/Invernadinha, que, na escala do mapeamento do MapBiomas (30x30 m), são considerados um único remanescente.

Observa-se que o índice de forma dos remanescentes tende a apresentar valores maiores, ou seja, formas mais compactas e menos alongadas, nas classes intermediárias e de menor tamanho. Esse padrão sugere um maior potencial para a manutenção de processos ecológicos internos, uma vez que remanescentes com formas mais regulares e menor influência de borda oferecem condições mais favoráveis à conservação da biodiversidade (DIAMOND, 1975; GAME, 1980; KUNIN, 1997). No entanto, nesta escala da paisagem, os maiores remanescentes apresentam índices de

forma mais baixos. Isso pode estar relacionado à presença de diversas junções com fragmentos menores, possivelmente por meio de conexões com Áreas de Preservação Permanente (APPs), o que contribui para formas mais irregulares. Esse efeito foi observado, por exemplo, em remanescentes que atingem até 21.665,9 hectares.

O valor obtido para o Índice Integral de Conectividade (IIC) da paisagem foi de $1,6 \times 10^{17}$. Esse resultado pode ser recalculado periodicamente, permitindo avaliar se o grau de conectividade da paisagem está aumentando ou diminuindo ao longo do tempo. O IIC pode ser utilizado pelas empresas como um indicador inicial de avaliação do território em que estão inseridas (linha de base), permitindo também demonstrar as melhorias promovidas na paisagem, especialmente em contextos em que foram implementados projetos de restauração e de reconexão.

No entanto, para identificar quais remanescentes possuem maior importância para a conectividade estrutural da paisagem, foi utilizada a classificação relativa dos remanescentes, que é mais informativa no processo de tomada de decisão, por refletir a contribuição individual de cada fragmento para a conectividade total da paisagem (KEITT et al. 1997). A classificação dos remanescentes com base nessa análise está apresentada na Figura 19.

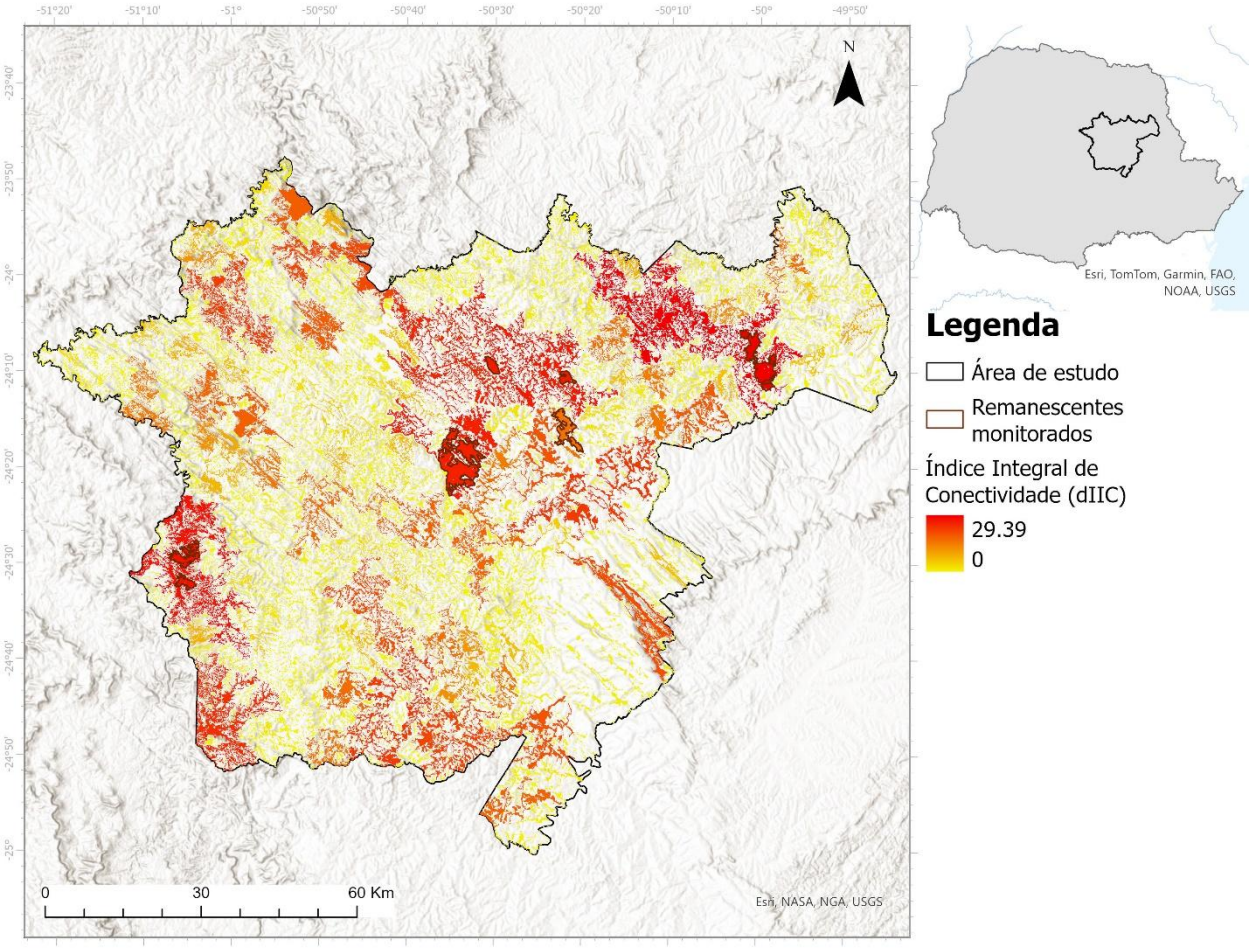


Figura 19. Resultado do Índice Integral de Conectividade para a área de estudo (dIIC)

Os remanescentes que mais contribuem para a conectividade da paisagem são justamente aqueles que já vêm sendo monitorados ao longo dos anos. A porcentagem de contribuição para a conectividade, do maior para o menor, é: Reserva do Matão (29,39%), Sertãozinho/Pinhalzinho (12,68%), Socimbra/Invernadinha/Cerradinho (9,47%) e Varanal (6,7%). Esses resultados já demonstra a relevância desses remanescentes para a conectividade estrutural da paisagem como um todo.

Os resultados evidenciam que, apesar da elevada quantidade de pequenos remanescentes na paisagem, a conservação da biodiversidade regional está fortemente associada à presença de grandes remanescentes, os quais concentram a maior parte da vegetação nativa, das áreas núcleo e do potencial para a manutenção dos processos ecológicos.

As métricas estruturais apresentadas neste estudo demonstram a relevância da área de análise e funcionam como indicadores importantes do elevado potencial dessa paisagem para a conservação das espécies, especialmente sob a ótica da sua configuração espacial.

5.2. Caracterização dos remanescentes monitorados

Como mencionado anteriormente, sete remanescentes vêm sendo monitorados há mais de sete anos na área de estudo. A Tabela 4 apresentam a descrição individual de cada um.

A área varia entre 552 e 4.263 hectares. Nos levantamentos realizados já foi possível identificar 364 espécies de avifauna, 59 espécies de mamíferos, 488 espécies de flora.

Tabela 4. Informações detalhadas dos remanescentes monitorados

Remanescentes	Área (ha)	Total de levantamentos	Anos de levantamentos	Espécies de flora	Espécies da mastofauna	Espécies da avifauna	Espécies ameaçadas flora	Espécies ameaçadas mastofauna	Espécies ameaçadas avifauna
Varanal	4.263	14	2009, 2011-2023	258	26	233	9	3	5
Socimbra	1.138	14	2009, 2011-2023	175	23	213	8	4	3
Invernadinha	628	14	2009, 2011-2023	199	24	183	8	3	2
Cerradinho	1.633	14	2009, 2011-2023	238	26	200	11	4	2
Sertãozinho	552	7	2018-2024	108	13	192	5	1	1
Pinhalzinho	1.288	8	2009, 2016-2024	142	13	193	8	0	1
Reserva do Matão	2.768	8	2004, 2015-2023	164	49	281	5	6	2

Os resultados protocolo de Valoração Física da Biodiversidade com detalhamento de cada métrica, bem como suas respectivas pontuações, estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5. Métricas e pontuações do protocolo de Valoração Física da Biodiversidade atribuídas a cada remanescente. Cada métrica tem o resultado dos valores absolutos (à esquerda) a as respectivas pontuações (à direita) dentro de cada atributo do ecossistema

Métricas e Pontuações								
Qualidade do habitat								
Remanescentes	**Área total do fragmento (ha)**		**Índice de forma**		**Número de fitofisionomias**		**Densidade de drenagem**	
	Valor absoluto	Pontuação	Valor absoluto	Pontuação	Valor absoluto	Pontuação	Valor absoluto	Pontuação
Varanal	4.263	4	0,20	1	2	2	1,6	2
Socimbra	1.138	4	0,56	3	1	1	1,3	2
Invernadinha	628	4	0,79	4	1	1	2,3	3
Cerradinho	1.633	4	0,30	2	2	2	2,4	3
Sertãozinho	552	4	0,44	2	1	1	4,6	3
Pinhalzinho	1.288	4	0,26	2	1	1	4,0	3
Reserva do Matão	2.768	4	0,22	1	2	2	3,0	3
Pontuação máxima	4		4		4		3	

Biodiversidade												
Remanescentes	**Número total de espécies flora**		**Número de espécies arbóreas ameaçadas**		**Número total de espécies da avifauna e mastofauna**		**Número de espécies de aves e mamíferos ameaçados**		**Número de espécies arbóreas endêmicas**		**Número de espécies de aves e mamíferos endêmicos**	
	Valor absoluto	Pontuação	Valor absoluto	Pontuação	Valor absoluto	Pontuação	Valor absoluto	Pontuação	Valor absoluto	Pontuação	Valor absoluto	Pontuação
Varanal	256	3	9	3	259	3	8	1	5	3	67	5
Socimbra	174	2	8	3	236	3	7	1	5	3	67	5
Invernadinha	198	2	8	3	207	3	5	1	5	3	68	5
Cerradinho	236	3	11	4	226	3	6	1	6	4	64	5
Sertãozinho	106	2	5	3	205	3	2	1	5	3	47	4
Pinhalzinho	142	2	8	3	206	3	1	1	6	4	51	4
Reserva do Matão	163	2	5	3	330	4	8	1	17	4	63	5
Pontuação máxima	4		4		4		4		4		5	

Tabela 5. Métricas e pontuações do protocolo de Valoração Física da Biodiversidade atribuídas a cada remanescente. Cada métrica tem o resultado dos valores absolutos (à esquerda) a as respectivas pontuações (à direita) dentro de cada atributo do ecossistema

(continuação)

Processos e interações						
Remanescentes	**Número de espécies potencialmente polinizadoras da avifauna**		**Número de espécies potencialmente dispersoras da avifauna**		**Número de espécies da avifauna que contribuem para o controle de pragas**	
	Valor absoluto	**Pontuação**	**Valor absoluto**	**Pontuação**	**Valor absoluto**	**Pontuação**
Varanal	7	2	93	4	121	4
Socimbra	10	2	81	3	117	4
Invernadinha	6	2	72	3	102	3
Cerradinho	6	2	77	3	111	4
Sertãozinho	6	2	73	3	103	3
Pinhalzinho	8	2	74	3	105	3
Reserva do Matão	8	2	104	4	152	5
Pontuação máxima	4		5		5	

O Varanal é o maior remanescente da área de estudo, com 4.263 ha, seguido da Reserva do Matão, que possui 2.768 ha.

O índice de forma dos remanescentes variou entre 0,2 e 0,79, sendo que valores mais próximos de 1 indicam formatos mais compactos e, portanto, mais favoráveis à conservação da biodiversidade, devido à melhor relação entre perímetro e área. Invernadinha e Socimbra apresentaram os melhores índices de forma, com formatos mais arredondados. Já os demais remanescentes apresentaram perímetros proporcionalmente mais extensos, o que resultou em pontuações mais baixas nesse critério.

No entanto, é importante considerar que, para remanescentes de grande porte, o índice de forma pode não refletir integralmente seu potencial de conservação. Muitos desses fragmentos estão conectados a outros por meio de ramificações, formando mosaicos contínuos de vegetação. Além disso, como demonstrado anteriormente, diversos remanescentes possuem áreas núcleo expressivas, que contribuem significativamente para a manutenção dos processos ecológicos e que, se isoladamente analisadas, tenderiam a apresentar índices de forma mais favoráveis. Portanto, a

interpretação desse indicador deve ser contextualizada à escala e à configuração espacial da paisagem.

Segundo dados do Instituto Água e Terra (IAT), Varanal, Cerradinho e a Reserva do Matão apresentam mais de uma fitofisionomia. Os demais estão inseridos exclusivamente na fitofisionomia da Floresta Ombrófila Mista.

A maioria dos remanescentes apresenta alta densidade de drenagem, com valores superiores a 2,01. Apenas Varanal e Socimbra apresentam valores ligeiramente inferiores a 2, 1,6 e 1,3, respectivamente, ainda assim próximos ao limite superior.

Os indicadores analisados pertencem ao grupo de Qualidade do Habitat. Todos os remanescentes obtiveram pontuações elevadas, acima de 9 (equivalente a 64% da pontuação máxima), indicando boa qualidade do habitat em todas as áreas avaliadas (Tabela 6).

Em relação à riqueza de espécies, todos os remanescentes apresentaram mais de 100 espécies identificadas, considerando flora lenhosa, mastofauna e avifauna. O Varanal e Cerradinho se destacaram pela maior riqueza de flora, enquanto a Reserva do Matão apresentou a maior riqueza de fauna.

Todos os remanescentes registraram uma quantidade significativa de espécies de flora ameaçadas de extinção e espécies endêmicas. Por outro lado, a quantidade de espécies ameaçadas foi relativamente menor, com menos de 15 espécies identificadas por remanescente.

Nos indicadores de Biodiversidade, a maior pontuação foi de 76% do total, com todos os remanescentes superando 64% da pontuação máxima (Tabela 6).

Em relação aos Processos e Interações, observou-se baixa ocorrência de aves polinizadoras, mas alta presença de espécies com função ecológicas de dispersão de sementes e controle de pragas.

De forma geral, todos os remanescentes monitorados obtiveram mais de 64% da pontuação total estabelecida pelo protocolo. Os destaques foram Cerradinho e Reserva do Matão, que apresentaram os melhores desempenhos entre as áreas avaliadas. Esse

resultado corrobora a relevância da Reserva do Matão como o remanescente de maior importância para a conectividade estrutural da paisagem.

Tabela 6. Resultado da aplicação do protocolo de biodiversidade nos remanescentes monitorados

Fragmentos	Qualidade do habitat	%	Biodiversidade	%	Processos e interações	%	Total	%
Varanal	9	64%	18	72%	10	71%	37	70%
Socimbra	10	71%	17	68%	9	64%	36	68%
Invernadinha	12	86%	17	68%	8	57%	37	70%
Cerradinho	11	79%	20	80%	9	64%	40	75%
Sertãozinho	10	71%	16	64%	8	57%	34	64%
Pinhalzinho	10	71%	17	68%	8	57%	35	66%
Reserva do Matão	10	71%	19	76%	11	79%	40	75%
Pontuação máxima	14	100%	25	100%	14	100%	53	100%

As pontuações obtidas indicam que os remanescentes apresentam elevada riqueza de espécies e abundância de recursos hídricos, características que reforçam seu potencial individual para a conservação da biodiversidade no território.

Além disso, como já discutido anteriormente, esses remanescentes concentram a maior parte das áreas núcleo da região e exercem papel estratégico na conectividade estrutural da paisagem. No entanto, o principal desafio passa a ser compreender até que ponto essa influência se estende além dos limites dos remanescentes, ou seja, qual é a amplitude real dos efeitos ecológicos sobre os demais remanescente.

Essa questão será explorada na próxima etapa deste trabalho, por meio da análise de conectividade funcional.

5.3. Conectividade funcional

5.3.1. Modelagem de ocupação

A riqueza sonora registrada nos remanescentes, conforme as diferentes classes de tamanho, está apresentada na Figura 20. Observa-se uma diferença significativa entre a classe de remanescentes >500 ha e as demais classes de tamanho. Esses resultados confirmam a tendência já bem documentada na literatura, curva espécie-área, que

demonstra que remanescentes maiores possuem maior capacidade de sustentação populacional e abrigam um número mais elevado de espécies em comparação com fragmentos menores (SCHEINER, 2003).

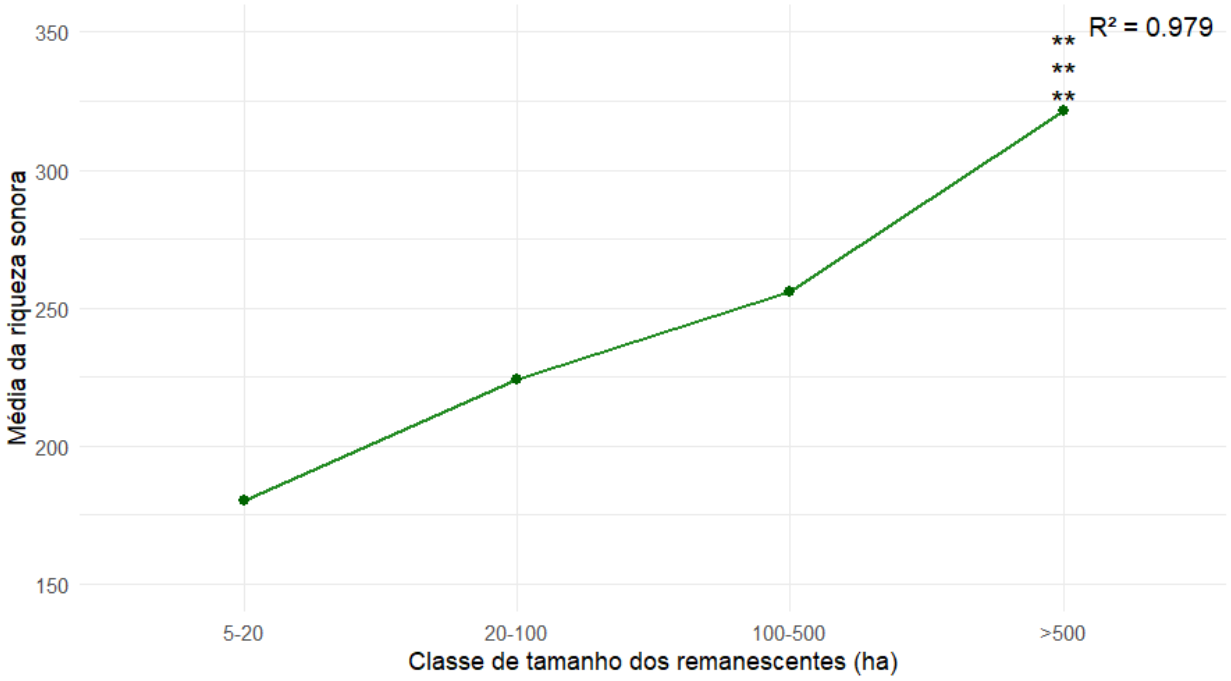


Figura 20. Média da riqueza sonora de avifauna por classe de tamanho nos remanescentes selecionados

Apesar de remanescentes menores apresentarem na média menor capacidade de abrigar muitas espécies, observa-se que, ao considerar a soma total da riqueza sonora registradas em cada classe de tamanho, os valores tornam-se bastante similares entre si. Esse padrão sugere que, na paisagem estudada, mesmo os remanescentes menores possuem uma expressiva capacidade de suporte a diferentes áudio-espécies, contribuindo significativamente para a diversidade regional (Figura 21).

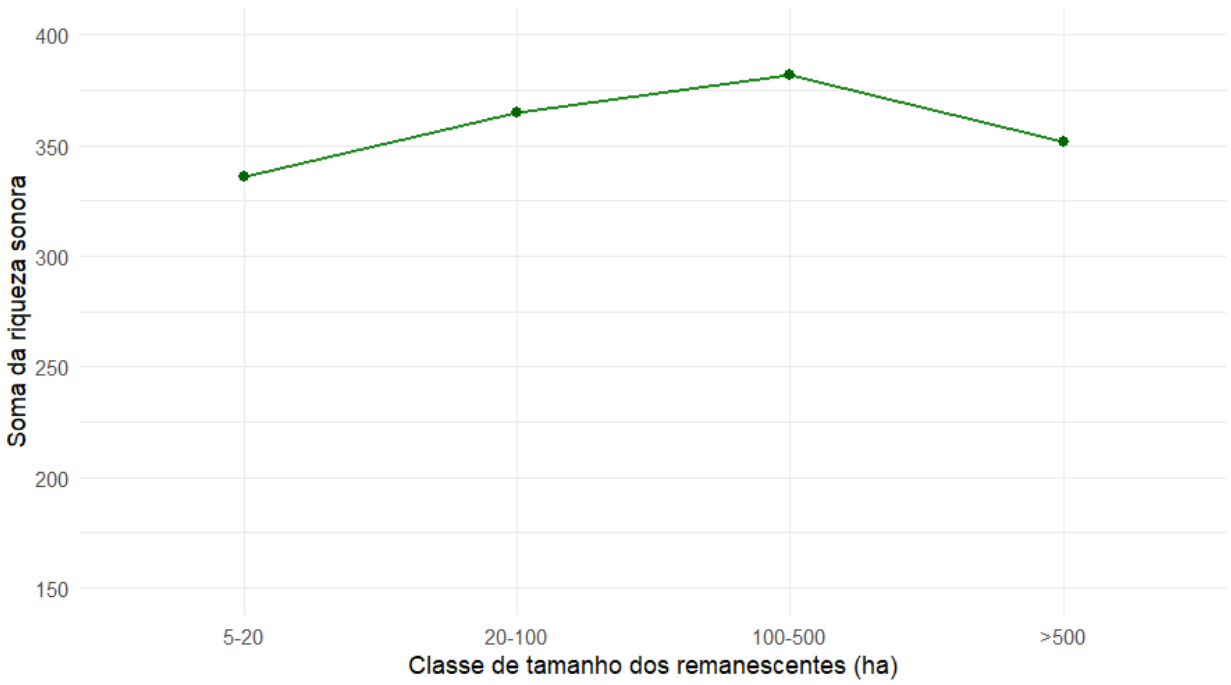


Figura 21. Riqueza sonora total de avifauna registradas nas diferentes classes de tamanho

Para a análise hierárquica de ocupação foram estimados dois modelos. Para ambos os modelos foram consideradas somente as áudio-espécies dependentes de floresta. O primeiro modelo considerou a distância mínima de cada remanescente até os remanescentes com mais de 5.000 hectares, e o índice de forma de cada remanescente aninhados pelas classes de tamanho. O segundo modelo considerou o logaritmo da área, a distância mínima de cada remanescente até o remanescente maior que 5.000 hectares, e o índice de forma de cada remanescente como variáveis contínua. Ambos obtiveram o índice de ajuste de 1,34, que é próximo de um, portanto adequado (KÉRY; SCHAUB, 2012). O fator de redução de escala para ambos os modelos ficou abaixo de 1,1, portanto houve convergência adequada das cadeias na amostragem dos parâmetros (GELMAN; RUBIN, 1992). As fórmulas de verossimilhança dos modelos estão demonstradas abaixo:

Modelo 1:

$$logit(\psi_{ki}) = \beta_{1k} + \beta_{2kA_i} \times Dist_i + \beta_{3kA_i} \times Forma_i$$

Em que:

Ψ_{ki} = probabilidade de ocupação de cada áudio-espécie

A_i = classe de área de cada remanescente

$Dist_i$ = distância mínima de cada remanescente até os remanescentes com mais de 5.000 hectares

k = cada áudio-espécie

$Forma_i$ = índice de forma de cada remanescente

Modelo 2:

$$logit(\psi_{ki}) = \beta_{1k} + \beta_{2k} \times \log(Area_i) + \beta_{2k} \times Dist_i + \beta_{3k} \times Forma_i$$

Em que:

Ψ_{ki} = probabilidade de ocupação de cada áudio-espécie

A_i = área de cada remanescente

$Dist_i$ = distância mínima de cada remanescente até os remanescentes com mais de 5.000 hectares

k = cada áudio-espécie

$Forma_i$ = índice de forma de cada remanescente

Os resultados de número de espécies estimados pelos modelos e curva de acumulação de espécies estão apresentados nas Figuras 22 e 23. A média das estimativas das áudio-espécies obtidas das iterações das três cadeias foi muito próxima do total de áudio-espécies observadas. Além disso, a curva de acumulação estimada a partir dos resultados dos modelos demonstra que um maior esforço deve ser empregado para detectar todas as espécies consideradas. Isso pode ser tanto devido a amostragem, como também da limitação da disponibilidade de padrões sonoros para certas espécies na base de dados da plataforma do BirdNET.

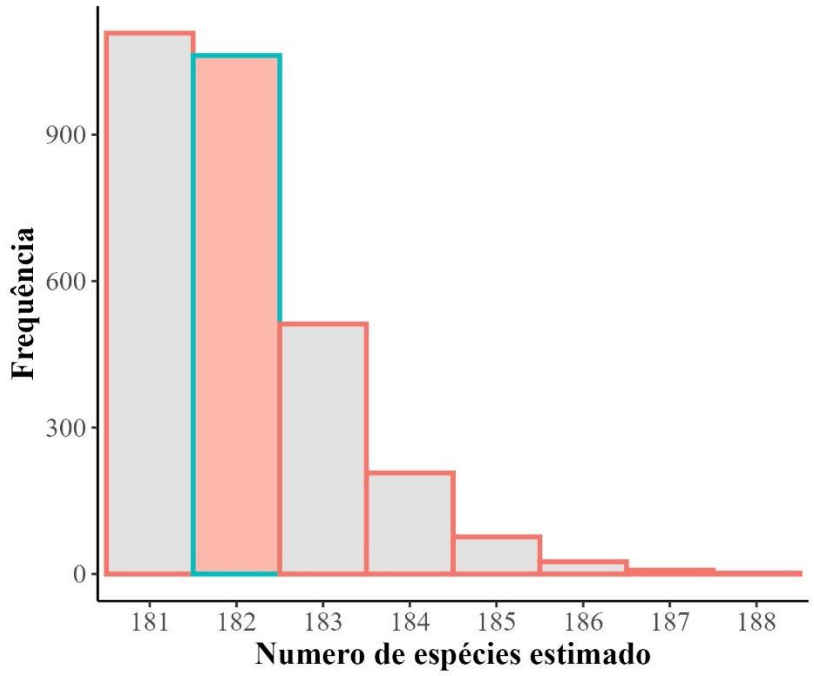


Figura 22. Média arredondada do número total de espécies estimado pelos modelos nas 250.000 iterações

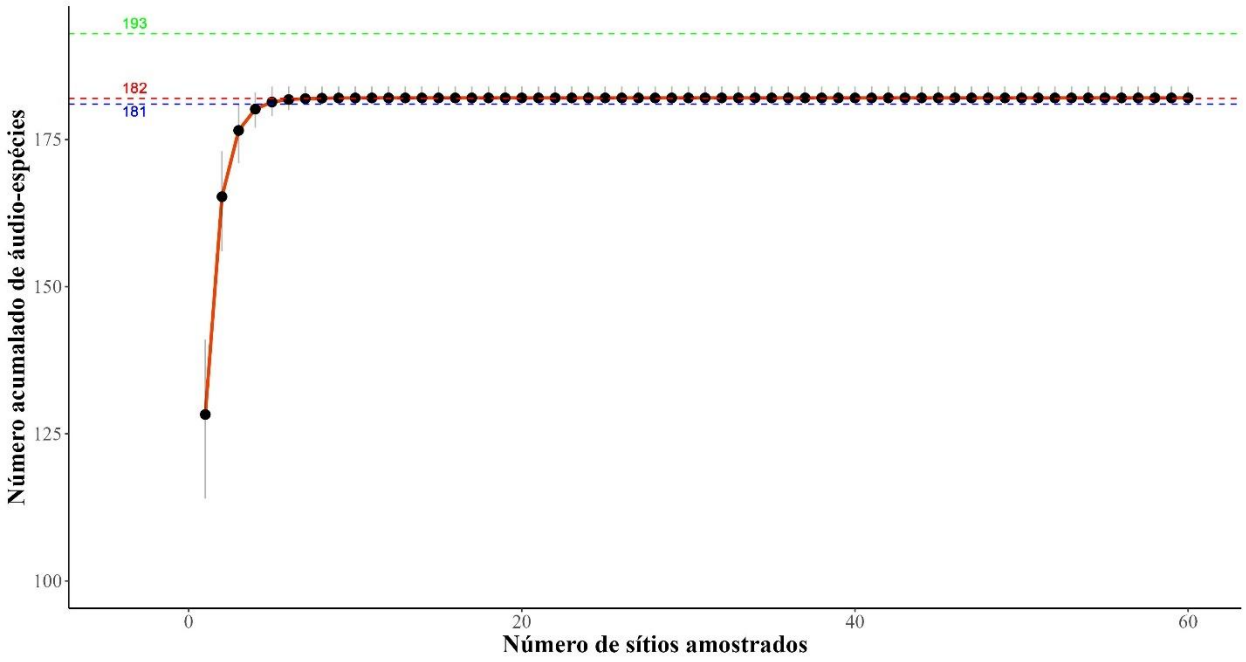


Figura 23. Curva de acumulação de espécies para as áudio-espécies dependentes de floresta na paisagem. O número máximo de espécies possíveis de serem estimadas pelo modelo é 193 (linha verde). No total, foram identificadas 181 áudio-espécies (linha azul), e o modelo estimou a presença de 182 espécies (linha vermelha).

A Figura 24 mostra o resultado do Modelo 1, a relação entre a riqueza sonora das audio-espécies dependentes de floresta por classes de tamanho dos remanescentes selecionados.

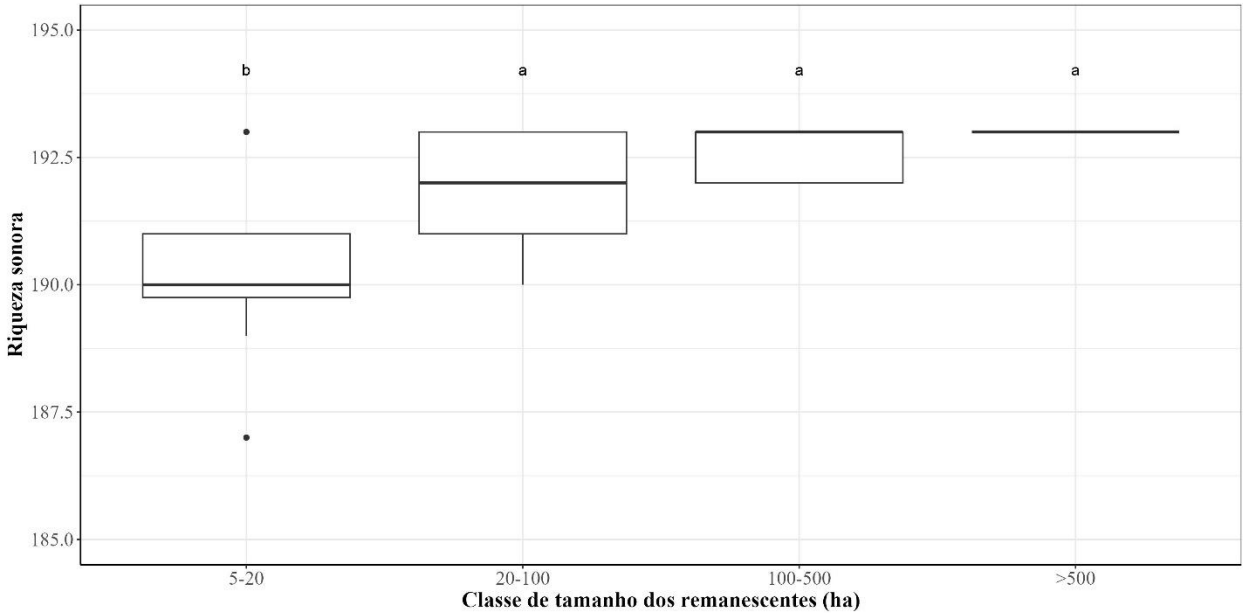


Figura 24. Resultado do Modelo 1. Riqueza sonora das áudio-espécies dependentes de floresta detectadas por classe de tamanho dos remanescentes selecionados

Observa-se que, para essa variável categórica, houve uma diferença significativa na riqueza de áudio-espécies detectadas pelo Modelo 1 dos remanescentes da classe de tamanho entre 5 - 20 hectares em comparação com as demais classes. Remanescentes com área superior a 20 hectares apresentaram maior riqueza de áudio-espécies dependentes de floresta do que os remanescentes menores.

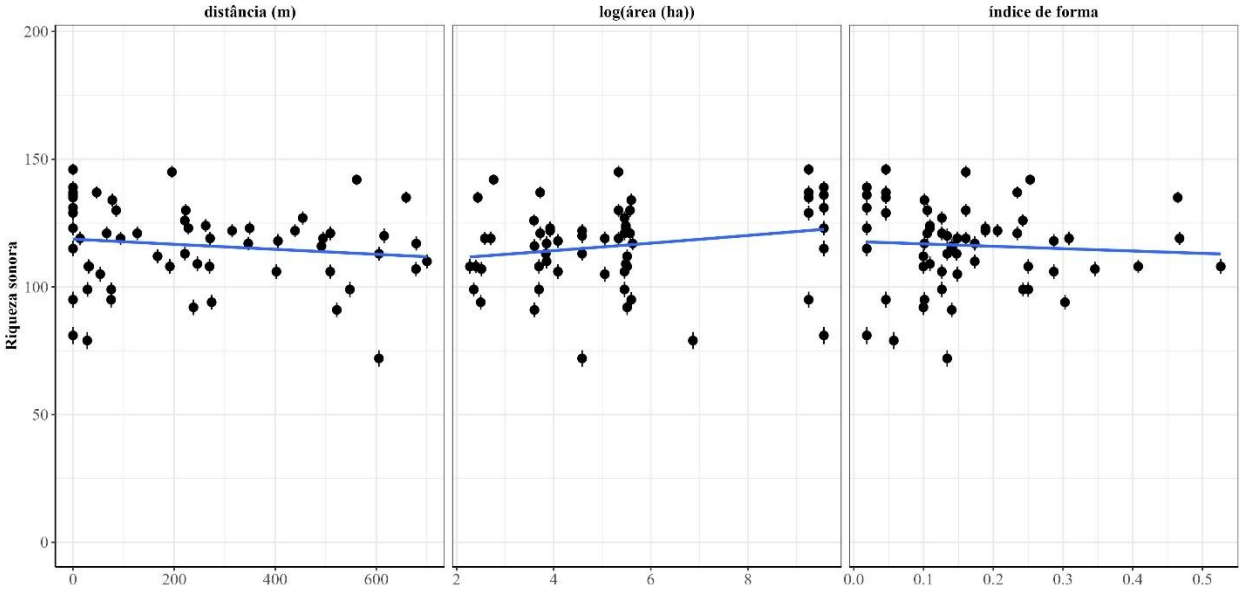


Figura 25. Resultado do Modelo 2 de riqueza sonora das áudio-espécies detectadas dependentes de floresta pelas variáveis log(área (ha) = logaritmo da área, distância (m) = distância mínima de cada remanescente até o remanescente maior que 5.000 hectares, e índice de forma de cada remanescente

Para o modelo 2, os resultados indicam uma tendência de aumento na riqueza de áudio-espécies com o incremento da área dos remanescentes (Figura 25). Em relação à distância dos remanescentes com mais de 5.000 ha, observou-se uma tendência de redução da riqueza nos remanescentes mais distantes desses grandes remanescentes, assim como naqueles que apresentaram maiores valores de índice de forma. No entanto, os dados apresentaram alta variabilidade, possivelmente influenciada por outras variáveis não contempladas nos modelos analisados.

De modo geral, ambos os modelos apresentaram um padrão consistente de aumento da riqueza sonora com o incremento da área dos remanescentes. Por outro lado, o índice de forma apresentou correlação negativa com a riqueza de espécies, o que também se reflete na correlação negativa entre área e índice de forma (r = -0,82; Figura 26). Esse padrão indica que, nesta paisagem, os remanescentes menores tendem a ter formas menos complexas (mais próximas do formato circular), enquanto os remanescentes

maiores apresentam geometrias mais irregulares, corroborando com os resultados já descritos anteriormente.

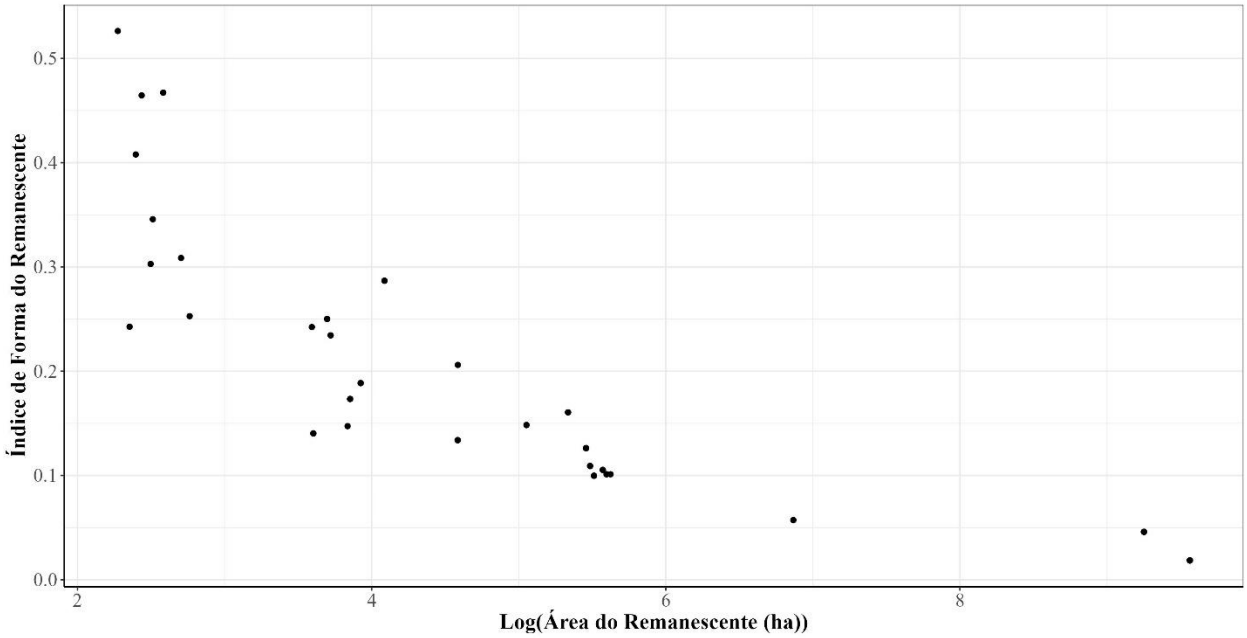


Figura 26. Relação do índice de forma com o logaritmo da área dos remanescentes em hectares

Além dos resultados gerais foram obtidos resultados específicos das probabilidades de ocupação das espécies selecionadas. No Modelo 1, 12 espécies atenderam aos critérios estabelecidos de seleção (Figura 27), enquanto no Modelo 2, esse número foi de 13 espécies (Figura 28).

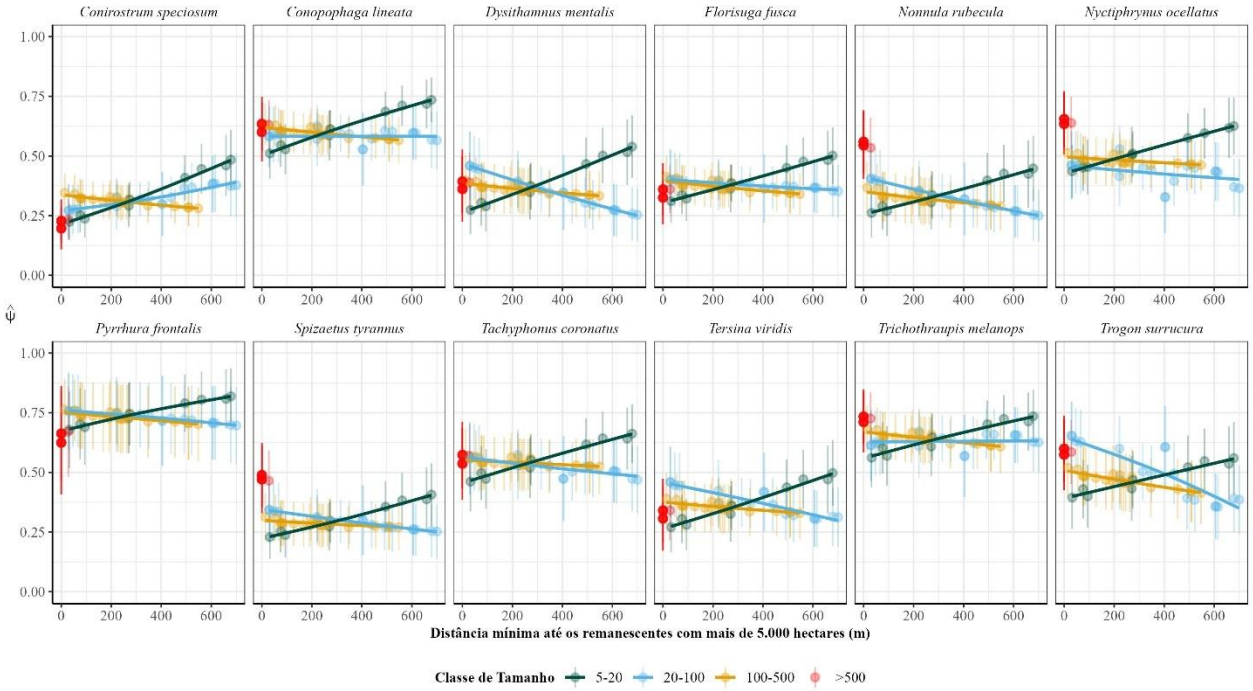


Figura 27. Relação entre a probabilidade de ocupação estimada pelo Modelo 1 e as classes de tamanho dos remanescentes, em função da distância mínima até os remanescentes com mais de 5.000 hectares.

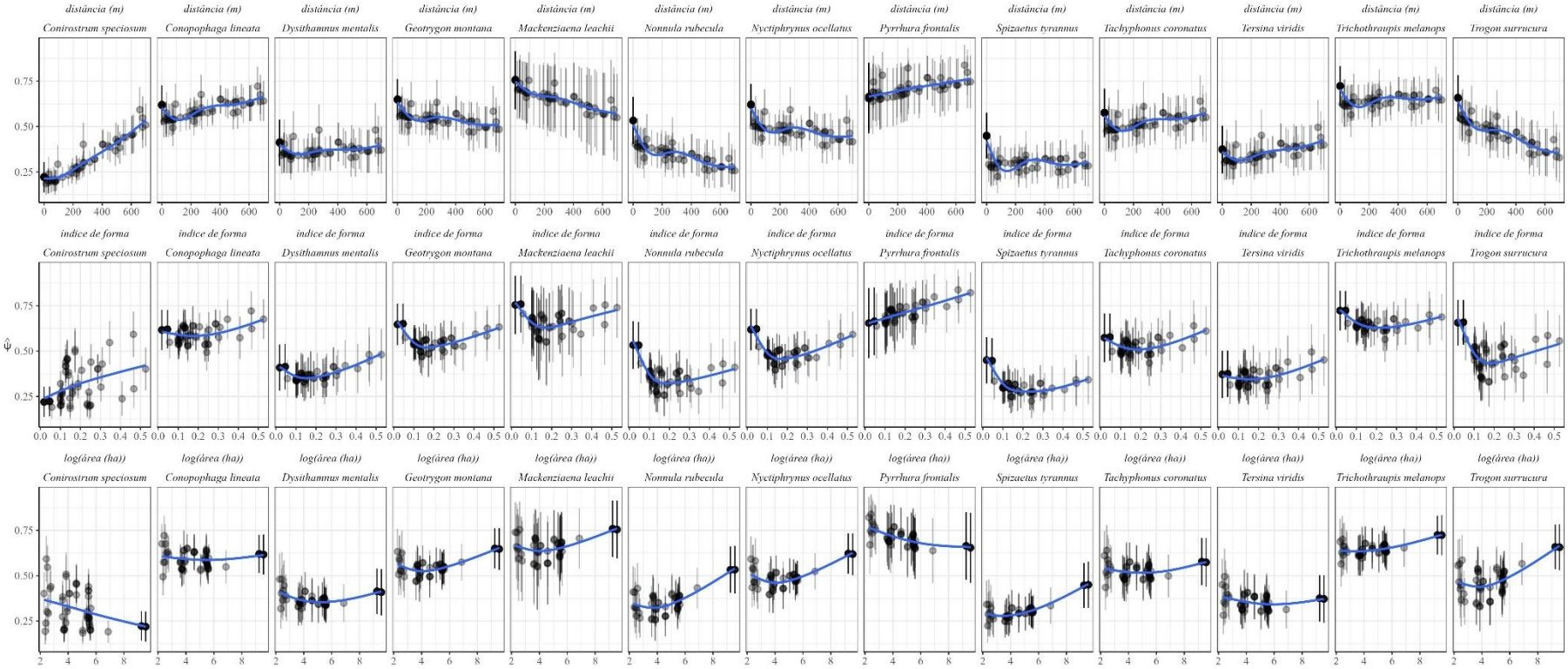


Figura 28. Relação entre a probabilidade de ocupação estimada pelo Modelo 2 e as variáveis explicativas: distância (distância mínima até os remanescentes com mais de 5.000 hectares), índice de forma e log(área (ha)) (logaritmo da área dos remanescentes). Os nomes das variáveis do eixo x estão apresentadas acima dos gráficos

É difícil inferir de forma unânime se os remanescentes mais próximos dos grandes remanescentes apresentam maior probabilidade de ocupação para o grupo de espécies analisado (Figura 27 e Figura 28). Observando os resultados do Modelo 1 (Figura 27), para 11 das 12 espécies avaliadas, a probabilidade de ocupação é maior em remanescentes das classes de tamanho de 20–100 e 100–500 hectares quando estes estão próximos de remanescentes maiores que 5.000 hectares. No entanto, essa tendência não se mantém para a classe de 5–20 hectares, que apresenta um padrão oposto.

O Modelo 2 também evidencia variações na probabilidade de ocupação em função da distância dos grandes remanescentes, que dependem da espécie avaliada. Essa relação pode ser negativa, neutra ou até positiva, conforme a espécie analisada.

Como já discutido, essa paisagem possui mais de 31% de cobertura de vegetação nativa, sendo que 61% dos remanescentes têm área superior a 500 hectares e 81% tem área superior a 60 hectares. Diante disso, é possível que as espécies prefiram os remanescentes maiores quando os menores estão próximos a eles, e passem a utilizar os remanescentes menores como stepping stones quando estes se encontram a distâncias um pouco maiores dos grandes remanescentes (Figura 27).

Contudo, esses padrões devem ser analisados com maior profundidade para compreender se refletem características específicas das espécies selecionadas, em função dos critérios utilizados para sua escolha, ou se indicam um padrão mais geral para esta paisagem.

Ainda assim, os resultados ressaltam o importante papel ecológico dos remanescentes menores, especialmente quando localizados a distâncias mais elevadas dos grandes fragmentos neste caso.

Os resultados do Modelo 2 indicam que, de modo geral, quanto maior a área dos remanescentes, maior é a probabilidade de ocupação. No entanto, em alguns casos, observa-se uma diminuição na probabilidade de ocupação com o aumento da área dos remanescentes (Figura 28), o que também precisa ser analisado para verificar se esse padrão reflete uma característica específica da espécie.

5.3.2. Estimativa de conectividade funcional

A partir da fórmula de verossimilhança do Modelo 2, as probabilidades de ocupação das espécies *Trogon surrucura* (surucuá) e *Spizaetus tyrannus* (gavião-pega-macaco) foram extrapoladas para toda a área de estudo. Para estimar a conectividade funcional por espécie, foi considerada a distância ao remanescente ocupado mais próximo, conforme a distribuição espacial das probabilidades de ocupação estimadas.

Os resultados estão apresentados nas Figuras 29 e 30.

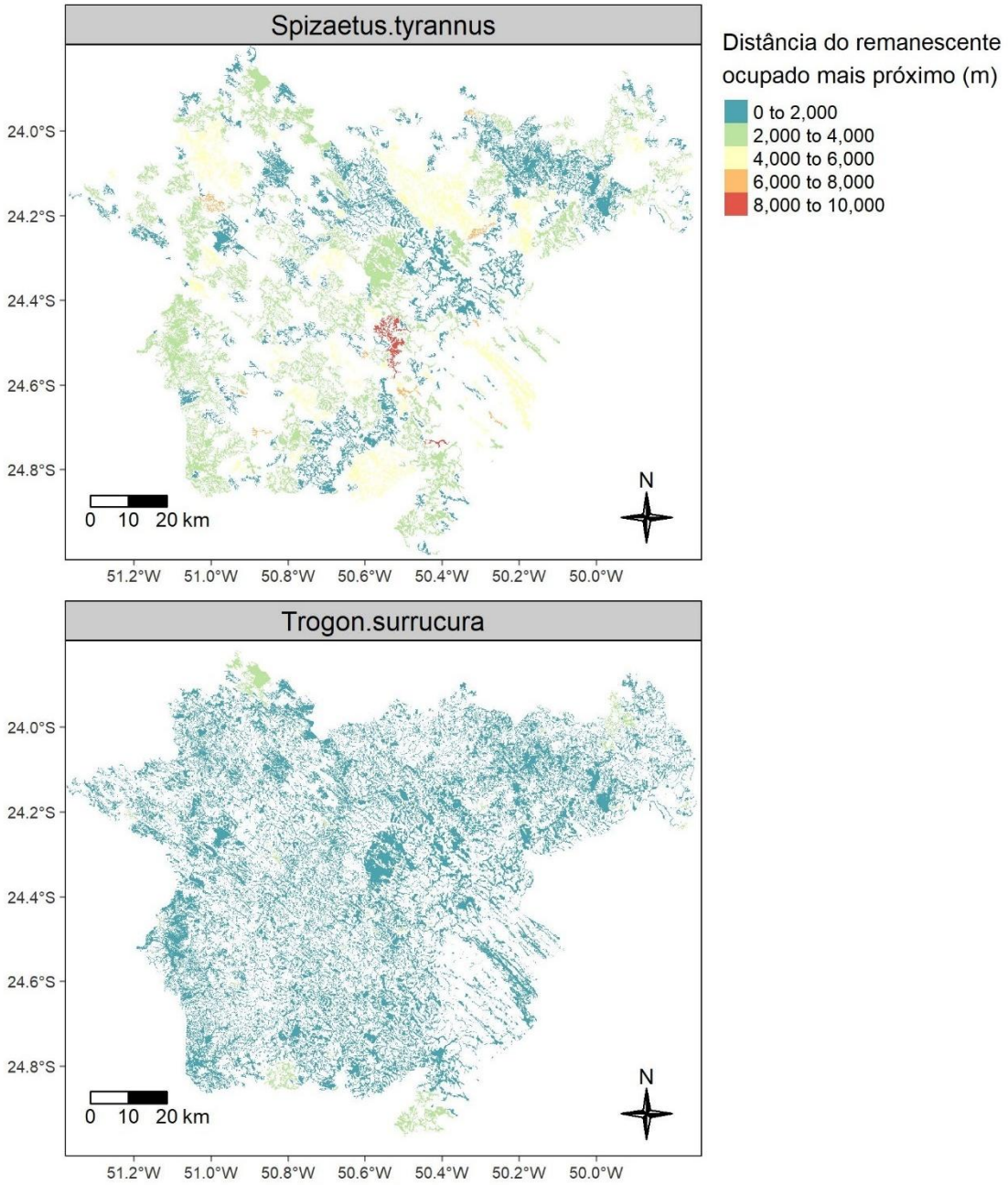


Figura 29. Resultado da distância do remanescente ocupado mais próximo para as espécies *Trogon surrucura* e *Spizaetus tyrannus*

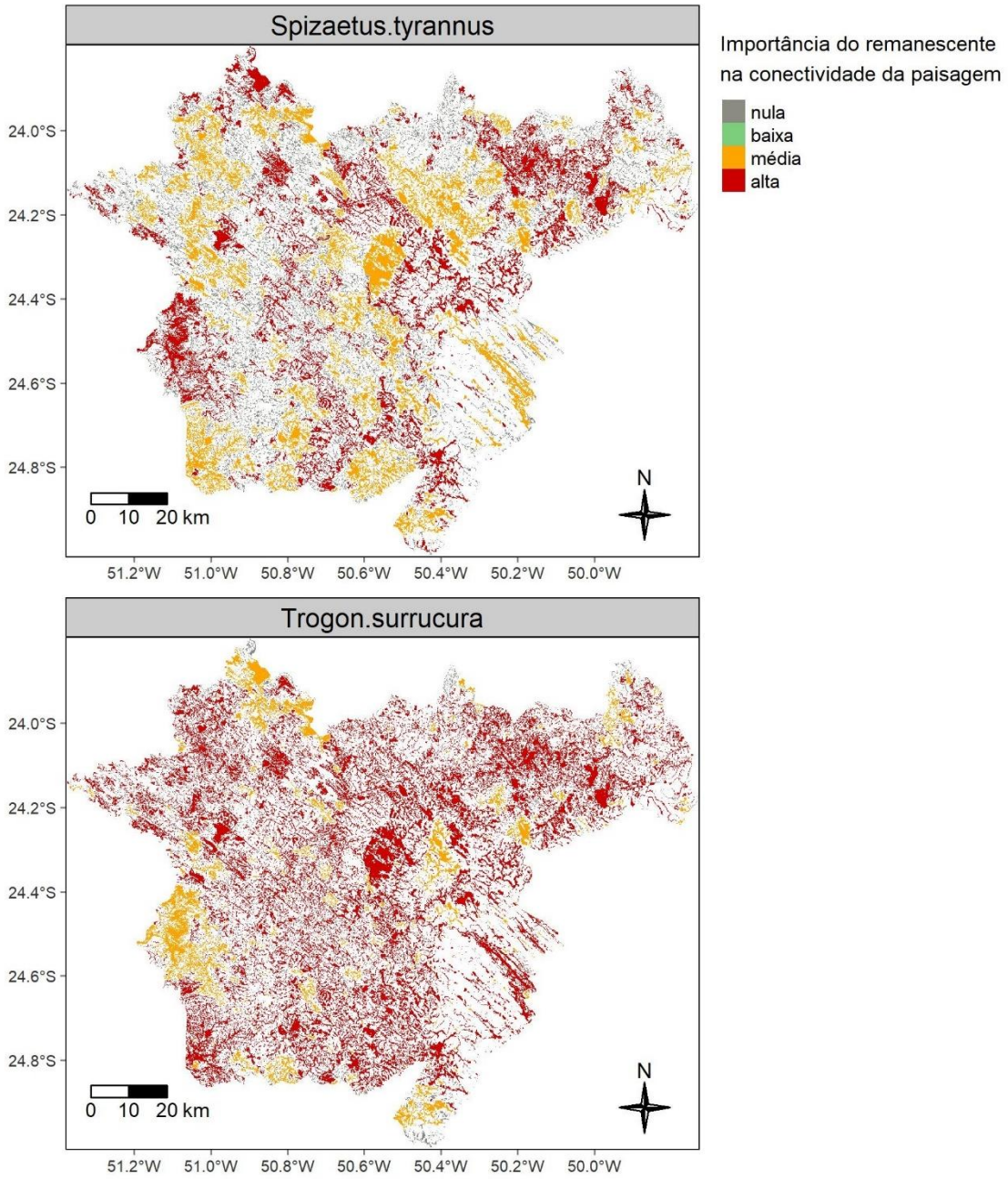


Figura 30. Classificação da importância dos remanescentes para as espécies *Trogon surrucura* e *Spizaetus tyrannus*

Observa-se que *Spizaetus tyrannus* é uma espécie mais exigente em relação à qualidade e conectividade dos habitats, com áreas de ocupação mais restritas e fortemente conectadas entre si. O *Trogon surrucura* apresenta uma distribuição mais ampla, estando presente em praticamente toda a área de estudo.

O valor de conectividade funcional para a paisagem como um todo foi de $1,24 \times 10^{17}$ para *Trogon surrucura* e de $3,17 \times 10^{17}$ para *Spizaetus tyrannus*. Assim como o Índice Integral de Conectividade (IIC), esse indicador pode ser recalculado periodicamente com base em novas amostragens, permitindo avaliar se o grau de conectividade da paisagem para essas espécies está aumentando ou diminuindo ao longo do tempo.

Espécies bioindicadoras podem ser selecionadas para o território e reavaliadas periodicamente. Por isso, é fundamental que novas amostragens sejam realizadas anualmente, e que modelos hierárquicos de ocupação dinâmicos sejam testados na área de estudo.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As análises realizadas neste trabalho permitiram uma abordagem integrada da conectividade na paisagem, evidenciando que os resultados em termos de conectividade funcional estão fortemente associados à elevada conectividade estrutural da área de estudo e à presença de remanescentes florestais relevantes para a manutenção das populações. Destacam-se, nesse contexto, os remanescentes com mais de 500 hectares, que representam 63% da vegetação nativa do território e, por si só, abrigam um número expressivo de espécies.

Foi possível demonstrar que os remanescentes monitorados ao longo dos anos são justamente os que mais contribuem para a conectividade da paisagem. Dentre eles, destaca-se a Reserva do Matão, que obteve a maior pontuação no Protocolo de Valoração Física da Biodiversidade e se configura como o remanescente de maior relevância para a conectividade estrutural da paisagem. Além disso, os remanescentes Varanal e Pinhalzinho/Sertãozinho apresentaram os maiores valores de riqueza sonora registrados pelos gravadores.

Todos os remanescentes monitorados obtiveram pontuações superiores a 64% no Protocolo de Valoração Física da Biodiversidade e, em conjunto, correspondem aos remanescentes mais relevantes para a conectividade estrutural da paisagem, com valor somado de dIIC igual a 58,24%.

Por outro lado, a elevada conectividade estrutural da paisagem também permite que remanescentes menores desempenhem um papel relevante na conservação. Esses remanescentes mantêm uma diversidade considerável de espécies quando analisados em conjunto. Observou-se que, quanto mais distantes dos grandes remanescentes, maior foi a probabilidade de ocupação pelas espécies analisadas, possivelmente por atuarem como trampolins ecológicos e habitats complementares.

Esse padrão reforça a importância de considerar a paisagem como um sistema dinâmico e interdependente, no qual diferentes tipos e tamanhos de remanescentes contribuem, em maior ou menor grau, para a funcionalidade ecológica do território.

Apesar das limitações metodológicas inerentes ao uso de gravadores autônomos na detecção direta de fluxos de movimento das espécies, o trabalho demonstrou que essa tecnologia é inovadora e extremamente eficaz para captar, de forma indireta e em larga escala, os padrões de atividade e presença da avifauna. Essa abordagem possibilitou inferências sobre a conectividade funcional em um curto intervalo de tempo, o que seria inviável com métodos tradicionais. O uso dos gravadores demonstrou ser, portanto, uma ferramenta fundamental para complementar análises estruturais e avançar na compreensão da dinâmica espacial da fauna.

As metodologias de detecção de espécies por meio de gravações acústicas ainda estão em desenvolvimento e requerem aprimoramentos, especialmente quando aplicadas em paisagens pouco estudadas. Ainda assim, a utilização de gravadores autônomos em conjunto com a ferramenta BirdNET mostrou-se promissora para o monitoramento da biodiversidade, oferecendo uma alternativa eficiente para a identificação de espécies e a análise da qualidade do habitat. Com a realização de etapas de validação específicas para a área de estudo, espera-se que a acurácia da ferramenta aumente, contribuindo significativamente para seu uso em futuras campanhas de monitoramento.

Este trabalho traz implicações importantes para o manejo e a conservação de áreas naturais, ao oferecer subsídios para a identificação de remanescentes prioritários à conservação da biodiversidade. A integração de métricas estruturais e funcionais de

conectividade pode orientar ações mais eficazes de gestão da paisagem, promovendo a manutenção da riqueza biológica e dos processos ecológicos no longo prazo.

Este estudo também apresenta contribuições relevantes para o planejamento da conservação e gestão de paisagens florestais, fornecendo subsídios técnicos para a priorização de remanescentes e a formulação de estratégias empresariais voltadas à biodiversidade. Além disso, a aplicação do Índice Integral de Conectividade (IIC) e a análise da conectividade funcional mostraram-se ferramentas valiosas, com potencial para serem integradas a indicadores de monitoramento de ganho líquido de biodiversidade, contribuindo para demonstrar a evolução da paisagem e a efetividade das ações de conservação implementadas.

Por fim, é importante considerar as limitações deste trabalho: (i) os valores dos scores utilizados partiram de 0,1, o que pode comprometer as análises de espécies específicas — especialmente em casos de sobreposição acústica, quando as vocalizações de uma espécie podem ser confundidas com as de outras, reforçando a importância das etapas de validação para garantir conclusões mais robustas; (ii) tanto os modelos de ocupação quanto as análises de conectividade funcional demandam elevado poder computacional, o que pode representar um obstáculo à sua aplicação em larga escala.

7. REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711–728. 2013. Disponível em: https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil?af=crossref. Acesso em: 18 abr. 2025.

ANDERSON, S. Area and Endemism. **The Quarterly Review of Biology**, v. 69, n. 4, p. 451–471, dec. 1994.

BEIER, P.; NOSS, R. F. Do habitat corridors provide connectivity? **Conservation Biology**, v. 12, n. 6, p. 1241-1252, 1998. Disponível em: https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.98036.x. Acesso em: 22 out. 2024.

BELLARD, C.; BERTELSMEIER, C.; LEADLEY, P.; THILLER, W.; COURCHAMP, F. Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology Letters**, v. 15, n. 4, p. 365–377, abr. 2012. DOI:10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x.

BOSTON CONSULTING GROUP (BCG). The Biodiversity Crisis is a business crisis. 56 p. 2021. Disponível em: https://web-assets.bcg.com/fb/5e/74af5531468e9c1d4dd5c9fc0bd7/bcg-the-biodiversity-crisis-is-a-business-crisis-mar-2021-rr.pdf. Acesso em: 19 jun. 2025.

BOWMAN, J.; JAEGER, J. A. G.; FAHRIG, L. Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. **Ecology**, v. 83, n. 7, p. 2049-2055, 2002.

BOWNE, D. R.; BOWERS, M. A. Interpatch movements in spatially structured populations: a literature review. **Landscape Ecology**, v. 19, n. 1, p. 1–20, 2004.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudanças Climáticas. Portaria GM/MMA nº 300, de 13 de dezembro de 2022. Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 19 dez. 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudanças Climáticas. Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural – SICAR. Disponível em: https://consultapublica.car.gov.br/publico/imoveis/index. Acesso em: 27 out. 2024.

BUSINESS AND BIODIVERSITY OFFSETS PROGRAMME (BBOP). Glossário. 3. ed. atualizada. Washington, D.C.: BBOP, 2018. Disponível em: https://www.forest-trends.org/bbop_pubs/glossary_2018. Acesso em: 15 fev. 2025.

CAGNACCI, F.; BOITANI, L.; POWELL, R. A.; BOYCE, M. S. Animal ecology meets GPS-based radiotelemetry: a perfect storm of opportunities and challenges. **Philosophical**

Transactions of the Royal Society B, v. 365, n. 1550, p. 2157–2162, jul. 2010. DOI:10.1098/rstb.2010.0107

CAM, E.; NICHOLS, J. D.; HINES, J. E.; SAUER, J. R.; ALPIZAR-JARA, R.; FLATHER, C. H. Disentangling Sampling and Ecological Explanations Underlying Species-Area Relationships. **Ecology**, v. 83, n. 4, p. 1118-1130, 2002a.

CAM, E.; NICHOLS, J. D.; SAUER, J. R.; HINES, J. E. On the estimation of species richness based on the accumulation of previously unrecorded species. **Ecography**, v. 25, n. 1, p. 102-108, 2002b.

CONGDON, P. Applied Bayesian Modelling. Queen Mary: University of London, UK. 465p. 2003.

CONGDON, P. Bayesian Model Choice, Comparison and Checking. In: CONGDON, P. (Ed.). Bayesian Statistical Modelling. 2. ed. Queen Mary: University of London, UK, p. 25-61, 2006.

CONN, P. B.; JOHNSON, D. S.; WILLIAMS, P. J.; MELIN, S. R.; HOOTEN, M. B. A guide to Bayesian model checking for ecologists. **Ecological Monographs**, v. 88, n. 4, p. 526-542, 2018.

CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA (CBD). Marco Global de Biodiversidade Kunming-Montreal: Convenção sobre Diversidade Biológica. 2022. Disponível em: https://www.cbd.int/doc/c/e6d3/cd1d/daf663719a03902a9b116c34/cop-15-l-25-en.pdf. Acesso em: 26 out. 2024.

CORREA AYRAM, C. A.; MENDOZA, M. E.; ETTER, A.; PEREZ SALICRUP, D. R. Habitat connectivity in biodiversity conservation: A review of recent studies and applications. **Progress in Physical Geography**, v. 40, n. 1, p. 7-37, 2016. DOI: 10.1177/0309133315598713.

DIAMOND, J. M. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of nature reserves. **Biological Conservation**, v. 7, n. 2, p. 129-146, 1975.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; SOARES, T. N.; LIMA, J. S.; DOBROVOLSKI, R.; LANDEIRO, V. L.; TELLES, M. P. C.; RANGELS, T. F.; BINI, L. M. Mantel test in population genetics. **Genetics and Molecular Biology**, v. 36, n. 4, p. 475-485, 2013.

DORAZIO, R. M.; ROYLE, J. A. Estimating size and composition of biological communities by modeling the occurrence of species. **Journal of the American Statistical Association**, v. 100, n. 470, p. 389-398, 2005.

DORAZIO, R. M.; ROYLE, J. A.; SÖDERSTRÖM, B.; GLIMSKÄR, A. Estimating species richness and accumulation by modeling species occurrence and detectability. **Ecology**, v. 87, n. 4, p. 842-854, 2006a.

DORAZIO, R. M.; ROYLE, J. A.; SODERSTROM, B.; GLIMSKAR, A. Estimating species richness and accumulation by modeling species occurrence and detectability. **Ecology**, v. 87, n. 7, p. 1650-1658, 2006b. DOI: 10.1890/0012-9658(2006)87[842:ESRAAB]2.0.CO;2.

DUNNING, J. B.; DANIELSON, B. J.; PULLIAM, H. R. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. **Oikos**, v. 65, p. 159-175, 1992. DOI: 10.2307/3544901.

DURIGAN, G.; IVANAUSKAS, M. N.; NALON, M. A.; RIBEIRO, M. C.; KANASHIRO, M. M.; COSTA, H. B.; SANTIAGO, C. M. Protocolo de avaliação de áreas prioritárias para a conservação da Mata Atlântica na região da Serra do Mar/Paranapiacaba. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 21 p. 39-54, 2009.

EVANS, J.S.; MURPHY, M.A. _spatialEco_. R package version 2.0-2, 2023. Disponível em: https://github.com/jeffreyevans/spatialEco.

EWERS, R. M., DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews**, v. 81, p. 117–142, 2006. DOI:10.1017/S1464793105006949

EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING, A. J.; LAURANCE, W. F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C. R.; MELBOURNE, B. A.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L.; SONG, D.; TOWNSHEND J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, mar. 2015.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.

FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 48, p. 1-23, 2017. DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612.

FAO. Global Forest Resources Assessment 2020 – Main Report. Roma: FAO. 164 p. 2020. Disponível em: https://openknowledge.fao.org/items/ac91b7b4-87eb-41eb-bdb1-d1c31fe249a8. Acesso em: 02 nov. 2024.

FAO. The State of the World's Forests 2022: Forest pathways for green recovery and building inclusive, resilient, and sustainable economies. Roma: FAO, 2022. Disponível em: https://openknowledge.fao.org/items/4c8bd12f-d6b8-4755-a82f-1284c41bf012. Acesso em: 02 nov. 2024.

FRAIXEDAS, S.; LINDÉN, A.; PIHA, M.; CABEZA, M.; GREGORY, R.; LEHIKOINEN, A. A state-of-the-art review on birds as indicators of biodiversity: Advances, challenges, and future directions. **Ecological Indicators**, v. 118, jul. 2020.

GAME, M. Best shape for nature reserves. **Nature**, v. 287, p. 630-632, 1980.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; ARAUJO, I. S.; AVILA-PIRES, T. C.; BONALDO, A. B.; COSTA, J. E.; ESPOSITO, M. C.; FERREIRA, L. V.; HAWES, J.; HERNANDEZ, M. I. M.; HOOGMOED, M. S.; LEITE, R. N.; LO-MAN-HUNG, N. F.; MALCOLM, J. R.; MARTINS, M. B.; MESTRE, L. A. M.; MIRANDA-SANTOS, R.; OVERAL, W. L.; PARRY, L.; PETERS, S. L.; RIBEIRO-JUNIOR, M. A.; DA SILVA, M. N. F.; MOTTA, C. S.; PERES, C.A. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. **Ecology Letters**, v.11, p.139-150, fev. 2008. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2007.01133.x.

GELMAN, A. Prior distributions for variance parameters in hierarchical models (Comment on Article by Browne and Draper). **Bayesian Analysis**, v. 1, n. 3, p. 515-534, 2006.

GELMAN, A.; MENG, X.-L.; STERN, H. Posterior predictive assessment of model fitness via realized discrepancies. **Statistica Sinica**, v. 6, n. 4, p. 733-760, 1996.

GELMAN, A.; RUBIN, D. B. Inference from Iterative Simulation Using Multiple Sequences. **Statistical Science**, v. 7, n. 4, p. 457-472, 1992.

GLOBAL CANOPY. The Case for a Task Force on Nature-related Financial Disclosures. 2020. Disponível em: https://globalcanopy.org/wp-content/uploads/2020/11/Task-Force-on-Nature-related-Financial-Disclosures-Full-Report.pdf. Acesso em: 27 out. 2024.

GONÇALVES-SOUZA, T.; CHASE, J. M.; HADDAD; N. M.; VANCINE, M. H.; DIDHAM, R. K.; MELO, F. L. P.; AIZEN, M. A.; BERNARD, E.; CHIARELLO, A. G.; FARIA, D.; GIBB, H.; DE LIMA, M. G.; MAGNAGO, L. F. S.; MARIANO-NETO, E.; NOGUEIRA, A. A.; NEMÉSIO, A.; PASSAMANI, M.; PINHO, B. X.; ROCHA-SANTOS, L.; RODRIGUES, R. C.; SAFAR, N. V. H.; SANTOS, B. A.; SOTO-WERSCHITZ, A.; TABARELLI, M.; UEHARA-PRADO, M.; VASCONCELOS, H. L.; VIEIRA S.; SANDERS, N. J. Species turnover does not rescue biodiversity in fragmented landscapes. **Nature**, v. 615, p. 123-127, 2025. Disponível em: https://www.nature.com/articles/s41586-025-08688-7. Acesso em: 27 abr. 2025.

GREENBERG, R. Neophobia, aversion to open space, and ecological plasticity in Song and Swamp Sparrows. **Canadian Journal of Zoology**, v. 67, n. 5, p. 1195-1199, 1989. DOI: 10.1139/z89-172.

GROOM, M. J.; MEFFE, G. K.; CARROLL, C. R. Principles of Conservation Biology. 3rd ed. Sunderland, MA: Sinauer Associates, 2006.

GUILLERA-ARROITA, G.; LAHOZ-MONFORT, J.J.; MACKENZIE, D. I.; WINTLE, B. A.; MCCARTHY, M. A. Ignoring Imperfect Detection in Biological Surveys Is Dangerous: A Response to 'Fitting and Interpreting Occupancy Models'. **PLoS ONE**, v. 9, n.7, p. e99571-e99571, 2014.

GUILLERA-ARROITA, G.; LAHOZ-MONFORT, J. J.; ELITH, J.; GORDON, A.; KUJALA, H.; LENTINI, P. E.; MCCARTHY, M. A.; TINGLEY, R.; WINTLE, B. A. Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n.3, p. 276-292, 2015. DOI: 10.1111/geb.12268.

GUILLERA-ARROITA, G. Modelling of species distributions, range dynamics and communities under imperfect detection: advances, challenges and opportunities. **Ecography**, v. 40, n. 2, p.281-295, 2017. DOI: 10.1111/ecog.02445.

GUILLERA-ARROITA, G.; KÉRY, M.; LAHOZ-MONFORT, J. J. Inferring species richness using multispecies occupancy modeling: Estimation performance and interpretation. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 2, p. 780-792, 2019. DOI: 10.1002/ece3.4821.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING, A. J.; LAURANCE, W. F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C. R.; MELBOURNE, B. A.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L.; SONG, D.-X.; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015. DOI: 10.1126/sciadv.1500052.

HANNAH, L.; MIDGLEY, G.; ANDELMAN, S.; ARAÚJO, M.; HUGHES, G.; MARTINEZ-MEYER, E.; PEARSON, R.; WILLIAMS, P. Protected area needs in a changing climate. **Frontiers in Ecology and The Environment**, v.5, n.3, p. 131-138, 2007. DOI: 10.1890/1540-9295(2007)5[131:PANIAC]2.0.CO;2.

HANSKI, I. Habitat fragmentation and species richness. **Journal of Biogeography**, v. 42, p. 989-994, 2015.

HARRIS, L. D. The Fragmented Forest: Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity. Chicago: University of Chicago Press, 1984.

HILL, A. P.; PRINCE, P.; SNADDON, J. L.; DONCASTER, C. P.; ROGERS, A. AudioMoth: A low-cost acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. **HardwareX**, v. 6, p. e00073, out. 2019.

HOLYOAK, M.; CASAGRANDI, R.; NATHAN, R.; REVILLA, E.; SPIEGEL, O. Trends and missing parts in the study of movement ecology. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 49, p. 19060–19065, dec. 2008.

ICMBIO. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE, 2025. Disponível em: https://salve.icmbio.gov.br/. Acesso em: 21 mai. 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Manual técnico da vegetação brasileira. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

INTERGOVERNMENTAL SCIENCE-POLICY PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES (IPBES). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services. Editado por Sandra Díaz, Josef Settele, Eduardo S. Brondízio e Hien T. Ngo. Bonn, Alemanha: IPBES Secretariat. 60 p. 2019. Disponível em: https://doi.org/10.5281/zenodo.3553458. Acesso em: 24 out. 2024.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 2, n. 5, p. 173-185, 1989.

KEELEY, A. T. H.; BEIER, P.; JENNESS, J. S. Connectivity metrics for conservation planning and monitoring**. Biological Conservation**, v. 255, p. 109008, 2021.

KEITT, T. H.; URBAN, D. L.; MILNE, B.T. Detecting critical scales in fragmented landscapes. **Ecology & Society**, v. 1, n. 1, p. 1-16, 1997.

KÉRY, M.; ROYLE, J. A. Modeling Static Occurrence and Species Distributions Using Site-occupancy Models. In: KÉRY, M.; ROYLE, J. A. (Ed.). **Applied Hierarchical Modeling in Ecology**. Boston: Academic Press, p. 551-629, 2016.

KÉRY, M.; SCHAUB, M. Bayesian population analysis using WinBUGS: a hierarchical perspective. Academic Press. 535p. 2012.

KUNIN, W. E. Sample shape, spatial scale and species counts: implications for reserve design. **Biological Conservation**, v. 82, p. 369-377, 1997.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.

LEMES, P.; LOYOLA, R. D. Accommodating Species Climate-Forced Dispersal and Uncertainties in Spatial Conservation Planning. **PLoS One**, v. 8, n. 1, p. e54323, jan. 2013. DOI:10.1371/journal.pone.0054323.

LIMA, M. M.; MARIANO-NETO, E. Extinction thresholds for Sapotaceae due to forest cover in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 312, p. 260-270, 2014. Disponível em: https://www.semanticscholar.org/paper/Extinction-thresholds-for-Sapotaceae-due-to-forest-Lima-Mariano%E2%80%90Neto/6a2e0585da78902f7a054c014215ffcaaf33d61f. Acesso em: 15 fev. 2025.

LOYOLA, R.; MACHADO, N.; VILA-NOVA, D., MARTINS, E.M.; MARTINELLI, G. Áreas prioritárias para conservação e uso sustentável da flora brasileira ameaçada de extinção. **Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. 80p. 2014.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. The theory of island biogeography. **Princeton: Princeton University Press**. 224 p. 1967.

MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; LACHMAN, G. B.; DROEGE, S.; ROYLE A. A.; LANGTIMM; C. A. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. Ecology, v. 83, n. 8, p. 2248-2255, 2002.

MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. Animal biodiversity and conservation, v. 27, n. 1, p. 461-467, 2004.

MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; ROYLE, J. A.; POLLOCK, K. H.; BAILEY L. L.; HINES J. E. Occupancy Estimation and Modeling. Burlington, Elsevier. 343p. 2006.

MARGULES, C.; HIGGS, A. J.; RAFE, R. W. Modern biogeographic theory: are there any lessons from nature reserve design? **Biological Conservation**, v. 24, p. 115-128, 1982.

MARTENSEN, A. C; RIBEIRO, M. C. PRADO, A.; BANKS-LEITE, C. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100-1111, 2012.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2184-2192, 2008. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320708002140?via%3Dihub . Acesso em: 15 fev. 2025.

MAXWELL, S. L.; BROOKS, T.; FULLER, R. A.; WATSON, J. E. M. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. **Nature**, v. 536, n. 7615, p. 143 – 145, 2016. DOI: 10.1038/536143a.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. **General Technical Report PNW-GTR-351**. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p. 1995.

METZGER, J.; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologica**, v. 18, n. 1, p. 1-12, 1997. Disponível em: https://doi.org/10.1016/s1146-609x(97)80075-6. Acesso em: 02 nov. 2024.

MICHEL, N. L.; WHELAN, C. J.; VERUTES, G. M. Ecosystem services provided by Neotropical birds. **The Condor**, v.122, n.3, p. 1-20, 2020.

MINERAIS DO PARANÁ (MINEROPAR). Atlas geomorfológico do Estado do Paraná: escala base 1:250.000 - modelos reduzidos 1:500.00. **Curitiba: Universidade Federal do Paraná**. 63 p. 2006.

NEUWIRTH, E. RColorBrewer. R package version 1.1-3, 2022. Disponível em: https://cran.r-project.org/web/packages/RColorBrewer/index.html.

NOSS, R. F.; CSUTI, B. Habitat fragmentation. In: MEFFE, G. K.; CARROL, C. R. (Ed.). Principles of conservation biology. **Sunderland: Sinauer Associates**, p. 269-304, 1997.

PARDINI, R.; Bueno, A. A.; Gardner, T. A.; Prado, P. I.; Metzger, J P. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, p. e13666, 2010. Disponível em: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013666. Acesso em: 15 fev. 2025.

PARMESAN, C.; YOLE, G. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. **Nature**, v. 421, n. 2, p. 37-42, jan. 2003. DOI: 10.1038/nature01286.

PASCUAL-HORTAL, L; SAURA, S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. **Landscape Ecology**, v. 21, p. 959–967, 2006. DOI 10.1007/s10980-006-0013-z.

PEREIRA, R. C.; ROQUE, F. O.; CONSTANTINO, P. A. L.; SABINO, J.; UEHARA-PRADO, M. Monitoramento in situ da biodiversidade: proposta para um sistema de monitoramento in situ da biodiversidade. ICMBio. 61p. 2013.

PERRY, A. L. et al. Climate Change and Distribution Shifts in Marine Fishes. **Science**, v. 308, n. 5730, p. 1912–1915, jul. 2005.

PLUMMER, M. JAGS: A program for analysis of Bayesian graphical models using Gibbs sampling. Distributed Statistical Computing. Austrian Association for Statistical Computing - R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria, Vienna University of Technology. 2003.

PROJETO MAPBIOMAS. Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org. Acesso em: 27 out. 2024.

PROJETO MAPBIOMAS. Coleção 9 dos Mapas Anuais de Cobertura e Uso da Terra do Brasil (1985-2023). 2024. Disponível em: https://doi.org/10.58053/MapBiomas/XXUKA8. Acesso em: 12 dez. 2024. Dados do MapBiomas, V1.

PRUGH, L. R. An evaluation of patch connectivity measures. **Ecological Applications**, v. 19, n. 5, p. 1300-1310, 2009.

RAJÃO, H.; CUNHA, A. A.; DEVELEY, P. F.; BACELAR-SCHITTINI, A. E. F.; CRONEMBERGER, C.; FONTANA, C. S. Monitoring birds in the Atlantic Forest: A proposal for the Brazilian protected areas. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 1, p. 86-88, 2014. Disponível em: https://www.perspectecolconserv.com/pt-monitoring-birds-in-atlantic-forest-articulo-S167900731450014X. DOI: 10.4322/natcon.2014.015

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2024. Disponível em: https://www.R-project.org/.

RICOTTA, C.; STANISCI, A.; AVENA, G. C.; BLASI, C. Quantifying the network connectivity of landscape mosaics: a graph-theoretical approach. **Community Ecology**, v. 1, p. 89-94, 2000. ISSN 1585-8553.

RIGUEIRA, D. M. G.; ROCHA, P. L. B.; MARIANO-NETO, E. Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: resources for conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 13-14, p. 3141-3163, 2013. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-013-0575-4. Acesso em: 15 fev. 2025.

ROYLE, J. A.; DORAZIO, R. M. Hierarchical Modeling and Inference in Ecology: The Analysis of Data from Populations, Metapopulations and Communities, **Elsevier Science**. Burlington, Elsevier. 80p. 2008. DOI: 10.1016/B978-0-12-374097-7.X0001-4.

ROYLE, J. A. AND J. D. NICHOLS. Estimating abundance from repeated presence–absence data or point counts. **Ecology**, v. 84, n. 3, p. 777-790, 2003.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, v. 83, n. 2-3, p. 91-103, nov. 2007.

SCHEINER, S. Six Types of Species-Area Curves. **Global Ecology and Biogeography**, v.12, p. 441-447, 2003. DOI: 10.1046/j.1466-822X.2003.00061.x.

SU, Y.-S.; YAJIMA, M.; BAIO, G. R2jags. R package version 0.8-9, 2024. Disponível em: https://cran.r-project.org/web/packages/R2jags/index.html.

STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W.; PARKER III, T. A.; MOSKOVITS, D. K. Neotropical birds: ecology and conservation. **Chicago: University of Chicago Press**. 502 p. 1996

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571-573, 1993. DOI: 10.2307/3544927.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; WITH, K. A. Landscape connectivity: a return to the basics. In: CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. (Ed.). Connectivity Conservation. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. p. 29-43.

THOMPSON, P. L.; RAYFIELD, B.; GONZALEZ, A. Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks. **Ecography**, v. 40, p. 98-108, 2017. DOI: 10.1111/ecog.02558

TOBIAS, J. A.; SHEARD C.; PIGOT A. L., et al. AVONET: Morphological, Ecological and Geographical Data for all Birds. **Ecology Letters**, v. 25, n. 3; p. 581–597, 2022. DOI: 10.1111/ele.13898.

TURNER, I.M. Species loss in fragments of tropical rainforest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, p. 200– 209, 1996

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. New York: Springer, 2015.

UEZU, A.; METZGER, J.; VIELLIARD, J.M.E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, n. 4, p. 507-519, 2005. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.001. Acesso em: 02 nov. 2024.

UNITED NATIONS CONVENTION TO COMBAT DESERTIFICATION (UNCCD). Summary for Decision Makers. Global Land Outlook, second edition. Bonn: 2022. 22 p. Disponível em: https://www.unccd.int/sites/default/files/2022-04/GLO2_SDM_low-res_0.pdf. Acesso em: 26 abr. 2025.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). Making peace with nature: a scientific blueprint to tackle the climate, biodiversity and pollution emergencies. Nairobi: UNEP. 168 p. 2021. Disponível em: https://www.unep.org/gan/resources/report/making-peace-nature-scientific-blueprint-tackle-climate-biodiversity-and-pollution. Acesso em: 24 out. 2024.

VANCINE, M. H.; MUYLAERT, R. L.; NIEBUHR, B. B.; OSHIMA, J. E. F.; TONETTI, V.; BERNARDO, R.; DE ANGELO, C.; ROSA, M. R.; GROHMANN, C. H.; RIBEIRO, M. C. The Atlantic Forest of South America: spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 291, p. 110499, 2024. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320724000600. Acesso em: 15 fev. 2025.

VENIER, L. A.; HOLMES, S. B.; HOLBORN, G. W.; MCILWRICK, K. A.; BROWN, G. Evaluation of an automated recording device for monitoring forest birds. **Wildlife Society Bulletin**, v. 36, n. 1, p. 30–39, mar. 2012.

VILLARD, M. A.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 2, p. 309–318, 2014.

WHELAN, C. J.; WENNY, D. G.; MARQUIS, R. J. Ecosystem services provided by birds. **Annals of the New York academy of sciences**, v.1134, n.1, p.25-60, 2008.

WICKHAM, H. Data analysis. In: WICKHAM, H. (Ed.). Ggplot2: Elegant graphics for Data Analysis. 2. ed. Springer, 2016.

WIENS, J. A.; STENSETH, N. C.; VAN HORNE, B.; IMS, R. A. Ecological mechanisms and landscape ecology. **Oikos**, v. 66, p. 369-380, 1993. DOI: 10.2307/3544931

WIKIAVES. A Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: https://www.wikiaves.com.br/especies_local.php. Acesso em: 21 mai. 2025.

WITH, K. A.; GARDNER, R. H.; TURNER, M. G. Landscape Connectivity and Population Distributions in Heterogeneous Environments. **Oikos**, v.78, p. 151-169, 1997. DOI:10.2307/3545811.

WOOD, C. M.; KALH, S.; RAHAMAN, A.; KLINCK, H. The machine learning–powered BirdNET App reduces barriers to global bird research by enabling citizen science participation. **PLoS Biology**, v. 20, n. 6, p. e3001670. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3001670

WORLD BANK GROUP (WBG). Mobilizing Private Finance for Nature. World Bank Collaboration. 111 p. 2020. Disponível em: https://thedocs.worldbank.org/en/doc/916781601304630850-0120022020/original/FinanceforNature28Sepwebversion.pdf. Acesso em: 24 out. 2024.

WORLD ECONOMIC FORUM (WEF). Nature risk rising: why the crisis engulfing nature matters for business and the economy. Geneva: World Economic Forum. 36 p. 2020. Disponível em: https://www.weforum.org/reports/nature-risk-rising-why-the-crisis-engulfing-nature-matters-for-business-and-the-economy. Acesso em: 24 out. 2024.

WORLD WIDE FUND FOR NATURE (WWF). Relatório Planeta Vivo 2022: Construindo um futuro positivo para a natureza. Gland, Suíça: WWF. 144 p. 2022. Disponível em: https://wwflpr.awsassets.panda.org/downloads/relatorio_planeta_vivo_2022_1_1.pdf. Acesso em: 26 abr. 2025.

YUTANI, H. gghighlight. R package version 0.5-0, 2025. Disponível em: https://github.com/yutannihilation/gghighlight.

ZAIDEN, T.; MARQUES, F. C.; MEDEIROS, H. R.; DOS ANJOS L. Decadal persistence of frugivorous birds in tropical forest fragments of northern Paraná. **Biota Neotropica**, v. 15, n. 2, p. e20140084, 2015.

ZILIO, F. Breeding biology and conservation of hawk-eagles (Spizaetus spp.) (Aves, Accipitridae) in southern Atlantic Forest, Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 107, p. e2017037, 2017. DOI: 10.1590/1678-4766e2017037.

ANEXO 1 – Fichas dos indicadores do Protocolo de Valoração Física da Biodiversidade

Qualidade do habitat		
Nome	Tamanho do remanescente	
Indicador	Área total (ha)	
Interpretação e uso	Princípio do "quanto maior, melhor" (Mac Arthur & Wilson, 1967; Margules et al., 1982; Noss & Csuti, 1997). Áreas maiores têm maiores chances de manter grandes populações de espécies.	
Metodologia de cálculo	Geoprocessamento	
Frequência de apuração	A cada renovação da valoração (se necessário)	
Fonte de dados	Imagens aéreas (VANTs), imagens de satélite, ou mapeamentos estaduais ou federais oficiais (inventários estaduais, MapBiomas, p.ex.)	
Responsabilidade da apuração	Proprietário/Responsável pela área	
Critérios para Pontuação		
Classe	**Pontuação**	**Valor máximo**
< 50ha	1	4
50 a 100ha	2	
100 a 500ha	3	
> 500ha	4	

Qualidade do habitat		
Nome	Forma do remanescente	
Indicador	Índice de forma	
Interpretação e uso	Quanto mais próximo do valor de 1, melhor o formato do remanescente no que se refere à relação perímetro/área, caracterizando remanescentes com maior área núcleo, e menos efeito de borda e, portanto, mais eficientes para a conservação da biota (Diamond, 1975; Game, 1980; Kunin, 1997)	
Metodologia de cálculo	$IF = \frac{2 * \sqrt{\pi * a_{ij}}}{p_{ij}}$	
Frequência de apuração	A cada renovação da valoração (se necessário)	
Fonte de dados	Imagens aéreas (VANTs), imagens de satélite, ou mapeamentos estaduais ou federais oficiais (inventários estaduais, MapBiomas, p.ex.)	
Responsabilidade da apuração	Proprietário/Responsável pela área	
Critérios para Pontuação		
Classe	**Pontuação**	**Valor máximo**
0 - 0,25	1	4
0,25 - 0,5	2	
0,5 - 0,75	3	
0,75 - 1	4	

Qualidade do habitat	
Nome	Heterogeneidade ambiental
Indicador	Número de fitofisionomias
Interpretação e uso	Diferentes fisionomias da vegetação contêm flora parcial ou totalmente distinta. Assim, maior diversidade de fisionomias resulta em mais espécies, maior oferta de habitat e alimentos mais diversificados para a fauna (DURIGAN et al., 2009).
Metodologia de cálculo	Identificar o número de fisionomias naturais presentes no fragmento.
Frequência de apuração	A cada renovação da valoração (se necessário)
Fonte de dados	Mapeamentos de vegetação oficial (inventário estadual), ou dados publicados (estudos e relatórios técnicos)

Responsabilidade da apuração	Proprietário/Responsável pela área	
Critérios para Pontuação		
Classe	**Pontuação**	**Valor máximo**
1	1	
2 a 3	2	3
> 3	3	

Qualidade do habitat		
Nome	Presença de água	
Indicador	Densidade de drenagem	
Interpretação e uso	A integridade dos recursos hídricos e da fauna que deles depende só pode ser assegurada se as nascentes e cursos d'água estiverem protegidos (Durigan et al., 2009), por isso a relevância de fragmentos com maior extensão de cursos d'água em seu interior.	
Metodologia de cálculo	Relação entre o comprimento da rede de drenagem (Cr) e a área do fragmento (A); Dd = Cr /A (km/km2)	
Frequência de apuração	A cada renovação da valoração (se necessário)	
Fonte de dados	Base de hidrografia oficial (ANA)/ FBDS	
Responsabilidade da apuração	Proprietário/Responsável pela área	
Critérios para Pontuação		
Classe	**Pontuação**	**Valor máximo**
< 0,5	1	
0,6 a 2,0	2	3
> 2,01	3	

Biodiversidade		
Nome	Riqueza da flora (espécies lenhosas)	
Indicador	Número total de espécies da flora	
Interpretação e uso	Quanto mais espécies registradas, melhor o status de conservação do fragmento.	
Metodologia de cálculo	Número de espécies registradas na área (espécies arbóreas e arbustivas).	
Frequência de apuração	A cada renovação da valoração (se necessário)	
Fonte de dados	Relatórios técnicos, artigos, teses, dissertações ou livros publicados com levantamentos realizados no local.	
Responsabilidade da apuração	Proprietário/Responsável pela área	
Critérios para Pontuação		
Classe	**Pontuação**	**Valor máximo**
1 a 100	1	
101 a 200	2	4
201 a 300	3	
> 301	4	

Biodiversidade		
Nome	Espécies ameaçadas da flora	
Indicador	Número de espécies da flora ameaçadas	
Interpretação e uso	Áreas que possuem espécies classificadas em alguma categoria de ameaça de extinção apresentam alto valor para a conservação (Loyola et al., 2014).	
Metodologia de cálculo	Quantificar o número de espécies da flora que se encontram em alguma categoria de ameaça Lista de espécies ameaçadas da IUCN (https://www.iucnredlist.org/) e Nacional (MMA)	
Frequência de apuração	A cada renovação da valoração (se necessário)	
Fonte de dados	Lista vermelha da IUCN e Lista oficial nacional (MMA, Brasil)	
Responsabilidade da apuração	Proprietário/Responsável pela área	
Critérios para Pontuação		
Classe	**Pontuação**	**Valor máximo**
1	1	4
2 a 5	2	
5 a 10	3	
> 10	4	

Biodiversidade		
Nome	Riqueza da fauna	
Indicador	Número total de espécies da avifauna e mastofauna	
Interpretação e uso	Quanto mais espécies registradas, melhor o status de conservação do fragmento.	
Metodologia de cálculo	Número de espécies registradas na área.	
Frequência de apuração	A cada renovação da valoração (se necessário)	
Fonte de dados	Relatórios técnicos, artigos, teses, dissertações ou livros publicados com levantamentos realizados no local.	
Responsabilidade da apuração	Proprietário/Responsável pela área	
Critérios para Pontuação		
Classe	**Pontuação**	**Valor máximo**
1 a 100	1	4
101 a 200	2	
201 a 300	3	
> 301	4	

Biodiversidade		
Nome	Espécies ameaçadas da fauna	
Indicador	Número de espécies de aves e mamíferos ameaçados	
Interpretação e uso	Áreas que possuem espécies classificadas em alguma categoria de ameaça de extinção apresentam alto valor para a conservação (Loyola et al., 2014).	
Metodologia de cálculo	Quantificar o número de espécies da fauna que se encontram em alguma categoria de ameaça Lista de espécies ameaçadas da IUCN (https://www.iucnredlist.org/) e Nacional (MMA)	
Frequência de apuração	A cada renovação da valoração (se necessário)	
Fonte de dados	Lista vermelha da IUCN e Lista oficial nacional (MMA, Brasil)	
Responsabilidade da apuração	Proprietário/Responsável pela área	
Critérios para Pontuação		
Classe	**Pontuação**	**Valor máximo**
1 a 15	1	4
16 a 30	2	
31 a 45	3	
> 46	4	

Biodiversidade		
Nome	Espécies endêmicas da flora	
Indicador	Número de espécies endêmicas da flora	
Interpretação e uso	Uma espécie é considerada endêmica quando ocorre em uma área geográfica restrita (Anderson, 1994). Áreas que possuem espécies classificadas como endêmicas apresentam alto valor para a conservação da biodiversidade, pois espécies endêmicas são mais susceptíveis à extinção.	
Metodologia de cálculo	Quantificar o número de espécies da flora que são classificadas como endêmicas.	
Frequência de apuração	A cada renovação da valoração (se necessário)	
Fonte de dados	Publicações que atestam que a espécie é endêmica por fitofisionomia (preferencialmente) ou bioma	
Responsabilidade da apuração	Proprietário/Responsável pela área	
Critérios para Pontuação		
Classe	**Pontuação**	**Valor máximo**

0	1	4
1	2	
2 a 5	3	
> 6	4	

Biodiversidade		
Nome	Espécies endêmicas da fauna (mamíferos e aves)	
Indicador	Número de espécies de aves e mamíferos endêmicos	
Interpretação e uso	Uma espécie é considerada endêmica quando ocorre em uma área geográfica restrita (Anderson, 1994). Áreas que possuem espécies classificadas como endêmicas apresentam alto valor para a conservação da biodiversidade, pois espécies endêmicas são mais susceptíveis à extinção.	
Metodologia de cálculo	Quantificar o número de espécies da flora que são classificadas como endêmicas.	
Frequência de apuração	A cada renovação da valoração (se necessário)	
Fonte de dados	Publicações que atestam que a espécie é endêmica do bioma	
Responsabilidade da apuração	Proprietário/Responsável pela área	
Critérios para Pontuação		
Classe	**Pontuação**	**Valor máximo**
1 a 15	1	5
16 a 30	2	
31 a 45	3	
45 e 60	4	
> 61	5	

Processos e interações		
Nome	Polinização	
Indicador	Número de espécies potencialmente polinizadoras da avifauna (nectanívoras)	
Interpretação e uso	A avifauna é responsável pela polinização de aproximadamente 5% da flora regional (Whelan et al., 2008; Michel et al., 2020)	
Metodologia de cálculo	Quantificar o número de espécies polinizadoras (nectanívoras)	
Frequência de apuração	A cada renovação da valoração (se necessário)	
Fonte de dados	Publicações (artigos, teses, dissertações, literatura cinza ou relatórios assinados por responsáveis técnicos) contendo lista de espécies e classificação da avifauna de acordo com a guilda trófica da área avaliada.	
Responsabilidade da apuração	Proprietário/Responsável pela área	
Critérios para Pontuação		
Classe	**Pontuação**	**Valor máximo**
1 a 5	1	4
6 a 10	2	
11 a 15	3	
> 15	4	

Processos e interações		
Nome	Dispersão	
Indicador	Número de espécies da avifauna que são potencialmente dispersoras (frugívoras, granívoras e onívoras)	
Interpretação e uso	As aves são responsáveis pela dispersão de 65 a 75% da flora arbórea e 40 a 60% da flora arbustiva nos trópicos. A dispersão por aves aumenta a germinação de algumas espécies e, por percorrerem maiores distâncias em relação à planta mãe, as sementes dispersas têm menos riscos de doenças e predação (Michel et al., 2020). A dispersão de sementes é um dos principais serviços prestados pela avifauna (Whelan et al., 2008).	
Metodologia de cálculo	Quantificar o número de espécies dispersoras (frugívoras, granívoras e onívoras)	
Frequência de apuração	A cada renovação da valoração (se necessário)	
Fonte de dados	Publicações (artigos, teses, dissertações, literatura cinza ou relatórios assinados por responsáveis técnicos) contendo lista de espécies e classificação da avifauna de acordo com a guilda trófica da área avaliada.	
Responsabilidade da apuração	Proprietário/Responsável pela área	
Critérios para Pontuação		
Classe	**Pontuação**	**Valor máximo**

0 a 30	1	5
31 a 60	2	
61 a 90	3	
91 e 120	4	
> 121	5	

Processos e interações	
Nome	Controle de pragas
Indicador	Número de espécies da avifauna que contribuem para o controle de pragas (insetívoras ou carnívoras)
Interpretação e uso	Aves insetívoras correspondem a ~50% de espécies de aves no mundo. Este grupo de aves ajuda no controle de herbívoros e, consequentemente, contribui para o desenvolvimento das plantas por meio de um efeito cascata na cadeia trófica. Por essa razão, as aves contribuem para o controle de pragas em agroecossistemas e ecossistemas naturais (Michel et al., 2020).
Metodologia de cálculo	Quantificar o número de espécies da avifauna que são insetívoras e carnívoras.
Frequência de apuração	A cada renovação da valoração (se necessário)
Fonte de dados	Publicações (artigos, teses, dissertações, literatura cinza ou relatórios assinados por responsáveis técnicos) contendo lista de espécies e classificação da avifauna de acordo com a guilda trófica da área avaliada.
Responsabilidade da apuração	Proprietário/Responsável pela área

Critérios para Pontuação		
Classe	**Pontuação**	**Valor máximo**

1 a 35	1	5
36 a 70	2	
71 a 105	3	
106 e 140	4	
> 141	5	

ANEXO 2 – Lista de espécies utilizada para identificação na plataforma do BirdNet

Informações da tabela foram levantadas da lista de monitoramentos da Klabin S.A., das fichas do Salve do ICMBio (2005) e do trabalho de Tobias et al. (2022), nesta ordem de prioridade.

Nome científico	**Nome popular**	**Dependência de ambiente florestal**	**Dieta**
Accipiter poliogaster	Tauató pintado	D	Carnívoro
Accipiter striatus	Tauató miúdo	S	Carnívoro
Actitis macularius	Maçarico pintado	I	Piscívoro
Aegolius harrisii	Caburé acanelado	D	Carnívoro
Agelaioides badius	Asa de telha	I	Onívoro
Alopochelidon fucata	Andorinha morena	I	Insetívoro
Amaurospiza moesta	Negrinho do mato	D	Granívoro
Amazona aestiva	Papagaio	D	Frugívoro
Amazona vinacea	Papagaio de peito roxo	D	Frugívoro
Amazonetta brasiliensis	Ananaí	I	Piscívoro
Amblyramphus holosericeus	Cardeal do banhado	I	Insetívoro
Ammodramus humeralis	Tico tico do campo	I	Granívoro
Anabacerthia amaurotis	Limpa folha miúdo	S	Insetívoro
Anabacerthia lichtensteini	Limpa folha ocráceo	D	Insetívoro
Anas georgica	Marreca parda	I	Planctônico
Anhima cornuta	Anhuma	S	Piscívoro
Anhinga anhinga	Biguatinga	S	Piscívoro
Anthracothorax nigricollis	Beija flor de veste preta	S	Nectarífero
Anthus lutescens	Caminheiro zumbidor	I	Insetívoro
Anthus hellmayri	Caminheiro de barriga acanelada	I	Insetívoro
Anthus nattereri	Caminheiro grande	I	Insetívoro
Antrostomus rufus	João corta pau	S	Insetívoro
Antrostomus sericocaudatus	Bacurau rabo de seda	D	Insetívoro
Anumbius annumbi	Cochicho	I	Insetívoro
Ara ararauna	Arara canindé	S	Onívoro
Aramides saracura	Saracura do mato	S	Onívoro
Aramus guarauna	Carão	I	Malacófago

Aratinga auricapillus	Jandaia de testa vermelha	D	Frugívoro
Ardea alba	Garça branca	I	Piscívoro
Ardea cocoi	Garça moura	I	Piscívoro
Arremon semitorquatus	Tico tico do mato	D	Onívoro
Arundinicola leucocephala	Freirinha	I	Insetívoro
Asemospiza fuliginosa	Cigarra preta	D	Granívoro
Asio clamator	Coruja orelhuda	D	Carnívoro
Asio flammeus	Mocho dos banhados	I	Carnívoro
Asio stygius	Mocho diabo	D	Carnívoro
Athene cunicularia	Coruja buraqueira	I	Carnívoro
Attila phoenicurus	Capitão castanho	S	Insetívoro
Attila rufus	Capitão de saíra	D	Insetívoro
Automolus leucophthalmus	Barranqueiro de olho branco	D	Insetívoro
Bartramia longicauda	Maçarico do campo	I	Onívoro
Baryphthengus ruficapillus	Juruva	D	Onívoro
Basileuterus culicivorus	Pula pula	D	Insetívoro
Batara cinerea	Matracão	D	Insetívoro
Biatas nigropectus	Papo branco	D	Insetívoro
Brotogeris chiriri	Mocho diabo	D	Onívoro
Brotogeris tirica	Periquito verde	D	Frugívoro
Bubo virginianus	Jacurutu	S	Carnívoro
Bubulcus ibis	Garça vaqueira	I	Insetívoro
Buteo brachyurus	Gavião de cauda curta	S	Carnívoro
Butorides striata	Socozinho	I	Piscívoro
Cacicus chrysopterus	Japuíra	S	Onívoro
Cacicus haemorrhous	Guaxe	S	Onívoro
Cairina moschata	Pato do mato	I	Onívoro
Calidris fuscicollis	Maçarico de sobre branco	I	Piscívoro
Calidris melanotos	Maçarico de colete	I	Piscívoro
Campephilus robustus	Pica pau rei	D	Insetívoro
Camptostoma obsoletum	Risadinha	I	Insetívoro
Campylorhamphus falcularius	Arapaçu de bico torto	D	Insetívoro
Capsiempis flaveola	Marianinha amarela	D	Insetívoro
Caracara plancus	Carcará	I	Carnívoro
Cariama cristata	Seriema	I	Carnívoro
Cathartes aura	Urubu de cabeça vermelha	I	Detritívoro
Celeus flavescens	Pica pau de cabeça amarela	D	Onívoro
Celeus galeatus	Pica pau de cara canela	D	Insetívoro
Certhiaxis cinnamomeus	Curutié	I	Insetívoro
Chaetura cinereiventris	Andorinhão de sobre cinzento	S	Insetívoro
Chaetura meridionalis	Andorinhão do temporal	S	Insetívoro
Chamaeza campanisona	Tovaca campainha	D	Insetívoro
Chamaeza meruloides	Tovaca cantadora	D	Insetívoro
Chamaeza ruficauda	Tovaca de rabo vermelho	D	Insetívoro

Chionomesa fimbriata	Beija flor de garganta verde	S	Nectarífero
Chionomesa lactea	Beija flor de peito azul	D	Nectarífero
Chiroxiphia caudata	Tangará	D	Frugívoro
Chloroceryle amazona	Martim pescador verde	I	Piscívoro
Chloroceryle americana	Martim pescador pequeno	S	Piscívoro
Chlorophonia cyanea	Gaturamo bandeira	D	Frugívoro
Chlorostilbon lucidus	Besourinho de bico vermelho	S	Nectarífero
Chrysomus ruficapillus	Garibaldi	I	Onívoro
Chrysuronia versicolor	Beija flor de banda branca	D	Nectarífero
Circus buffoni	Gavião do banhado	I	Carnívoro
Cissopis leverianus	Tietinga	D	Onívoro
Cistothorus platensis	Corruíra do campo	I	Insetívoro
Claravis pretiosa	Pararu azul	S	Granívoro
Clibanornis dendrocolaptoides	Cisqueiro	D	Insetívoro
Cnemotriccus fuscatus	Guaracavuçu	D	Insetívoro
Coccyzus euleri	Papa lagarta de euler	D	Insetívoro
Coccyzus melacoryphus	Papa lagarta	S	Insetívoro
Coereba flaveola	Cambacica	S	Nectarífero
Colaptes campestris	Pica pau do campo	I	Insetívoro
Colaptes melanochloros	Pica pau verde barrado	S	Insetívoro
Colibri serrirostris	Beija flor de orelha violeta	S	Nectarífero
Colonia colonus	Viuvinha	D	Insetívoro
Columba livia	Pombo doméstico	I	Onívoro
Columbina picui	Rolinha picuí	I	Granívoro
Columbina squammata	Fogo apagou	I	Granívoro
Columbina talpacoti	Rolinha	I	Granívoro
Conirostrum speciosum	Figuinha de rabo castanho	D	Insetívoro
Conopophaga lineata	Chupa dente	D	Insetívoro
Contopus cinereus	Papa moscas cinzento	D	Insetívoro
Coragyps atratus	Urubu	I	Detritívoro
Coryphospingus cucullatus	Tico tico rei	S	Granívoro
Corythopis delalandi	Estalador	D	Insetívoro
Cranioleuca obsoleta	Arredio oliváceo	D	Insetívoro
Cranioleuca pallida	Arredio pálido	D	Insetívoro
Crotophaga ani	Anu preto	I	Insetívoro
Crotophaga major	Anu coroca	S	Insetívoro
Crypturellus obsoletus	Inambuguaçu	D	Onívoro
Crypturellus parvirostris	Inambu chororó	I	Onívoro
Crypturellus tataupa	Inambu chintã	D	Onívoro
Culicivora caudacuta	Papa moscas do campo	I	Insetívoro
Cyanocorax caeruleus	Gralha azul	D	Onívoro
Cyanocorax chrysops	Gralha picaça	S	Onívoro
Cyanoloxia brissonii	Azulão	D	Onívoro
Cyanoloxia glaucocaerulea	Azulinho	S	Granívoro

Chlorophonia cyanocephala	Gaturamo rei	S	Frugívoro
Cyclarhis gujanensis	Pitiguari	S	Onívoro
Dacnis cayana	Saí azul	S	Onívoro
Dendrocolaptes platyrostris	Arapaçu grande	D	Insetívoro
Dendrocygna autumnalis	Marreca cabocla	I	Granívoro
Dendrocygna bicolor	Marreca caneleira	I	Onívoro
Dendrocygna viduata	Arerê	I	Planctônico
Dendroma rufa	Limpa folha de testa baia	D	Insetívoro
Donacobius atricapilla	Japacapim	S	Insetívoro
Donacospiza albifrons	Tico tico do banhado	I	Granívoro
Dromococcyx pavoninus	Peixe frito pavonino	D	Insetívoro
Dromococcyx phasianellus	Peixe frito verdadeiro	S	Insetívoro
Drymophila malura	Choquinha carijó	D	Insetívoro
Drymophila ochropyga	Choquinha de dorso vermelho	D	Insetívoro
Drymophila rubricollis	Trovoada de bertoni	D	Insetívoro
Dryocopus lineatus	Pica pau de banda branca	S	Insetívoro
Dysithamnus mentalis	Choquinha lisa	D	Insetívoro
Egretta thula	Garça branca pequena	I	Piscívoro
Elaenia albiceps	Guaracava de crista branca	D	Insetívoro
Elaenia chiriquensis	Chibum	I	Onívoro
Elaenia cristata	Guaracava de topete uniforme	S	Insetívoro
Elaenia flavogaster	Guaracava de barriga amarela	S	Onívoro
Elaenia mesoleuca	Tuque	S	Frugívoro
Elaenia obscura	Tucão	D	Onívoro
Elaenia parvirostris	Guaracava de bico curto	S	Insetívoro
Elaenia spectabilis	Guaracava grande	S	Insetívoro
Elanoides forficatus	Gavião tesoura	I	Carnívoro
Elanus leucurus	Gavião peneira	I	Carnívoro
Eleoscytalopus indigoticus	Macuquinho	D	Insetívoro
Emberizoides herbicola	Canário do campo	I	Insetívoro
Emberizoides ypiranganus	Canário do brejo	I	Insetívoro
Embernagra platensis	Sabiá do banhado	I	Granívoro
Empidonomus varius	Peitica	S	Insetívoro
Estrilda astrild	Bico de lacre	I	Granívoro
Eupetomena macroura	Beija flor tesoura	S	Nectarífero
Euphonia chalybea	Cais cais	D	Frugívoro
Euphonia chlorotica	Fim fim	S	Frugívoro
Euphonia violacea	Gaturamo	D	Frugívoro
Euscarthmus meloryphus	Barulhento	S	Insetívoro
Falco femoralis	Falcão de coleira	I	Carnívoro
Falco peregrinus	Falcão peregrino	I	Carnívoro
Falco rufigularis	Cauré	D	Carnívoro
Falco sparverius	Quiriquiri	I	Carnívoro
Florisuga fusca	Beija flor preto	D	Nectarífero

Fluvicola nengeta	Lavadeira mascarada	S	Insetívoro
Forpus xanthopterygius	Tuim	I	Frugívoro
Furnarius rufus	João de barro	I	Insetívoro
Gallinago paraguaiae	Narceja	I	Onívoro
Gallinago undulata	Narcejão	I	Piscívoro
Gallinula galeata	Frango d'água comum	I	Onívoro
Geothlypis aequinoctialis	Pia cobra	I	Insetívoro
Geotrygon montana	Pariri	D	Frugívoro
Geranoaetus albicaudatus	Gavião de rabo branco	I	Carnívoro
Geranoaetus melanoleucus	Águia serrana	I	Carnívoro
Geranospiza caerulescens	Gavião pernilongo	S	Carnívoro
Glaucidium brasilianum	Caburé	S	Carnívoro
Gnorimopsar chopi	Pássaro preto	I	Onívoro
Grallaria varia	Tovacuçu	D	Insetívoro
Gubernetes yetapa	Tesoura do brejo	S	Insetívoro
Guira guira	Anú branco	S	Insetívoro
Habia rubica	Tiê de bando	D	Insetívoro
Haplospiza unicolor	Cigarrinha bambu	D	Granívoro
Harpagus diodon	Gavião bombachinha	S	Carnívoro
Heliobletus contaminatus	Trepadorzinho	D	Insetívoro
Hemithraupis guira	Saíra de papo preto	D	Insetívoro
Hemithraupis ruficapilla	Saíra ferrugem	S	Onívoro
Hemitriccus diops	Olho falso	D	Insetívoro
Hemitriccus nidipendulus	Tachuri campainha	S	Insetívoro
Hemitriccus obsoletus	Catraca	D	Insetívoro
Hemitriccus orbitatus	Tiririzinho do mato	D	Insetívoro
Herpetotheres cachinnans	Acauã	S	Carnívoro
Herpsilochmus rufimarginatus	Chorozinho de asa vermelha	D	Insetívoro
Buteogallus meridionalis	Gavião caboclo	S	Carnívoro
Hirundinea ferruginea	Gibão de couro	S	Insetívoro
Eleothreptus anomalus	Curiango do banhado	I	Insetívoro
Systellura longirostris	Bacurau da telha	S	Insetívoro
Setopagis parvula	Bacurau pequeno	S	Insetívoro
Hydropsalis torquata	Bacurau tesoura	I	Insetívoro
Hylocharis chrysura	Beija flor dourado	S	Nectarífero
Hylophilus amaurocephalus	Vite vite de olho cinza	D	Onívoro
Hylophilus poicilotis	Verdinho coroado	D	Onívoro
Hymenops perspicillatus	Viuvinha de óculos	I	Insetívoro
Hypoedaleus guttatus	Chocão carijó	S	Insetívoro
Icterus cayanensis	Inhapim	S	Insetívoro
Icterus pyrrhopterus	Encontro	S	Onívoro
Ictinia plumbea	Sovi	S	Carnívoro
Ilicura militaris	Tangarazinho	D	Frugívoro
Jabiru mycteria	Tuiuiú	I	Piscívoro

Jacana jacana	Jaçanã	I	Onívoro
Laterallus leucopyrrhus	Sanã vermelha	S	Onívoro
Laterallus melanophaius	Sanã parda	S	Onívoro
Lathrotriccus euleri	Enferrujado	D	Insetívoro
Legatus leucophaius	Bem te vi pirata	S	Insetívoro
Leistes superciliaris	Polícia inglesa do sul	I	Onívoro
Lepidocolaptes angustirostris	Arapaçu do cerrado	I	Insetívoro
Lepidocolaptes falcinellus	Arapaçu escamoso do sul	D	Insetívoro
Leptasthenura setaria	Grimpeiro	D	Insetívoro
Leptodon cayanensis	Gavião gato	D	Carnívoro
Leptopogon amaurocephalus	Cabeçudo	D	Insetívoro
Leptotila rufaxilla	Juriti de testa branca	D	Frugívoro
Leptotila verreauxi	Juriti pupu	S	Frugívoro
Leucochloris albicollis	Beija flor de papo branco	D	Nectarífero
Lochmias nematura	João porca	D	Insetívoro
Loriotus cristatus	Tiê galo	S	Insetívoro
Lurocalis semitorquatus	Tuju	D	Insetívoro
Machetornis rixosa	Suiriri cavaleiro	I	Insetívoro
Mackenziaena leachii	Borralhara assobiadora	D	Insetívoro
Mackenziaena severa	Borralhara	D	Insetívoro
Malacoptila striata	Barbudo rajado	D	Insetívoro
Megaceryle torquata	Martim pescador grande	S	Piscívoro
Megarynchus pitangua	Neinei	S	Onívoro
Megascops choliba	Corujinha do mato	S	Carnívoro
Megascops sanctaecatarinae	Corujinha do sul	D	Carnívoro
Melanerpes candidus	Pica pau branco	S	Onívoro
Melanerpes flavifrons	Benedito de testa amarela	D	Onívoro
Mesembrinibis cayennensis	Coró coró	S	Malacófago
Micrastur ruficollis	Falcão caburé	D	Carnívoro
Micrastur semitorquatus	Falcão relógio	S	Carnívoro
Microspingus cabanisi	Quete do sul	D	Granívoro
Microspingus lateralis	Quete	S	Onívoro
Milvago chimachima	Carrapateiro	I	Carnívoro
Milvago chimango	Chimango	I	Carnívoro
Mimus saturninus	Sabiá do campo	I	Onívoro
Mimus triurus	Calhandra de três rabos	S	Insetívoro
Mionectes rufiventris	Abre asa de cabeça cinza	D	Onívoro
Molothrus bonariensis	Chupim	I	Onívoro
Molothrus oryzivorus	Iraúna grande	S	Onívoro
Molothrus rufoaxillaris	Chupim azeviche	I	Onívoro
Muscipipra vetula	Tesoura cinzenta	D	Onívoro
Mustelirallus albicollis	Sanã carijó	I	Onívoro
Mycteria americana	Cabeça seca	I	Piscívoro
Myiarchus ferox	Maria cavaleira	S	Onívoro

Myiarchus swainsoni	Irré	S	Onívoro
Myiarchus tyrannulus	Maria cavaleira de rabo enferru	S	Onívoro
Myiodynastes maculatus	Bem te vi rajado	D	Onívoro
Myiopagis caniceps	Guaracava cinzenta	D	Insetívoro
Myiopagis viridicata	Guaracava de crista alaranjada	D	Insetívoro
Myiophobus fasciatus	Filipe	I	Insetívoro
Myiopsitta monachus	Caturrita	I	Frugívoro
Myiornis auricularis	Miudinho	D	Insetívoro
Myiothlypis leucoblephara	Pula pula assobiador	D	Insetívoro
Myiozetetes similis	Bentevizinho de penacho vermelh	S	Onívoro
Myrmoderus squamosus	Papa formiga de grota	D	Insetívoro
Nannopterum brasilianum	Biguá	I	Piscívoro
Nemosia pileata	Saíra de chapéu preto	D	Insetívoro
Nengetus cinereus	Primavera	S	Carnívoro
Nonnula rubecula	Macuru	D	Insetívoro
Notharchus swainsoni	Macuru de barriga castanha	D	Insetívoro
Nothura maculosa	Codorna amarela	I	Onívoro
Nyctibius griseus	Mãe da lua	S	Insetívoro
Nycticorax nycticorax	Socó dorminhoco	I	Piscívoro
Nyctidromus albicollis	Bacurau	S	Insetívoro
Nyctiphrynus ocellatus	Bacurau ocelado	D	Insetívoro
Nystalus chacuru	João bobo	I	Insetívoro
Odontophorus capueira	Uru	D	Onívoro
Orchesticus abeillei	Sanhaçu pardo	D	Onívoro
Pachyramphus castaneus	Caneleiro	D	Onívoro
Pachyramphus polychopterus	Caneleiro preto	S	Onívoro
Pachyramphus validus	Caneleiro de chapéu preto	D	Onívoro
Pachyramphus viridis	Caneleiro verde	S	Onívoro
Pandion haliaetus	Águia pescadora	I	Piscívoro
Parabuteo leucorrhous	Gavião de sobre branco	D	Carnívoro
Pardirallus nigricans	Saracura sanã	S	Onívoro
Pardirallus sanguinolentus	Saracura do banhado	I	Piscívoro
Paroaria coronata	Cardeal de topete vermelho	S	Onívoro
Paroaria dominicana	Cardeal do nordeste	S	Onívoro
Passer domesticus	Pardal	I	Granívoro
Patagioenas cayennensis	Pomba galega	D	Frugívoro
Patagioenas picazuro	Asa branca	S	Frugívoro
Patagioenas plumbea	Pomba amargosa	D	Frugívoro
Penelope obscura	Jacuguaçu	D	Frugívoro
Penelope superciliaris	Jacupemba	D	Frugívoro
Petrochelidon pyrrhonota	Andorinha de dorso acanelado	I	Insetívoro
Phacellodomus ferrugineigula	João botina do brejo	D	Insetívoro
Phaeomyias murina	Bagageiro	S	Insetívoro
Phaethornis eurynome	Rabo branco de garganta rajada	D	Nectarífero

Phaethornis pretrei	Rabo branco acanelado	S	Nectarífero
Phaethornis squalidus	Rabo branco pequeno	D	Nectarífero
Phalaropus tricolor	Pisa n'água	I	Piscívoro
Philydor atricapillus	Limpa folha coroado	D	Insetívoro
Phimosus infuscatus	Tapicuru	I	Melacófago
Phleocryptes melanops	Bate bico	I	Insetívoro
Phyllomyias fasciatus	Piolhinho	S	Insetívoro
Phyllomyias virescens	Piolhinho verdoso	D	Insetívoro
Phylloscartes eximius	Barbudinho	D	Insetívoro
Phylloscartes sylviolus	Maria pequena	D	Insetívoro
Phylloscartes ventralis	Borboletinha do mato	D	Insetívoro
Piaya cayana	Alma de gato	S	Insetívoro
Piculus aurulentus	Pica pau dourado	D	Insetívoro
Picumnus cirratus	Pica pau anão barrado	S	Insetívoro
Picumnus nebulosus	Picapauzinho carijó	D	Insetívoro
Picumnus temminckii	Picapauzinho de coleira	S	Insetívoro
Pionopsitta pileata	Cuiú cuiú	D	Frugívoro
Pionus maximiliani	Maitaca	S	Frugívoro
Pipraeidea melanonota	Saíra viúva	D	Onívoro
Piranga flava	Sanhaço de fogo	I	Onívoro
Pitangus sulphuratus	Bem te vi	I	Onívoro
Platalea ajaja	Colhereiro	I	Piscívoro
Platyrinchus mystaceus	Patinho	D	Insetívoro
Plegadis chihi	Caraúna	I	Insetívoro
Pluvialis dominica	Batuiruçu	I	Insetívoro
Chordeiles nacunda	Corucão	I	Insetívoro
Podilymbus podiceps	Mergulhão caçador	I	Piscívoro
Poecilotriccus plumbeiceps	Tororó	D	Insetívoro
Polioptila lactea	Balança rabo leitoso	D	Insetívoro
Poospiza nigrorufa	Quem te vestiu	I	Granívoro
Porphyrio martinica	Frango d'água azul	I	Onívoro
Porphyriops melanops	Galinha d'água carijó	I	Piscívoro
Primolius maracana	Maracanã	S	Frugívoro
Procnias nudicollis	Araponga	D	Frugívoro
Progne chalybea	Andorinha grande	I	Insetívoro
Progne tapera	Andorinha do campo	S	Insetívoro
Psarocolius decumanus	Japu	D	Onívoro
Pseudoleistes guirahuro	Chopim do brejo	I	Onívoro
Psilorhamphus guttatus	Tapaculo pintado	D	Insetívoro
Psittacara leucophthalmus	Periquitão	S	Frugívoro
Pteroglossus aracari	Araçari de bico branco	D	Onívoro
Pteroglossus bailloni	Araçari banana	D	Onívoro
Pteroglossus castanotis	Araçari castanho	S	Frugívoro
Pulsatrix koeniswaldiana	Murucututu de barriga amarela	D	Carnívoro

Pygochelidon cyanoleuca	Andorinha pequena de casa	I	Insetívoro
Pyriglena leucoptera	Papa taoca do sul	D	Insetívoro
Pyrocephalus rubinus	Principe	S	Insetívoro
Pyroderus scutatus	Pavó	D	Frugívoro
Pyrrhura frontalis	Tiriba	D	Frugívoro
Ramphastos dicolorus	Tucano de bico verde	D	Onívoro
Ramphastos toco	Tucanuçu	S	Onívoro
Ramphocelus carbo	Pipira vermelha	S	Onívoro
Rauenia bonariensis	Sanhaçu papa laranja	S	Frugívoro
Rhynchotus rufescens	Perdiz	I	Onívoro
Rostrhamus sociabilis	Gavião caramujeiro	I	Melacófago
Rupornis magnirostris	Gavião carijó	I	Carnívoro
Rynchops niger	Talha mar	I	Piscívoro
Saltator fuliginosus	Bico de pimenta	D	Onívoro
Saltator maxillosus	Bico grosso	S	Frugívoro
Saltator similis	Trinca ferro	S	Onívoro
Schiffornis virescens	Flautim	D	Onívoro
Schistochlamys ruficapillus	Bico de veludo	I	Onívoro
Sclerurus scansor	Vira folha	D	Insetívoro
Scytalopus iraiensis	Macuquinho da várzea	I	Insetívoro
Scytalopus speluncae	Tapaculo preto	D	Insetívoro
Selenidera maculirostris	Araçari poca	D	Onívoro
Serpophaga nigricans	João pobre	S	Insetívoro
Serpophaga subcristata	Alegrinho	S	Insetívoro
Setophaga fusca	Mariquita papo de fogo	D	Insetívoro
Setophaga pitiayumi	Mariquita	D	Insetívoro
Sicalis citrina	Canário rasteiro	I	Granívoro
Sicalis flaveola	Canário da terra	I	Granívoro
Sicalis luteola	Tipio	I	Granívoro
Sirystes sibilator	Gritador	D	Insetívoro
Sittasomus griseicapillus	Arapaçu verde	D	Insetívoro
Spinus magellanicus	Pintassilgo de cabeça preta	S	Granívoro
Spizaetus melanoleucus	Gavião pato	D	Carnívoro
Spizaetus tyrannus	Gavião pega macaco	D	Carnívoro
Sporophila angolensis	Curió	S	Granívoro
Sporophila caerulescens	Coleirinho	I	Granívoro
Sporophila collaris	Coleiro do brejo	I	Granívoro
Sporophila frontalis	Pixoxó	D	Granívoro
Sporophila hypoxantha	Caboclinho de barriga vermelha	I	Granívoro
Sporophila leucoptera	Chorão	I	Granívoro
Sporophila lineola	Bigodinho	S	Granívoro
Sporophila palustris	Caboclinho de papo branco	I	Granívoro
Sporophila pileata	Caboclinho branco	I	Granívoro
Sporophila plumbea	Patativa	I	Granívoro

Sporophila ruficollis	Caboclinho de papo escuro	I	Granívoro
Stelgidopteryx ruficollis	Andorinha serradora	I	Insetívoro
Stephanophorus diadematus	Sanhaço frade	D	Frugívoro
Stephanoxis loddigesii	Beija flor de topete azul	S	Nectarífero
Stilpnia cayana	Saíra amarela	I	Frugívoro
Stilpnia preciosa	Saíra preciosa	D	Frugívoro
Streptoprocne biscutata	Taperuçu de coleira falha	I	Insetívoro
Streptoprocne zonaris	Taperuçu de coleira branca	I	Insetívoro
Strix hylophila	Coruja listrada	D	Carnívoro
Ciccaba virgata	Coruja do mato	D	Carnívoro
Synallaxis albescens	Uí pi	I	Insetívoro
Synallaxis cinerascens	Pi puí	D	Insetívoro
Synallaxis frontalis	Petrim	D	Insetívoro
Synallaxis ruficapilla	Pichororé	D	Insetívoro
Synallaxis spixi	João teneném	D	Insetívoro
Syndactyla rufosuperciliata	Trepador quiete	D	Insetívoro
Syrigma sibilatrix	Maria faceira	S	Onívoro
Tachuris rubrigastra	Papa piri	I	Insetívoro
Tachybaptus dominicus	Mergulhão pequeno	I	Piscívoro
Tachycineta albiventer	Andorinha do rio	I	Insetívoro
Tachycineta leucopyga	Andorinha chilena	I	Insetívoro
Tachycineta leucorrhoa	Andorinha de sobre branco	S	Insetívoro
Tachyphonus coronatus	Tiê preto	D	Onívoro
Tangara cyanocephala	Saíra militar	S	Frugívoro
Tangara desmaresti	Saíra lagarta	D	Frugívoro
Tapera naevia	Saci	I	Insetívoro
Terenura maculata	Zidedê	D	Insetívoro
Tersina viridis	Saí andorinha	D	Frugívoro
Thalurania glaucopis	Beija flor de fronte violeta	D	Nectarífero
Thamnophilus caerulescens	Choca da mata	D	Insetívoro
Thamnophilus doliatus	Choca barrada	S	Insetívoro
Thamnophilus pelzelni	Choca do planalto	D	Insetívoro
Thamnophilus ruficapillus	Choca de chapéu vermelho	S	Insetívoro
Theristicus caudatus	Curicaca	I	Malacófago
Thlypopsis pyrrhocoma	Cabecinha castanha	D	Onívoro
Thlypopsis sordida	Saí canário	S	Insetívoro
Thraupis palmarum	Sanhaço do coqueiro	S	Onívoro
Thraupis sayaca	Sanhaço cinzento	S	Onívoro
Tigrisoma lineatum	Socó boi	S	Piscívoro
Tityra cayana	Anambé branco de rabo preto	D	Onívoro
Tityra inquisitor	Anambé branco de bochecha parda	D	Onívoro
Todirostrum cinereum	Ferreirinho relógio	S	Insetívoro
Todirostrum poliocephalum	Teque teque	D	Insetívoro
Tolmomyias sulphurescens	Bico chato de orelha preta	D	Insetívoro

Trichothraupis melanops	Tiê de topete	D	Insetívoro
Tringa flavipes	Maçarico de perna amarela	I	Piscívoro
Tringa melanoleuca	Maçarico grande de perna amarela	I	Piscívoro
Tringa solitaria	Maçarico solitário	I	Malacófago
Troglodytes aedon	Corruíra boreal	I	Insetívoro
Trogon rufus	Surucuá dourado da amazônia	D	Onívoro
Trogon surrucura	Surucuá	D	Onívoro
Turdus albicollis	Sabiá coleira	D	Onívoro
Turdus amaurochalinus	Sabiá poca	S	Onívoro
Turdus flavipes	Sabiá una	D	Frugívoro
Turdus leucomelas	Sabiá branco	S	Onívoro
Turdus rufiventris	Sabiá laranjeira	S	Onívoro
Turdus subalaris	Sabiá ferreiro	D	Frugívoro
Phyllomyias burmeisteri	Piolhinho chiador	D	Insetívoro
Tyrannus albogularis	Suiriri de garganta branca	I	Insetívoro
Tyrannus melancholicus	Suiriri	I	Onívoro
Tyrannus savana	Tesourinha	I	Insetívoro
Tyrannus tyrannus	Suiriri valente	S	Insetívoro
Tyto alba	Coruja da igreja	I	Carnívoro
Buteogallus coronatus	Águia cinzenta	S	Carnívoro
Buteogallus urubitinga	Gavião preto	S	Carnívoro
Vanellus chilensis	Quero quero	I	Insetívoro
Dryobates spilogaster	Pica pau verde carijó	D	Onívoro
Vireo chivi	Juruviara	D	Onívoro
Vireo olivaceus	Juruviara	S	Insetívoro
Volatinia jacarina	Tiziu	I	Granívoro
Xenops minutus	Bico virado miudo	D	Insetívoro
Xenops rutilans	Bico virado carijó	D	Insetívoro
Xiphocolaptes albicollis	Arapaçu de garganta branca	D	Insetívoro
Xiphorhynchus fuscus	Arapaçu rajado	D	Insetívoro
Zenaida auriculata	Avoante	I	Granívoro
Zonotrichia capensis	Tico tico	I	Granívoro