



**KASSIUS KLAY SANTOS**

**EFEITOS DA QUANTIDADE DE HABITAT NA  
COMUNIDADE DE AVES NA MATA ATLÂNTICA**

**LAVRAS - MG**

**2020**

**KASSIUS KLAY SANTOS**

**EFEITOS DA QUANTIDADE DE HABITAT NA COMUNIDADE DE AVES NA  
MATA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador:

Prof. Dr. Julio Neil Cassa Louzada

**LAVRAS – MG**

**2020**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Santos, Kassius Klay.

Efeitos da quantidade de habitat na comunidade de aves na  
Mata Atlântica / Kassius Klay Santos. - 2020.

108 p. : il.

Orientador(a): Julio Neil Cassa Louzada.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de  
Lavras, 2020.

Bibliografia.

1. Fragmentação do habitat. 2. Aves. 3. Mata Atlântica. I.  
Louzada, Julio Neil Cassa. II. Título.

**KASSIUS KLAY SANTOS**

**EFEITOS DA QUANTIDADE DE HABITAT NA COMUNIDADE DE AVES NA  
MATA ATLÂNTICA**

**EFFECTS OF HABITAT AMOUNT ON THE BIRD COMMUNITY IN THE  
ATLANTIC FOREST**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração: Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 6 de março de 2020

Dr. Bernard Josiah Barlow UFLA

Prof. Dr. Nelson Henrique de Almeida Curi UNILAVRAS

Dr. Julio Neil Cassa Louzada

(Orientador)

**LAVRAS – MG**

**2020**

*Ao querido amigo Santos D'Ángelo Neto (in memoriam), nosso eterno Santão.*

*DEDICO*

## AGRADECIMENTOS

Este trabalho não teria sido concluído se não houvesse uma rede de pessoas incríveis que, longe ou perto, se fizeram presentes de alguma forma em momentos especiais da minha vida, me dando o suporte necessário para que eu continuasse trilhando o caminho da Ciência.

À minha mãe Maria, aos meus filhos Jéssika e Kaio e aos meus tios, tias, primos e primas pelo suporte emocional e pelo incentivo.

Aos velhos e novos amigos que sempre me apoiaram nas minhas empreitadas.

Aos professores e colegas do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada da UFLA pelo acolhimento, ensinamentos e bons momentos compartilhados.

Ao meu orientador Dr. Julio Louzada pela confiança, pelo suporte e pela oportunidade de desenvolver este projeto.

Aos Doutores Jos Barlow, Nelson Curi, Marcelo Passamani e Fernando Frieiro por terem aceitado participar da banca.

À Ellen pela atenção, paciência e carinho que sempre teve com todos nós alunos do Programa.

Ao professor Thadeu Sobral e ao Milton Ribeiro do Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC) da UNESP de Rio Claro pela atenção e pelo suporte ao projeto fornecendo as métricas de paisagem necessárias para a realização das análises.

À Tainá pelas dicas sobre a logística em campo e pelo contato com o pessoal do LEEC da UNESP de Rio Claro.

À Maria Ferreira (Kida) pelo apoio, paciência e pela excelente companhia durante os campos em Madre de Deus, Delfim Moreira e Itajubá. Não é qualquer pessoa que se dispõe a passar um réveillon no meio do mato levantando às 4h da manhã! Grato por tudo, sempre.

À Cláudia e seu marido Marcus pela permissão e por tão bem nos receber na sua propriedade durante os trabalhos de campo em Itajubá.

À Renata, ao Prof. Fernando Costa e a diretoria geral do IFET pela permissão e pelo apoio durante as amostragens na mata do campus da instituição em Barbacena.

Ao Matheus pela companhia em campo e ao Sandro por permitir que acampássemos em suas terras durante as amostragens na Chapada das Perdizes (parte alta da Mata Triste). Ah Mata Triste... que seu verde nunca esmaça!

Ao Lincoln e à Mariana (Bar do Lu) pelo apoio durante as amostragens em Luminárias.

À Dona Láinha por me permitir acessar e amostrar a mata do seu sítio em Madre de Deus. Minhas desculpas aos caseiros do sítio pelos latidos dos cães às 5 da manhã!

Ao Paulo, gestor do Parque Quedas do Rio Bonito, pelo apoio e suporte logístico.

Ao Paulinho e ao Vinícius “Coruja”, gestores da RPPN Alto-Montana, pela amizade e pelo apoio durante os campos em Itamonte.

Ao Marcelinho e ao Léo pelo apoio e suporte durante as amostragens no PARNA Itatiaia.

Aos colegas da Ecologia Guilherme, Luiz, Katia, Nayara e Lucas e aos agregados ao projeto Milena, Thais e “Beibe” pelos momentos compartilhados durante os campos em Itamonte, Itatiaia e Piranguçu. Agradecimentos especiais ao Guilherme e ao Luiz pela companhia, pelo apoio logístico e principalmente pela disposição e paciência durante os nossos trabalhos de campo.

Ao Charles Frewen por ter apoiado as pesquisas na sua propriedade em Delfim Moreira.

Ao Sr. Isonel da “casa rosa” pela receptividade e pelos “dedos de prosa” em Piranguçu.

Ao Coronel Paulo Roberto pela permissão e por ter apoiado os trabalhos de campo na sua propriedade em Piranguçu.

Ao Giancarlo e ao José Alfredo, secretário de Meio Ambiente de Santa Rita do Sapucaí, pela permissão e pelo apoio durante as amostragens na REBIO de Santa Rita.

Ao Cairo, à Nívia e à administração do Parque Municipal e da REBIO de Pouso Alegre pela permissão e pelo apoio durante os trabalhos de campo nestas duas UCs.

Ao guarda-parque Kiko e aos gestores do Parque Estadual do Ibitipoca pelo apoio e suporte durante os trabalhos de campo realizados na área desta UC.

À minha querida Lu pelo suporte psicológico e emocional, pela paciência e pelo carinho durante a fase de redação desta dissertação.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) por apoiar o projeto principal ao qual este projeto se integra.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

*O coro de animais, do vento, de cascatas,  
Uma perfeita sinfonia natural!  
A réstia de sol penetrando toda a mata  
Jogo de cores em inspiração total...*

*Paro e olho tua magistral arquitetura,  
Desse frágil cristal que tu és, oh rainha!  
Nada sou frente à tua grande formosura,  
À tua biodiversidade que tens — tinhas...*

*Ao admirar-te me deslumbro, mas em protesto!  
Pois dada tamanha beleza do teu resto,  
Como era o encantamento em tua totalidade?*

*Eu sei que em cada árvore tua consumida,  
Sofres e sangras em seiva esta tua ferida...  
Choro a dor do que nunca verei — com saudades...*

*(Soneto à Mata Atlântica - Aline von Bahten)*



## RESUMO

Diversos estudos alertam para os impactos da perda e da fragmentação do habitat sobre a biodiversidade e sobre os processos ecológicos, com implicações para a conservação das espécies e dos ecossistemas. Contudo, na última década, pesquisadores têm levantado questionamentos sobre como tais impactos têm sido medidos e sobre a natureza positiva ou negativa desses impactos sobre os diferentes grupos taxonômicos. Neste estudo buscou-se avaliar os efeitos da perda e da fragmentação do habitat sobre parâmetros das comunidades de aves, como riqueza e composição de espécies, estrutura dos grupos funcionais, proporção de endemismos e ocorrência de espécies ameaçadas, em 30 paisagens inseridas no domínio biogeográfico da Mata Atlântica no sudeste do Brasil. Para tal, foi adotada uma abordagem multiescala, delimitando-se buffers de 1.000, 2.000 e 3.000m a partir de um ponto central em cada paisagem, dentro dos quais foram colhidas as métricas para as variáveis ambientais (quantidade de habitat, porcentagem de área nuclear de habitat, área do fragmento focal, conectividade estrutural e conectividade funcional). A amostragem da avifauna foi realizada a partir de pontos de escuta e observação no centro de cada paisagem, conduzida ao longo da primavera e do verão, entre outubro de 2018 e março de 2019. Os efeitos das variáveis ambientais sobre os parâmetros das comunidades foram testados através de modelos lineares generalizados (GLM) e de modelos lineares baseados em distância (DistLM). No total foram registradas 271 espécies, das quais 181 são aves exclusivas de ambientes florestais, e 108 endemismos, representando 31% dos táxons endêmicos da Mata Atlântica. Nove espécies registradas correm risco de extinção em âmbito estadual, federal ou global, oito das quais são endêmicas da Mata Atlântica. A variação na riqueza geral de espécies e na riqueza de espécies florestais obrigatórias foi positivamente influenciada pela porcentagem de área nuclear de habitat disponível, com o maior efeito observado na escala espacial de 3.000m. A variação na composição de espécies foi explicada principalmente pela altitude e pela quantidade de habitat florestal disponível na escala de 3.000m. A proporção de táxons endêmicos da Mata Atlântica nas comunidades foi fortemente influenciada pela quantidade de habitat disponível e pela conectividade funcional, observando-se os maiores efeitos na escala espacial de 2.000m, revelando maior vulnerabilidade dessas espécies ao desmatamento. Os grupos funcionais apresentaram diferentes respostas às variáveis ambientais testadas, sendo os dispersores de sementes e os predadores de invertebrados mais sensíveis à perda de habitat, enquanto os polinizadores e os predadores de vertebrados aparentemente não foram afetados por nenhuma variável. A estrutura dos grupos funcionais se manteve pouco alterada, mesmo nas paisagens mais fragmentadas e com pouca quantidade de habitat, indicando que as espécies que persistem nessas áreas ainda são capazes de manter as funções ecológicas, o que tem implicações positivas para a resiliência destes ambientes florestais. Os resultados aqui apresentados oferecem fortes evidências de que a perda de habitat tem um impacto significativo na avifauna da Mata Atlântica e reforçam a necessidade de se preservar os grandes fragmentos florestais remanescentes nas paisagens do sudeste.

**Palavras-chave:** Fragmentação. Quantidade de habitat. Mata Atlântica. Aves. Grupos funcionais.

## ABSTRACT

Several studies warn of the impacts of habitat loss and fragmentation on biodiversity and ecological processes, with implications for the conservation of species and ecosystems. However, in the last decade, researchers have raised questions about how such impacts have been measured and about the positive or negative nature of these impacts on different taxonomic groups. This study evaluated the effects of habitat loss and fragmentation on parameters of bird communities, such as richness and composition of species, structure of functional groups, proportion of endemisms and occurrence of threatened species, in 30 landscapes inserted in the biogeographic domain of the Atlantic Forest in the southeastern Brazil. For this purpose, a multiscale approach was adopted, delimiting buffers of 1,000, 2,000 and 3,000m from a central point in each landscape, within which metrics were collected for environmental variables (habitat amount, percentage of core habitat area, focal fragment area, structural connectivity and functional connectivity). Avifauna sampling was carried out from listening and observation points in the center of each landscape, conducted over the spring and summer, between October 2018 and March 2019. The effects of environmental variables on the parameters of the communities were tested through generalized linear models (GLM) and distance-based linear models (DistLM). In total, 271 species were recorded, of which 181 are forest specialists, and 108 endemisms, representing 31% of the endemic taxa of the Atlantic Forest. Nine species are at risk of extinction at the state, national or global level, eight of which are endemic to the Atlantic Forest. The variation in the general species richness and in the richness of forest specialists was positively influenced by the percentage of available core habitat area, with the greatest effect observed on the 3,000m spatial scale. The variation in species composition was mainly explained by the altitude and the amount of available forest habitat on the 3,000m scale. The proportion of endemic taxa of the Atlantic Forest in the communities was strongly influenced by the amount of available habitat and functional connectivity, with the most intense effects being observed on the 2,000m spatial scale, demonstrating greater vulnerability of these species to deforestation. The functional groups showed different responses to the environmental variables, with seed dispersers and invertebrate predators more sensitive to habitat loss, while pollinators and vertebrate predators were apparently unaffected by any variable. The structure of the functional groups remained stable, even in the most fragmented landscapes and with a small amount of habitat, indicating that the species that persist in these areas are still capable of maintaining ecological functions, which has positive implications for the resilience of these forest environments. This findings offer strong evidence that habitat loss has a significant impact on Atlantic Forest avifauna and reinforce the need to preserve the large forest fragments remaining in the southeast Brazils landscapes.

**Keywords:** Fragmentation. Habitat amount. Atlantic forest. Birds. Functional groups.

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	12
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	15
2.1 Fragmentação do habitat: causas e efeitos na Biodiversidade.....	15
2.2 Mata Atlântica: um bioma fragmentado.....	18
2.3 Aves como indicadores ecológicos.....	19
2.4 Aves e Biodiversidade Funcional: importância ecológica, social e econômica.....	20
2.5 Status de conservação das aves brasileiras.....	21
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	23
3.1 Área de estudo.....	23
3.2 Coleta de dados.....	26
3.2.1 Seleção das paisagens, escalas, variáveis e métricas utilizadas.....	26
3.2.2 Amostragem da avifauna.....	27
3.3 Análise dos dados.....	29
3.3.1 Suficiência do esforço amostral.....	29
3.3.2 Caracterização dos grupos funcionais, definição dos táxons endêmicos e ameaçados e nomenclatura adotada.....	29
3.3.3 Análises estatísticas.....	30
4 RESULTADOS.....	32
4.1 Riqueza e composição de espécies e suficiência amostral.....	32
4.2 Efeito das variáveis ambientais sobre a riqueza de espécies.....	35
4.3 Efeito das variáveis ambientais sobre a composição de espécies.....	37
4.4 Efeito das variáveis ambientais sobre táxons endêmicos da Mata Atlântica.....	39
4.5 Efeito das variáveis ambientais na estruturação dos grupos funcionais.....	41
4.6 Espécies ameaçadas e registros notáveis.....	45
4.7 Análises complementares.....	53
5 DISCUSSÃO.....	54
5.1 Riqueza de espécies.....	54
5.2 Efeitos das variáveis ambientais sobre a riqueza e composição de espécies.....	55
5.3 Efeito das variáveis ambientais sobre táxons endêmicos da Mata Atlântica.....	57
5.4 Efeitos das variáveis ambientais na estruturação dos grupos funcionais.....	58
5.5 Escalas de efeito.....	63
5.6 Conservação.....	64

6 CONCLUSÃO.....	65
REFERÊNCIAS .....	67
APÊNDICE A .....	82
APÊNDICE B .....	86
APÊNDICE C .....	95
APÊNDICE D .....	101

## 1 INTRODUÇÃO

Diversos estudos alertam para os impactos da fragmentação do habitat sobre a biodiversidade (WILCOVE et al., 1998; VILLARD; METZGER, 2014; NEWBOLD et al., 2016; BETTS et al., 2017; 2019). Contudo, parece ainda não haver um consenso sobre a amplitude e a natureza positiva ou negativa destes impactos (FAHRIG, 2017; BETTS et al., 2019). Da mesma forma, suas consequências para o funcionamento e a resiliência dos ecossistemas ainda são amplamente desconhecidas (SITTERS et al., 2016).

A grande maioria dos estudos que investigam as consequências da fragmentação do habitat sobre a biodiversidade dedicam-se principalmente a testar os efeitos de duas variáveis ambientais, o tamanho e o isolamento dos fragmentos, baseando-se nos pressupostos da teoria de biogeografia de ilhas (LEVINS, 1970; MACARTHUR; WILSON, 1967). Estudos realizados na última década, em ecossistemas terrestres, têm questionado o grau de influência dessas duas variáveis na determinação da riqueza de espécies em um determinado ambiente, propondo sua substituição por uma única variável cuja influência seria biologicamente mais expressiva: a quantidade de habitat na paisagem (FAHRIG, 2013). Em defesa da Hipótese da Quantidade de Habitat, Fahrig (2013) argumenta que o desflorestamento pode ter um impacto negativo significativamente maior na biodiversidade que os impactos resultantes da fragmentação *per se* (FAHRIG, 2003), devendo haver uma forte relação positiva entre a riqueza de espécie nas manchas remanescentes de vegetação e a quantidade de habitat disponível na paisagem.

Em um estudo mais recente de revisão de literatura, Fahrig (2017) conclui que, independente dos efeitos da quantidade de habitat na paisagem, a fragmentação *per se* tem efeitos bastante significativos na biodiversidade e que tais efeitos, na grande maioria dos estudos, são positivos. Compreender os efeitos interativos da quantidade e configuração dos habitats, no entanto, parece ser uma questão muito mais desafiadora do que considerar apenas a perda de habitat, porque geralmente estão presentes efeitos não lineares (limiars) e sinérgicos ou antagônicos, que envolvem a composição da matriz antrópica e a permeabilidade/adequabilidade dos novos elementos que se formam sob influência humana (VILLARD; METZGER, 2014).

Alguns estudos corroboram a Hipótese da Quantidade de Habitat (FAHRIG, 2013) para alguns grupos taxonômicos em particular, como mamíferos (PARDINI et al., 2010; REGOLIN, 2017; GESTICH et al., 2019) e besouros rola-bostas (SÁNCHEZ-DE-JESÚS et al., 2016). No entanto ela foi pouco testada para outros grupos taxonômicos. O fato desta hipótese não considerar as diferenças nas características e requisitos de habitat das espécies também tem

suscitando discussões sobre sua validade (HANSKI, 2015). Resultados de estudos com aves no Canadá, utilizando modelos simulados e considerando o grau de sensibilidade das espécies, demonstram que variáveis ambientais como a fragmentação e a quantidade de habitat na paisagem podem afetar as espécies de forma diferente (BETTS et al., 2007; 2019), sendo que abaixo de determinados níveis de conectividade entre as manchas de habitat ou de determinada quantidade de habitat na paisagem, as populações de algumas espécies experimentam um declínio abrupto, caracterizando o chamado “Limiar de Extinção” (OVASKAINEN; HANSKI, 2003). Considerando que as respostas da biodiversidade às perturbações no habitat podem variar muito, dependendo da espécie, do grupo ecológico (EWERS; DIDHAM, 2006; BOVO et al., 2018) ou mesmo da escala espacial avaliada (GARDNER et al., 2009; BRENNAN et al., 2015; JACKSON; FAHRIG, 2015; FAHRIG, 2017), é importante que as hipóteses apresentadas sejam testadas para o maior número de grupos taxonômicos e em diferentes ambientes, a fim de determinar se realmente explicam padrões gerais de biodiversidade.

No Neotrópico, em particular na região sudeste do Brasil, a fragmentação da paisagem natural tem afetado historicamente um dos mais ameaçados *Hotspots* do planeta, a Mata Atlântica (MITTERMEYER et al., 1999; MYERS et al., 2000). Ainda que estudos recentes apontem para uma redução na taxa anual de desmatamento da Mata Atlântica (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018), o bioma continua perdendo cobertura natural, restando atualmente apenas 11,4% de sua área original, sendo que 80% de seus remanescentes florestais possuem menos de 50 hectares (RIBEIRO et al., 2009). Essa redução da cobertura florestal e do tamanho dos fragmentos remanescentes tem efeitos significativos sobre a fauna (HIROTA, 2003; MARINI; GARCIA, 2005; PINTO et al., 2006).

As aves têm grande importância no funcionamento e na dinâmica de ecossistemas naturais e antropogênicos, cumprindo grande variedade de funções ecológicas, constituindo um grupo de organismos que pode responder de diferentes formas diante de processos de fragmentação do habitat (SODHI et al., 2011). Espécies dependentes de ambientes florestais, por exemplo, podem ser negativamente afetadas, enquanto espécies não dependentes e generalistas de habitat podem, em contraste, se beneficiar com o desmatamento, expandindo sua distribuição através de paisagens fragmentadas (CARRARA et al., 2015; MORANTE-FILHO et al., 2015; 2016).

A América do Sul é o continente com a maior riqueza de espécies de aves, abrigando cerca de 31% da avifauna global, destacando-se o Brasil dentre os países com avifauna mais diversificada (REMSEN et al., 2015). Somente para o território brasileiro é listada a ocorrência de 1919 espécies (PIACENTINI et al. 2015), entre espécies residentes, endêmicas do país e

migrantes oriundas do hemisfério norte. Dentre estas, 213 são endêmicas da Mata Atlântica (MOREIRA-LIMA, 2013), sendo o bioma brasileiro com o maior número de endemismos (MARINI; GARCIA, 2005). Não obstante a região neotropical abrigar a maior riqueza de espécies de aves e elevado grau de endemismos, a grande maioria dos estudos que buscam entender os efeitos da fragmentação do habitat neste grupo em particular e no funcionamento dos ecossistemas concentra-se nos ecossistemas europeus e norte-americanos (SEKERCIOGLU, 2006), sendo ainda relativamente escassos os estudos com este enfoque nas paisagens da Mata Atlântica (RIBON; SIMON; MATTOS, 2003; ANJOS; ZENETTE; LOPEZ, 2004; BANKS-LEITE et al., 2014; VALLEJOS; PADIAL; VITULE, 2016).

Considerando o estado crítico de conservação da Mata Atlântica e a importância das aves para o funcionamento de ecossistemas naturais e antropogênicos, torna-se relevante e urgente a condução de estudos com este enfoque em áreas do bioma. O estudo aqui apresentado teve o objetivo geral de investigar os efeitos da fragmentação do habitat florestal em aspectos ecológicos e conservacionistas da ornitofauna em 30 paisagens inseridas no domínio fitogeográfico da Mata Atlântica, buscando atender aos seguintes objetivos específicos:

- Avaliar os efeitos da perda e fragmentação do habitat testando a influência das variáveis de paisagem (quantidade de habitat, percentual de área nuclear de habitat, área do fragmento focal, conectividade estrutural, conectividade funcional) sobre a riqueza de espécies de aves em 30 paisagens da Mata Atlântica do sudeste do Brasil.
- Avaliar os efeitos das variáveis ambientais sobre a composição de espécies das comunidades de aves em 30 paisagens da Mata Atlântica do sudeste do Brasil.
- Avaliar os efeitos da fragmentação e da perda de habitat sobre a avifauna endêmica da Mata Atlântica nas 30 paisagens contempladas neste estudo.
- Avaliar os efeitos das variáveis ambientais relacionadas à perda e fragmentação do habitat na estruturação dos grupos funcionais dentro das comunidades de aves nas 30 paisagens contempladas neste estudo.
- Apresentar registros de espécies ameaçadas, raras ou deficientes de dados para

UCs e áreas particulares na área de abrangência deste estudo.

## **2 REFERENCIAL TEÓRICO**

### **2.1 Fragmentação do habitat: causas e efeitos na biodiversidade**

Sob uma abordagem ecológica, fragmentação é o processo no qual um habitat originalmente contínuo é fracionado em manchas ou fragmentos menores, mais ou menos isolados entre si (SHAFER, 1990). Estes fragmentos passam a apresentar características e condições ambientais particulares (VAN DEN BERG et al., 2001; RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003), diferentes do ambiente original, podendo, portanto, impactar de forma também distinta os organismos que exploram recursos nestes ambientes.

Em contraponto ao senso comum atual, a fragmentação de habitats não se dá apenas em decorrência da ação antrópica, mas também como resultado de diversos eventos e processos naturais. Estes fatores, que atuam isoladamente ou de forma conjunta, podem ser flutuações climáticas que promovem retrações e expansões de determinados tipos vegetacionais, heterogeneidade dos solos, eventos geológicos que modificam a topografia original da paisagem, processos de sedimentação e hidrodinâmica em rios e mares e processos hidrogeológicos que provocam inundações temporárias ou permanentes (RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003). Processos naturais de fragmentação podem ocorrer abruptamente, por exemplo como consequência de erupções vulcânicas, grandes incêndios, terremotos e furacões, ou lentamente, em decorrência de mudanças graduais e contínuas nas condições ambientais ao longo de milhares ou milhões de anos. Quando se dá através de processos geológicos que alteram profundamente configuração da paisagem, como em um evento vicariante que fragmenta áreas bióticas e interpõe barreiras físicas, isolando populações de organismos, a fragmentação do habitat pode desencadear processos de especiação (SAHNEY et al., 2010). Após um longo período de isolamento e com a estabilização de processos de extinção e de alterações genéticas nas populações remanescentes de organismos, fragmentos naturais podem se tornar importantes centros de endemismo (RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003). Neste contexto, a fragmentação natural pode se constituir em um importante mecanismo de incremento da biodiversidade.

A fragmentação do habitat por causas antropogênicas, por outro lado, tem ocorrido de forma cada vez mais rápida e intensa, à medida em que a população humana cresce e que desenvolve formas mais eficientes de modificar a paisagem terrestre. Estima-se que 75% de



toda a superfície de terra livre do gelo já tenha sido modificada em algum grau pelos humanos (WATSON et al., 2016), sendo que aproximadamente 2/3 dessas áreas sofreram alteração completa da sua vegetação nativa original (PARDINI et al., 2018). Ocorrendo tanto em ecossistemas terrestres como aquáticos (JAGER et al., 2001; RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003), a fragmentação por causas antropogênicas é particularmente notável em habitats florestais, embora não se limite a estes ambientes (PARDINI et al., 2018).

A crescente demanda por terras e bens de consumo tem resultado na conversão de grandes extensões de florestas nativas em assentamentos humanos, áreas de mineração, terras cultiváveis e pastagens, transformando boa parte da superfície terrestre em um mosaico de fragmentos florestais circundados por uma matriz antropogênica (MELO et al., 2013; MORANTE-FILHO et al., 2017). O desmatamento tem sido particularmente extenso e acelerado nos trópicos (HANSEN et al., 2013), sendo considerado um bom preditor de padrões de biodiversidade em paisagens tropicais modificadas (FAHRIG, 2013). Muitos autores apontam a destruição e fragmentação das florestas tropicais como a principal causa do declínio de populações e de extinções, globais ou locais, de diversas espécies em todo o planeta (TURNER; CORLLET, 1996; BIERREGAARD et al., 2001; RIBON et al., 2003; MORANTE-FILHO et al., 2017).

Um dos efeitos mais óbvios e diretos resultantes do processo de fragmentação é a diminuição da quantidade de habitat disponível para os organismos, ou simplesmente a perda de habitat (FAHRIG, 2003). A perda de habitat pode ocorrer sem que haja um processo de fragmentação, desde que o habitat original não seja fracionado em duas ou mais unidades menores (fragmentação *per se*; FAHRIG, 2003; 2017), mas apenas reduzido na sua área ou totalmente removido da paisagem (FAHRIG et al., 2019). Em contrapartida, não há processo de fragmentação florestal em que não ocorra a perda de habitat. Ocorrendo simultaneamente com a fragmentação *per se* (FAHRIG, 2003; 2017), a perda quantitativa de habitat representa uma das maiores ameaças à persistência das espécies (WILCOVE et al., 1998; VILLARD; METZGER, 2014; NEWBOLD et al., 2016; BETTS et al., 2017; 2019).

Os efeitos da fragmentação *per se* (FAHRIG, 2003; 2017) resultam da modificação na configuração original do habitat na escala da paisagem, provocando uma ruptura na continuidade do ambiente na medida em que o fraciona em subunidades, a consequente diminuição da conectividade e o aumento do efeito de borda (MURCIA, 1995; MCGARIGAL; CUSHMAN, 2002; FAHRIG, 2003). Ao contrário da perda de habitat, para a qual parece haver um consenso sobre seu efeito negativo na biodiversidade, a fragmentação *per se* ainda suscita indagações sobre a natureza positiva ou negativa de seus efeitos. Na tentativa de elucidar esta

questão, Fahrig (2017) elencou 118 estudos, com foco em diversos grupos taxonômicos, reportando 381 respostas significativas para fragmentação do habitat independentemente da quantidade de habitat na paisagem. A grande maioria destas respostas (76%) foi positiva. Ou seja, segundo as conclusões apresentadas nesse estudo, a fragmentação do habitat pode proporcionar um incremento na riqueza de espécies em nível de paisagem. Dentre as explicações para estas respostas positivas apontadas no referido estudo, estão o incremento da conectividade funcional, a diversificação de habitats, efeitos de borda positivos, estabilização de sistemas predador-presa/hospedeiro-parasita, redução da competição, dispersão de riscos e complementação da paisagem (FAHRIG, 2017).

Outros estudos apontam respostas negativas dos organismos frente aos efeitos da fragmentação *per se*, quando avaliados esses efeitos em nível específico ou populacional. Na medida em que rompe com a continuidade do habitat, por exemplo, a fragmentação pode potencializar o isolamento, interrompendo ou dificultando o fluxo gênico, alterando profundamente padrões de distribuição da diversidade genética dentro e entre as populações de uma espécie (GHAZOUL, 2005; KEYGHOBADI, 2007; CARNAVAL et al., 2009; RIBEIRO et al., 2009; MELO et al., 2015). Sob tais condições, uma população sofre ação de uma série de fatores genéticos e estocásticos, podendo ocorrer a redução do tamanho populacional efetivo e o aumento intrapopulacional da endogamia e da deriva genética. A deriva genética, por sua vez, pode causar redução drástica do valor adaptativo dos indivíduos, diminuindo suas resistências a doenças, e reduzindo sua capacidade adaptativa às novas mudanças ambientais, aumentando, assim, a suscetibilidade da população a extinções locais (YOUNG et al., 2001; LIENERT et al., 2002; FAHRIG, 2003; AVISE, 2010; CABALLERO et al., 2010; MELO et al., 2015).

O aumento da proporção de borda resultante da fragmentação *per se* e a consequente redução da área nuclear de habitat pode ter efeitos contrastantes em organismos especialistas em ambientes florestais e generalistas de habitat, na medida em que altera características do ambiente original misturando fenômenos físicos, biológicos e sociais que ocorrem na interface entre os ambientes contrastantes (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991; EWERS; THORPE; DIDHAM, 2007; SODHI et al., 2011). A matriz na qual os fragmentos de vegetação nativa estão inseridos tem influência direta tanto sobre os impactos do efeito de borda como no grau de isolamento ou de conectividade entre os fragmentos (SODHI et al., 2011), minimizando ou potencializando os efeitos da perda de habitat e fragmentação *per se* (BOESING et al., 2018). Os principais impactos que a matriz pode provocar nas espécies que tentam sobreviver em ambientes fragmentados estão relacionados aos seus movimentos, capacidade de dispersão, disponibilidade de recursos e fatores ambientais abióticos (DRISCOLL et al., 2013).

Considerando que diferentes espécies respondem de diferentes formas diante da fragmentação do habitat, a habilidade de aproveitar recursos e de se dispersar através da matriz circundante pode ser um fator preponderante na capacidade de uma espécie persistir em um ambiente fragmentado (ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005; EWERS; DIDHAM, 2006; SODHI et al., 2011). Uma matriz estruturalmente complexa, por exemplo, pode trazer benefícios duplos, fornecendo espaço e recursos para um subconjunto aninhado de aves que utilizam a floresta, além de facilitar a dispersão de aves estritamente florestais entre fragmentos estruturalmente isolados (LINDENMAYER; FRANKLIN, 2002; SODHI et al., 2011). No entanto, Fahrig (2013) argumenta que o efeito exercido pela matriz é secundário, prevalecendo a quantidade de habitat disponível na paisagem como fator preponderante para a determinação da riqueza de espécies.

## **2.2 Mata Atlântica: um bioma fragmentado**

A área do domínio fitogeográfico da Mata Atlântica ocupa cerca de 1,3 milhão de km<sup>2</sup>, abrangendo 17 estados brasileiros, do Piauí ao Rio Grande do Sul, e porções dos territórios da Argentina e do Paraguai (CAMPANILI; SCHAFFER, 2010). Com uma amplitude latitudinal de 29°, estendendo-se pelas regiões climáticas tropical e subtropical, o bioma apresenta condições ambientais altamente heterogêneas e uma grande diversidade de ecossistemas e fitofisionomias, como campos de altitude, restingas, brejos, manguezais, florestas estacionais e florestas ombrófilas (SILVA; CASTELLETTI, 2003; RIBEIRO et al., 2009). A grande amplitude longitudinal e latitudinal produz diferenças na composição das fitofisionomias florestais do bioma, devido ao decréscimo da pluviosidade na medida em que se distancia da costa em direção às regiões mais interioranas do continente sul americano (RIBEIRO et al., 2009). O amplo gradiente altitudinal, aliado a fatores abióticos como temperatura, umidade, estrutura e composição dos solos e geomorfologia, também é responsável por produzir variações abruptas nas diferentes fitofisionomias que compõem a Mata Atlântica (MAÇANEIRO et al., 2016; CAGLIONI et al., 2018).

Devido a altíssima riqueza biológica, o alto grau de endemismos e o grau de ameaça, a Mata Atlântica foi elevada à condição de *hotspot* mundial, somando-se a outras 33 regiões distribuídas por todo o planeta, entre elas o Cerrado (MITTERMEYER et al., 1999; MYERS et al., 2000, PINTO et al., 2006). Situada em uma região de elevada densidade demográfica, onde vive mais de 70% da população brasileira (CUNHA; GUEDES, 2013) e onde é produzido cerca de 80% do PIB do país, a Mata Atlântica tem sofrido sucessivos impactos resultantes de

diferentes ciclos de exploração ao longo dos 500 anos da história do Brasil (PINTO et al., 2006). Após séculos de exploração, as paisagens da Mata Atlântica encontram-se hoje fortemente dominadas pelo homem (FONSECA, 1985; DEAN, 1996; CÂMARA, 2003; HIROTA, 2003; MITTERMEIER et al., 2004), resultando em alterações severas nos ecossistemas que as compõem, sobretudo em decorrência da perda e fragmentação de habitats (HIROTA, 2003; PINTO et al., 2006).

A área de vegetação remanescente estimada atualmente para a Mata Atlântica, incluídas as florestas secundárias em estágio sucessional intermediário e fragmentos florestais < 100 ha, é de menos de 17 milhões de hectares, o que representa entre 11,4 e 16 % da sua área original, que era de cerca de 130 milhões de hectares (RIBEIRO et al., 2009; PARDINI et al., 2018). Excluindo-se deste cálculo as florestas secundárias em estágio intermediário e fragmentos com menos de 100 ha, as estimativas caem para patamares ainda mais baixos, ficando entre 7 e 8% (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005; PINTO et al., 2006). A área remanescente do bioma está fragmentada em mais de 240 mil fragmentos, 80% dos quais possuem menos de 50 ha (RIBEIRO et al., 2009). Além da perda de habitat, esta fragmentação intensa também reduz drasticamente a conectividade entre os habitats, sendo que a distância média entre os fragmentos remanescentes é de 1.440 m (RIBEIRO et al., 2009).

O processo de devastação e fragmentação da Mata Atlântica se deu de forma espacialmente heterogênea (PINTO et al., 2006). Algumas sub-regiões fitogeográficas do bioma, como a Serra do Mar, mantiveram valores de cobertura em torno de 30%, enquanto outras perderam quase totalmente sua cobertura vegetal nativa (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005). Os maiores remanescentes florestais estão em Unidades de Conservação de proteção integral nos Estados de Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro, Bahia e Espírito Santo (PINTO et al., 2006). Estas áreas protegidas representam apenas 9% da área remanescente do bioma, sendo que todo o restante está em áreas particulares e potencialmente desprotegidas (RIBEIRO et al., 2009). Dentre todas as sub-regiões fitogeográficas que compõem a Mata Atlântica, as Florestas de Interior (Estacionais Semidecíduais), que se estendiam pelo leste e sul de Minas Gerais, interior de São Paulo e parte do Paraná, foram as mais devastadas, restando menos de 3% da sua cobertura original (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005).

### **2.3 Aves como indicadores ecológicos**

Indicadores ecológicos têm sido utilizados para detectar mudanças na natureza ao longo

dos últimos 50 anos, como sinais precoces de alerta para problemas ecológicos (NIEMI; MCDONALD, 2004), incluindo aqueles que podem resultar da fragmentação das paisagens (O'Neill et al., 1988; PIRATELLI et al., 2008). A substituição de espécies raras e especialistas por espécies comuns e generalistas, menos sensíveis às alterações ambientais e mais adaptáveis à habitats abertos, é um processo regular em ambientes fragmentados (WILLIS, 1979; RESTREPO; GÓMEZ, 1998; WILLIS; ONIKI, 2002), podendo-se associar a qualidade do habitat com a presença ou ausência de determinadas espécies (PIRATELLI, 2008).

Devido ao alto grau de especialização e, conseqüentemente, a elevada sensibilidade diante das variações nas condições ambientais, as aves são consideradas excelentes indicadores ecológicos, pois são bastante responsivas às variações ambientais que ocorrem em nível local, regional e global (GUZZI, 2004; PIRATELLI et al., 2008; DEVELEY, 2011). Outros fatores, como a facilidade do estudo em campo, se comparado a outros grupos animais como répteis e anfíbios, e o amplo conhecimento adquirido acerca das aves ao longo da história, justificam a escolha do grupo como sendo o mais adequado para estudos que visam identificar e monitorar conseqüências ecológicas resultantes de alterações ambientais de cunho antropogênico (GARDNER et al., 2008).

#### **2.4 Aves e Biodiversidade Funcional: importância ecológica, social e econômica**

As aves desempenham a mais ampla gama de funções ecológicas dentre os vertebrados, atuando como dispersores de sementes, depositores de nutrientes no solo e polinizadores, tendo ainda papel de destaque na teia trófica como reguladores das populações de diversos organismos (GALETTI; RODRIGUES, 1992; SODHI et al., 2011; SEKERCIOGLU, 2006; MORANTE-FILHO; FARIA, 2017). Embora os mamíferos desempenhem funções semelhantes, as aves são duas vezes mais numerosas taxonomicamente, possuem dez vezes mais espécies voadoras e com grande capacidade de dispersão, além de serem, de modo geral, mais resilientes à extirpação (HOLBROOK et al. 2002, SEKERCIOGLU 2006).

O grupo também se destaca em um contexto mais antropocêntrico, na medida em que presta serviços ecossistêmicos relevantes para a sobrevivência e o bem-estar dos humanos (MEA, 2015). Diversos estudos atestam sua importância na área da agricultura, através do fornecimento de adubo (BIRD et al., 2000) e serviços como a polinização (ANDERSON et al., 2011) e o controle de organismos que causam danos à diversas cultivares (GREENBERG et al., 2000; SANS, 2001; MOLS; VISSER, 2007; BORKHATARIA; COLLAZO; GROOM, 2006; VAN-BAEL et al., 2008; JOHNSON et al. 2010), sendo que a manutenção de habitats

favoráveis à persistência das espécies nas áreas rurais pode se reverter na economia de insumos agrícolas, conforme apontam outros estudos (BANKS-LEITE et al., 2014). Cabe destacar que, embora apenas 1% das aves do planeta tenham preferência primariamente por ambientes antropogênicos, pelo menos um terço de todas as espécies conhecidas utilizam estes ambientes (SEKERCIOGLU et al., 2007; SEKERCIOGLU, 2012).

As aves também propiciam benefícios à saúde humana, através do controle de vetores de doenças e saneamento ambiental promovido por espécies detritívoras ou necrófagas como urubus e abutres (SICK, 1997; MARKANDYA et al., 2008; SWADDLE; CALOS, 2008; O'BRYAN et al., 2018), além de contribuírem para melhor qualidade de vida e para o turismo em diversas regiões, a exemplo da atividade de observação de aves, que movimenta bilhões de dólares no mundo todo (SEKERCIOGLU, 2002).

Boa parte dos serviços ecossistêmicos prestados pelas aves enquadram-se nas categorias indiretas de serviços de regulação e de suporte (MEA, 2015) e estão diretamente ligados aos seus traços comportamentais, em particular às suas preferências alimentares e seus diferentes hábitos de forrageamento (SEKERCIOGLU et al., 2016). Assim, a eficácia na provisão desses serviços depende da diversidade funcional (DF) da comunidade, conceito que fornece medida substituta da função do ecossistema, capturando a amplitude, a abundância e a distribuição dos valores dos traços funcionais dentro da comunidade (SITTERS et al., 2016).

Sabendo que impactos gerados pela antropização do habitat podem exigir diferentes estratégias de forrageamento entre as espécies (LENS et al. 2002), são esperadas, em contrapartida, variações nas sensibilidades e respostas às perturbações, o que pode ter reflexos na diversidade funcional dentro da comunidade. Considerando a complexidade das relações em uma rede trófica e a importância das aves para a integridade do ecossistema, a extirpação ou mudanças na representatividade numérica de espécies de aves dentro de uma comunidade, provocadas por distúrbios como o desmatamento, podem exercer um efeito cascata em outros níveis tróficos, como já foi observado em alguns estudos (PAINE, 1980; ESTES et al., 2011; MANTYLA et al. 2011).

## **2.5 Status de conservação das aves brasileiras**

As aves constituem um dos mais diversificados grupos de vertebrados, com 10.770 espécies atualmente descritas (RASMUSSEN & DONSKER, 2020). Deste total, 1.486 espécies (cerca de 14%) correm risco de extinção atualmente (IUCN, 2020), sendo que a fragmentação e a perda de habitat constituem as maiores ameaças em todo o planeta (IUCN, 2020). A região

neotropical destaca-se por abrigar cerca de 31% de todas as aves do planeta, estando o Brasil entre os três países com a ornitofauna mais diversificada (REMSEN et al., 2015). Um total de 1919 espécies ocorrem em território brasileiro (PIACENTINI et al., 2015), das quais cerca de 270 encontram-se sob algum grau de ameaça em âmbito nacional (ICMBIO/MMA, 2018) ou global (IUCN, 2020).

Embora a incidência de queimadas e a caça e captura de espécimes para consumo e comércio ilegal também coloquem em risco as aves brasileiras, o desmatamento provocado pelo uso antrópico intenso e descontrolado da terra, especialmente em decorrência das atividades agropecuárias e da expansão urbana, é de longe a maior ameaça (ICMBIO/IBAMA, 2018). Dos 234 táxons que atualmente correm risco de extinção em âmbito nacional, 176 são diretamente ameaçados pelas atividades agropecuárias e para 63 o risco de extinção guarda relação direta com a expansão urbana (ICMBIO/IBAMA, 2018).

Os impactos do desmatamento são particularmente notáveis sobre as aves da Mata Atlântica, domínio biogeográfico que abriga o maior número de táxons ameaçados na lista nacional (120), um reflexo da própria situação de ameaça em que se encontra este *hot spot* mundial de biodiversidade (MITTERMEYER et al., 1999; MYERS et al., 2000, PINTO et al., 2006). Em comparação, a Amazônia, segundo bioma com o maior número de táxons ameaçados, tem 65 táxons na lista vermelha (ICMBIO/IBAMA, 2018).

Por possuírem populações restritas a uma determinada localidade, região ou domínio biogeográfico, espécies endêmicas são potencialmente mais vulneráveis à extinções locais ou globais (RIBON; SIMON; MATTOS, 2003). Das 891 espécies de aves ocorrentes na Mata Atlântica, 213 são endêmicas deste domínio e outras 17 são consideradas quase endêmicas (MOREIRA-LIMA, 2013). Se incluídas as subespécies, o número total de endemismos chega a 351 táxons (MOREIRA-LIMA, 2013). Dos táxons ameaçados de extinção em âmbito nacional, 147 são endêmicos da Mata Atlântica, o que representa pouco menos da metade (42%) dos endemismos do bioma. Estes dados fazem da Mata Atlântica o bioma mais crítico para a conservação de aves no Brasil (MARINI; GARCIA, 2005).

A região da Serra da Mantiqueira, juntamente com o vale do rio Paraíba do Sul e a Serra da Bocaina, é reconhecida como uma importante área de diferenciação de aves no sudeste do Brasil (PINTO, 1978; SICK, 1985; SILVA; STOTZ, 1992; WILLIS, 1992; SILVA; STRAUBE, 1996; SILVA; SOUZA; CASTELLETI, 2004; VASCONCELOS; DÂNGELO-NETO, 2009) e foi incluída por Stattersfield et al. (1998) entre as 218 áreas de endemismo de aves no mundo (EBA 076 – Atlantic forest mountains). A Serra da Mantiqueira também é citada como um dos lugares mais insubstituíveis do mundo para a conservação de aves, anfíbios e

mamíferos (LE-SAOUD et al., 2013) e o Parque Nacional do Itatiaia é considerado uma das áreas de extrema importância biológica para conservação das aves da Mata Atlântica (MMA, 2002). Embora reconhecida como importante centro de biodiversidade, a Mantiqueira, juntamente com outras montanhas do Sudeste, tem suas áreas de Mata Atlântica sob forte pressão antrópica, o que ameaça a sobrevivência de diversas espécies de aves. Estima-se que algo em torno de 29 espécies de aves corram risco de extinção nas montanhas da Mata Atlântica do Sudeste (MARNINI; GARCIA, 2005).

Neste cenário de ameaças, as Unidades de Conservação, especialmente as de proteção integral, têm um papel crucial na conservação da avifauna da Mata Atlântica do Sudeste. No entanto, faltam informações atualizadas e confiáveis sobre a ocorrência e status de conservação de aves em UCs e áreas particulares de diversas localidades, especialmente para o estado de Minas Gerais, cuja lista estadual de espécies ameaçadas não é atualizada há dez anos (COPAM, 2010).

### **3 MATERIAIS E MÉTODOS**

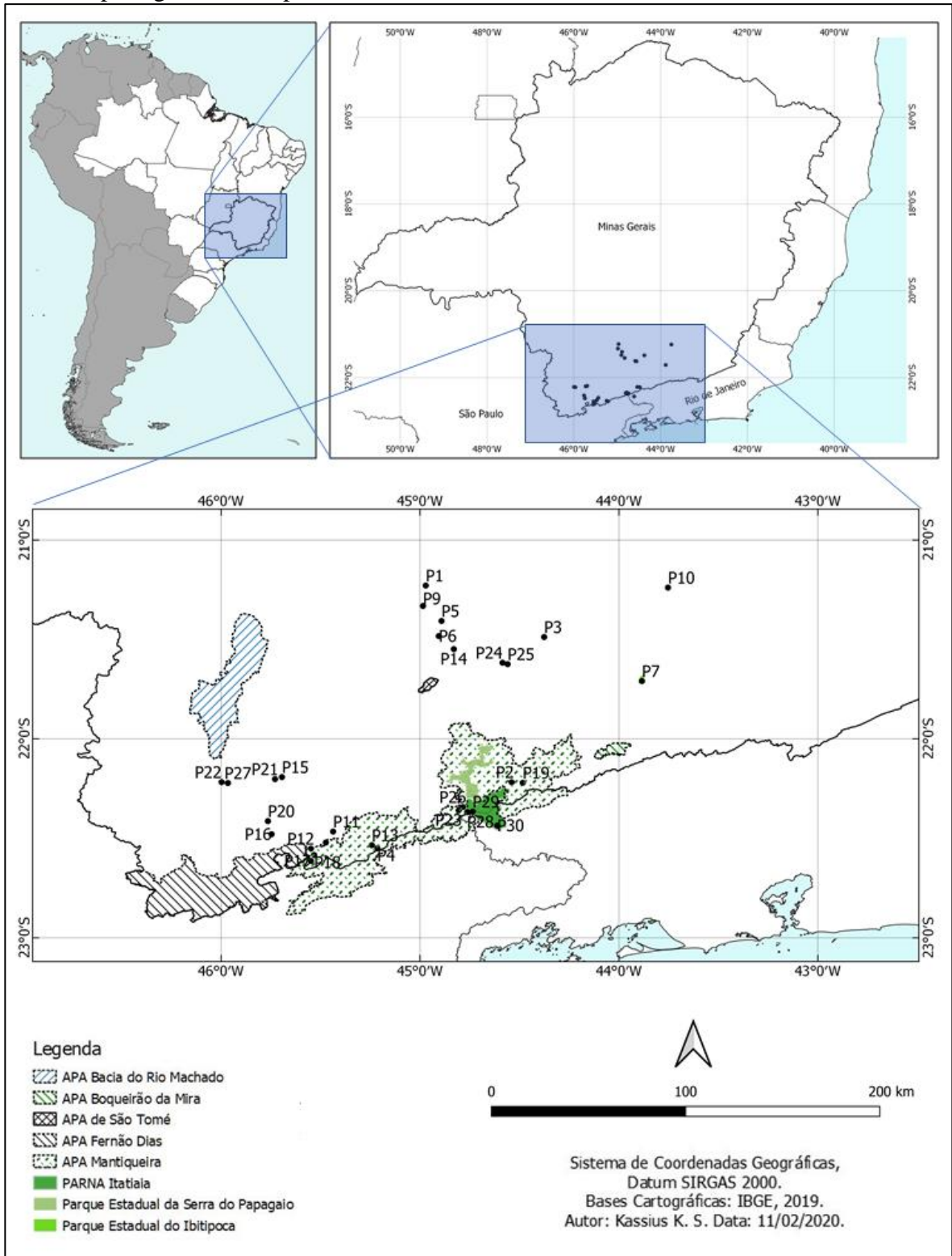
#### **3.1 Área de estudo**

Este estudo foi conduzido em 30 paisagens (APÊNDICE A, Quadro S1, Figura S1) abrangendo municípios do Campo das Vertentes e do Sul e Sudoeste de Minas Gerais, além do município de Itatiaia no estado do Rio de Janeiro, em áreas particulares e Unidades de Conservação municipais, estaduais e federais, dentro do domínio biogeográfico da Mata Atlântica (Figura 1). A paisagem regional é caracterizada, na sua maior parte, pela intensa exploração antrópica, constituindo-se de um mosaico de corredores e fragmentos de vegetação nativa em diferentes estádios sucessionais entremeando ambientes antropogênicos, como cidades e áreas de pecuária e agricultura. De acordo com o IBGE (2012), as florestas Estacionais e as Ombrófilas são os dois principais tipos florestais presentes na região. Estes tipos principais se apresentam regionalmente nas seguintes formações: Floresta Estacional Semidecidual Submontana, Floresta Estacional Semidecidual Montana, Floresta Ombrófila Densa Montana e Floresta Ombrófila Densa Alto Montana (Figura 2). O relevo regional é acidentado, com altitudes a partir de aproximadamente 800m, podendo ultrapassar 2.500m nos trechos mais elevados da Serra da Mantiqueira. Esta ampla variação altitudinal exerce influência no clima regional, sendo que nas zonas menos elevadas predomina o clima do tipo Cwa (temperado úmido com inverno seco e verão quente), enquanto nas zonas montanhosas



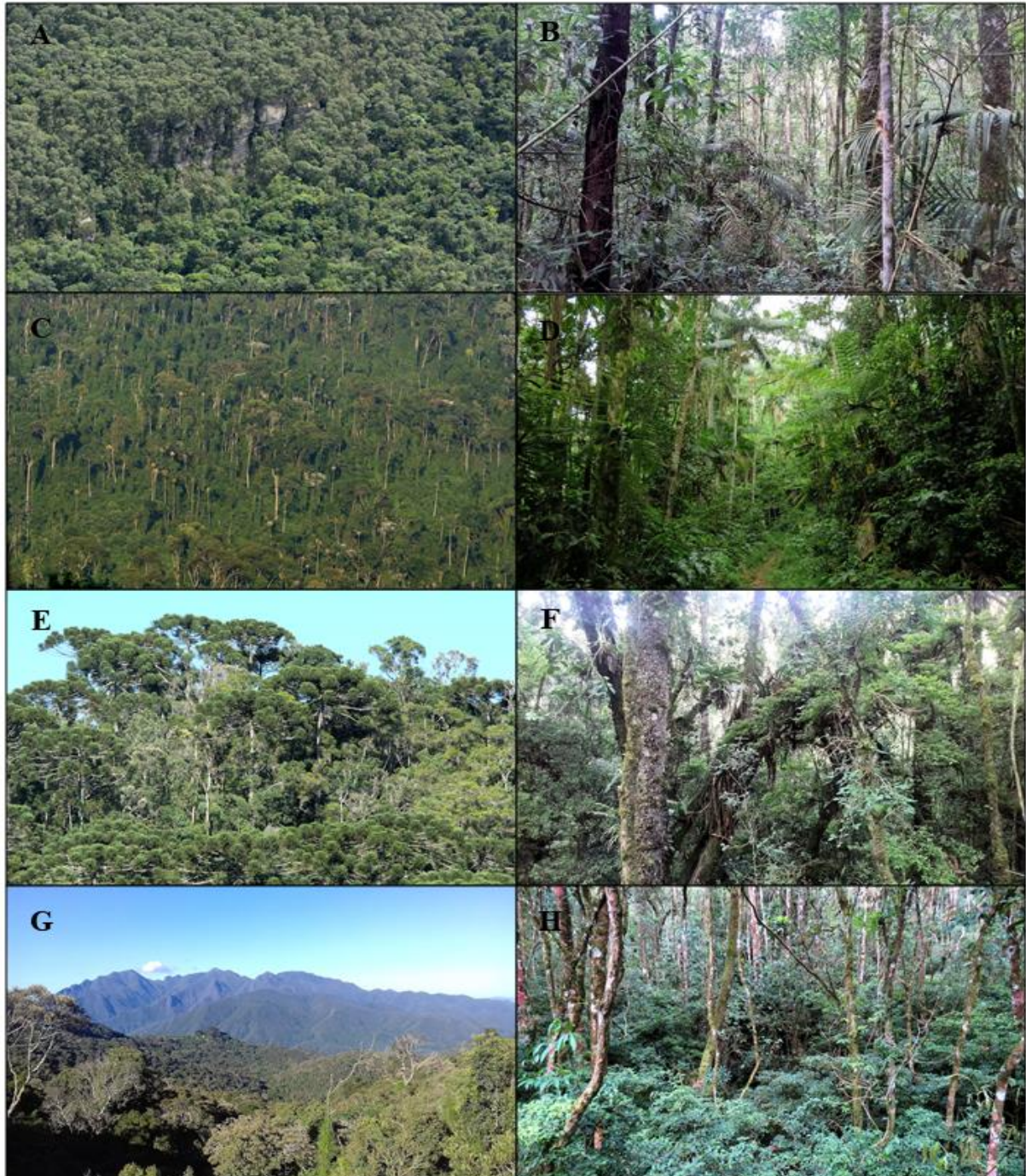
predomina o clima do tipo Cwb, caracterizado por invernos secos e verões chuvosos e moderadamente quentes (DE-SÁ-JUNIOR et al., 2012).

Figura 1 – Localização da área de estudo no sudeste do Brasil. Pontos pretos representam as paisagens contempladas.



Fonte: Do autor (2020), elaborado no *software* QGis ver. 3.2.3.

Figura 2 – Principais formações florestais contempladas neste estudo: A e B) Floresta Estacional Semidecidual Montana no município de Minduri; C e D) Floresta Ombrófila Densa na parte baixa do Parque Nacional do Itatiaia (Itatiaia, Rio de Janeiro); E e F) Floresta Ombrófila Densa Montana nos municípios de Piranguçu e Delfim Moreira; G e H) Floresta Ombrófila Densa Alto Montana na parte alta do Parque Nacional do Itatiaia (Itamonte, Minas Gerais).



Fonte: Do autor (2020).



As 30 paisagens contempladas neste estudo estão distribuídas por 15 municípios mineiros (Lavras, Bocaina de Minas, Madre de Deus, Delfim Moreira, Ingaí, Luminárias, Lima Duarte, Piranguçu, Barbacena, Itajubá, Santa Rita do Sapucaí, Conceição dos Ouros, Pouso Alegre, Minduri, Itamonte) e pelo município de Itatiaia, no estado do Rio de Janeiro. As paisagens abrangeram áreas particulares não contempladas por Unidades de Conservação, UCs de proteção integral municipais, estaduais e federais e áreas particulares dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) da Mantiqueira, que é uma UC de uso sustentável. As UCs de proteção integral contempladas neste estudo foram o Parque Nacional do Itatiaia (P29 e P30), o Parque Estadual do Ibitipoca (P7), o Monumento Natural (MONA) da Pedra do Picu (P26), o Parque Natural Municipal Prof. Fernando Afonso Bonillo (P27), a Reserva Biológica (REBIO) de Pouso Alegre (P22), a REBIO da Serra de Santa Rita Mitzi Brandão (P21), a RPPN Terras do Morro Grande (P11, ainda não homologada) e a RPPN Alto-Montana (P23). Sete paisagens estão em áreas particulares abrangidas pela APA Mantiqueira (P2, P4, P12, P13, P17, P18, P19, P28) e 12 paisagens estão em áreas particulares não abrangidas por Unidades de Conservação (P1, P3, P5, P6, P8, P9, P10, P14, P15, P16, P20, P24, P25).

## **3.2 Coleta de dados**

### **3.2.1 Seleção das paisagens, escalas, variáveis e métricas utilizadas**

A seleção das paisagens foi feita com base em imagens de satélite providas pelo software Google Earth e em mapas atualizados dos fragmentos florestais remanescentes disponibilizados pelo Instituto SOS Mata Atlântica (2013/2014), tendo como critérios de escolha, a priori, a presença de fragmentos de floresta nativa e a proporção desejada de cobertura florestal (quantidade de habitat). Foi adotada uma abordagem multiescala, à fim de testar qual a escala de efeito mais adequada para avaliar as questões levantadas neste estudo, obtendo-se as métricas das variáveis de paisagem “quantidade de habitat” e “porcentagem de área nuclear de habitat” à partir de *buffers* com raios de 1.000, 2.000 e 3.000m, com a maior amplitude abrangendo uma área de 2.834 hectares. A área total coberta por este estudo foi de 850,2 km<sup>2</sup>. A amplitude das escalas espaciais, nas quais as métricas de paisagem foram obtidas, foi determinada pela necessidade de compatibilização dos resultados deste estudo com os de estudos realizados com foco em outros grupos taxonômicos (formigas, besouros rola-bostas, mamíferos, vegetação), considerando que a presente pesquisa integra um estudo multitaxa mais amplo. Além disso, praticamente não existem estudos empíricos multiescala em nível de comunidades com foco

semelhante a este para a ornitofauna da Mata Atlântica, assumindo-se também um caráter experimental, no sentido de testar as escalas espaciais aqui estipuladas. Foram selecionadas 30 paisagens abrangendo um gradiente de cobertura florestal nativa entre 23 e 99% para a escala de 1.000m, entre 16 e 97% para a escala de 2.000m e entre 12 e 98% para a escala espacial de 3.000m. O estudo abrangeu uma faixa altitudinal entre 876 e 2.081m, considerando as medições feitas no ponto central de cada paisagem.

As métricas das variáveis de paisagem (quantidade de habitat, percentagem de área nuclear de habitat, área do fragmento focal, conectividade estrutural, conectividade funcional) (APÊNDICE A, Quadro S2) foram obtidas através do software ArcGis utilizando imagens com resolução espacial de 30m. A quantidade de habitat disponível na paisagem foi calculada como a proporção de habitat florestal, baseada na soma das áreas de todos os fragmentos abrangidas pelos *buffers* de 1.000, 2.000 e 3.000m, em relação à área total abrangida por cada *buffer*. A área nuclear de habitat foi calculada como a quantidade e porcentagem de área de floresta não submetida a efeitos de borda (RIBEIRO et al., 2009), considerando uma largura de borda de 60m. A conectividade estrutural, que representa a quantidade de vegetação nativa, considerando corredores e fragmentos, que está estruturalmente conectada ao fragmento focal, foi calculada pela diferença entre o tamanho da mancha e o tamanho do fragmento, sendo que cada célula de um fragmento recebeu um valor de conectividade estrutural, em hectares, e as células que não eram fragmentos receberam um valor nulo (RIBEIRO, M, comunicação pessoal). A conectividade funcional representa a quantidade de vegetação nativa funcionalmente conectada, considerando a capacidade das aves, de forma geral, de atravessarem uma determinada distância na matriz em direção a outros trechos de vegetação. Neste estudo, para a capacidade de cruzamento de lacunas foi considerada uma distância de 60m. Para o cálculo das métricas foi considerada a diferença entre a área funcionalmente conectada e o tamanho da mancha, sendo que cada célula de um fragmento recebeu um valor de conectividade estrutural, em hectares, e as células que não eram fragmentos receberam um valor nulo (RIBEIRO, M, comunicação pessoal). Cabe destacar que todas as métricas de paisagem foram fornecidas pelo Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC) da UNESP de Rio Claro.

### **3.2.2 Amostragem da avifauna**

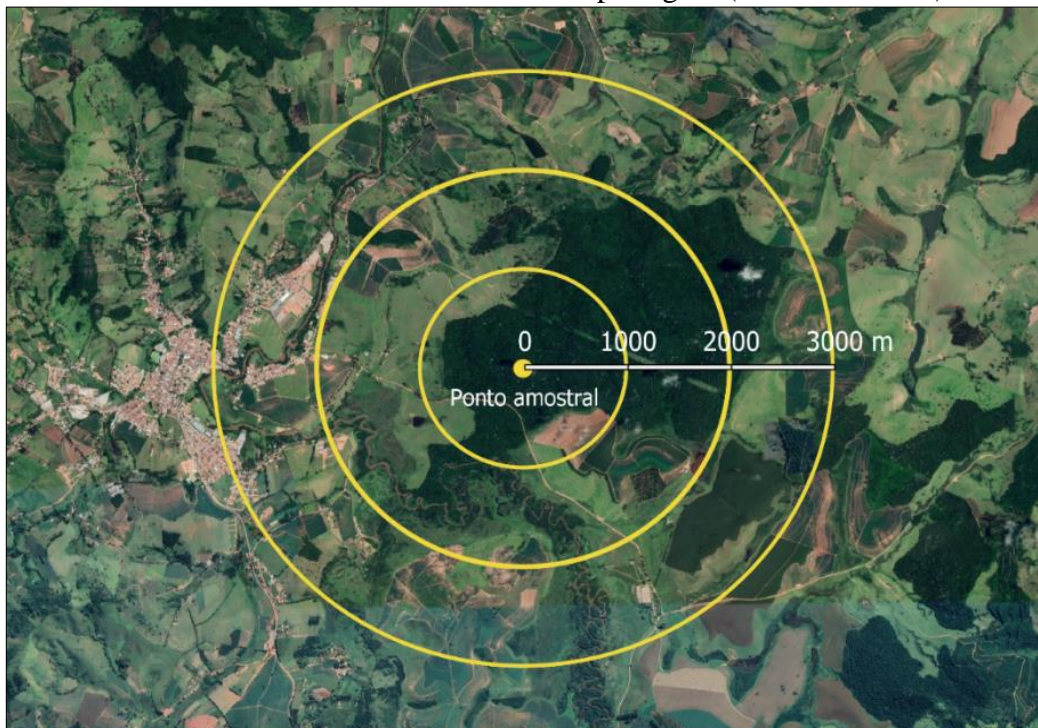
Devido às limitações impostas pela padronização de um desenho amostral que fosse adequado a um estudo multi-taxa, a aplicação de métodos para amostragem de avifauna, como *point counts* (BIBBY et al., 1998; 2000; POULSEN; KRABBE, 1998; DEVELEY, 2006;

ESQUIVEL; PERIS, 2008), redes de neblina (BLAKE; LOISELLE, 2001) ou listas de Mackinnon (MACKINNON; PHILLIPS, 1993; BIBBY et al., 2000; RIBON, 2010; CAVARZERE et al., 2012) nas suas formas tradicionais foi inviabilizada, sendo necessário adaptar o método de *point counts* para este estudo.

Assim, foi definido um único ponto amostral por paisagem, estipulando-se um raio de detecção de 100m, sendo esta a distância máxima possível sem que a área amostral efetiva ultrapassasse os limites do menor fragmento central em todas as paisagens, como demonstrado na Figura 3. Os registros foram obtidos através de contatos visuais e/ou auditivos, anotando-se a cada hora todas as espécies presentes na área de detecção estipulada. Para auxiliar na visualização das espécies foi utilizado um binóculo da marca *Bushnell* com a configuração 10x42.

Como em qualquer outro método amostral que não utilize captura de espécimes, a habilidade de identificar as aves por suas manifestações vocais foi especialmente importante neste estudo. Em ambientes florestais a visualização dos indivíduos é dificultada pela vegetação densa e pela baixa luminosidade, sendo que entre 75% e 90% das aves ocorrentes nesses ambientes são detectadas exclusivamente através de registros auditivos (JEROME; SIMONS, 2009; SICK, 1997; VIELLIARD, 1990).

Figura 3 - Delineamento da área de amostragem da avifauna (ponto amarelo ao centro) e das escalas onde foram obtidas as métricas de paisagem (linhas amarelas).



Fonte: Do autor (2020), elaborado no *software* QGis ver. 3.2.3.

As amostragens tiveram início cerca de 10 minutos antes do nascer do sol e se estenderam por três horas ininterruptas, sendo retomadas no período da tarde por mais três horas até o pôr do sol, durante dois dias consecutivos para cada paisagem. Os horários das amostragens foram definidos de modo a coincidirem com os picos de atividade diária da maioria das aves (GUTZWEILLER, 1993; THIOLAY, 1980; ESQUIVEL; PERIS, 2008).

As amostragens foram realizadas durante a estação chuvosa, entre os dias 03 de outubro de 2018 e 20 de março de 2019, abrangendo o início da primavera e o final do verão, totalizando doze horas de amostragem para cada paisagem e um esforço amostral de 360 horas. No neotrópico, este período do ano marca a estação reprodutiva de grande parte das espécies e é quando as aves estão vocalmente mais ativas, o que favorece a detecção e a identificação em campo. O sincronismo entre este período do ano, quando os dias são mais longos, e a reprodução das aves é determinado pelo fotoperiodismo, fator ambiental que regula mecanismos neuroendócrinos que controlam a atividade reprodutiva cíclica das aves (MORAIS et al., 2012).

### **3.3 Análise dos dados**

#### **3.3.1 Suficiência do esforço amostral**

A suficiência do esforço amostral foi avaliada através da elaboração de curvas de acumulação de espécies para cada uma das 30 paisagens amostradas, baseando-se em uma matriz de presença e ausência, considerando cada período de uma hora como uma unidade amostral. A avaliação da eficiência da amostragem também foi feita através de comparações entre a riqueza observada e a riqueza média estimada para cada paisagem, pela média calculada entre os estimadores não paramétricos de riqueza Jackknife de primeira ordem e Bootstrap. Foi obtida assim uma estimativa da proporção de espécies registradas com o esforço amostral empregado em relação ao número esperado de espécies para cada área. Os valores para as estimativas de riqueza (Jackknife 1 e Bootstrap) e para construção das curvas de acumulação de espécies foram obtidos através do software EstimateS (vers. 9.1; COWELL, 2013).

#### **3.3.2 Caracterização dos grupos funcionais, definição dos táxons endêmicos e ameaçados e nomenclatura adotada**

Para avaliar os efeitos das variáveis de paisagem na riqueza de espécies dos grupos

funcionais, as espécies foram inicialmente separadas em guildas tróficas detalhadas (ex.: frugívoros do dossel, frugívoros do solo, insetívoros de troncos e galhos secos, insetívoros do estrato emergente, nectarívoros, necrófagos, etc.) e depois agrupadas em grupos funcionais (dispersores de sementes, predadores de sementes, predadores de invertebrados, predadores de vertebrados, saneadores do ambiente e polinizadores). Por apresentarem uma dieta variada, determinadas espécies podem desempenhar variadas funções ecológicas, a exemplo dos tucanos, que atuam como dispersores de sementes e como predadores de vertebrados e invertebrados. Por esse motivo, algumas espécies foram incluídas em mais de um grupo funcional.

Para a definição das subespécies, bem como dos táxons endêmicos, foi considerada a localização geográfica dos registros, ou características da plumagem das aves facilmente identificáveis à distância, como no caso dos surucuás (*Trogon* spp.), baseando-se em Parker et al. (1996), Bencke et al. (2006), Grantsau (2010) e Moreira Lima (2013). A identificação dos táxons de interesse conservacionista ou enquadrados em alguma categoria de ameaça baseou-se nas listas de espécies ameaçadas vigentes nos âmbitos global (IUCN, 2020), nacional (ICMBIO/IBAMA, 2018) e estadual (COPAM 2010). A nomenclatura e a ordem taxonômica adotada seguem Piacentini et al. (2015).

### 3.3.3 Análises estatísticas

Para avaliar os efeitos da fragmentação do habitat na riqueza geral de espécies, na riqueza de aves florestais obrigatórias e de táxons endêmicos e na riqueza de espécies dos grupos funcionais, foram elaborados modelos lineares generalizados (GLM) para as variáveis ambientais diretamente relacionadas com a fragmentação: a) quantidade de habitat; b) percentual de área nuclear de habitat (borda 60m); c) área do fragmento focal; d) conectividade estrutural; e) conectividade funcional (considerando uma distância máxima de 60m entre fragmentos). Embora não tenha relação com a fragmentação, a altitude também é um fator regional que pode influenciar na riqueza de espécies (MALLET-RODRIGUES; PARRINI; RENNÓ, 2015) e por este motivo esta variável também foi incluída nas análises, como uma forma de controle para testar seus efeitos. Os grupos funcionais avaliados foram: a) dispersores de sementes; b) predadores de sementes; c) predadores de invertebrados; d) predadores de vertebrados; e) polinizadores; f) saneadores ambientais. Os modelos foram elaborados no software XLSTAT (ver. 2019.1; ADDINSOFT, 2020), que atua integrando os recursos do software R (ver. 3.3.2) ao Microsoft Excel. Para a avaliação dos efeitos da quantidade de habitat

(FAHRIG, 2013) e da percentagem de área nuclear de habitat para cada variável resposta, foi adotada uma abordagem multiescala, utilizando escalas espaciais de 1.000, 2.000 e 3.000 metros. O valor explicativo ( $R^2$ ) mais alto foi utilizado como critério de seleção da escala espacial que melhor explicou os resultados observados. No caso da ocorrência de valores iguais de  $R^2$ , a escolha foi feita com base no critério de Akaike (AIC), cujo menor valor representa a medida relativa da melhor qualidade de ajuste do modelo estatístico estimado (AKAIKE, 1974; EMILIANO, 2009).

Para testar a colinearidade entre as variáveis explicativas para a riqueza de espécies, foi realizado um Teste de Correlação de Pearson no software SigmaPlot (ver. 14). O coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ) distribui-se por um intervalo de valores entre -1 e +1, indicando se há correlação negativa, positiva ou neutra entre as variáveis, além de apresentar a significância ( $P$  valor) para a correlação.

Após avaliar a influência isolada das variáveis ambientais, selecionar as escalas espaciais mais adequadas e testar a colinearidade entre as variáveis resposta, foi ajustado um modelo linear generalizado múltiplo (GLMM) no software XLSTAT (ver. 2019.1; ADDINSOFT, 2020) para a seleção do modelo que melhor explicava a variabilidade observada nas variáveis dependentes, construído pela estratégia “*best subsets*” e tendo como critério de seleção o menor valor de AIC.

Para avaliar a influência das variáveis de paisagem na composição de espécies nas comunidades e na estruturação dos grupos funcionais foram elaborados modelos lineares baseados em matriz de distância (DistLM) no software Primer 6 + Permanova (ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008). As análises para a elaboração dos modelos para composição de espécies foram baseadas em dados de presença e ausência, tendo como parâmetro o índice de similaridade de Jaccard. Para avaliar a estruturação dos grupos funcionais, os modelos foram baseados em dados padronizados de riqueza de espécies em cada grupo para cada paisagem, utilizando o índice de Bray-Curtis. Em ambos os casos, a seleção do modelo que melhor explicava a variação observada se baseou no critério de Akaike (AKAIKE, 1974; EMILIANO, 2009). Os modelos foram construídos pelo procedimento de seleção “*step-wise*” (ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008), com 999 permutações e nível de significância de 95% ( $P < 0,05$ ). Para possibilitar maior compreensão dos resultados obtidos nessas análises, também foram realizadas no software Primer 6 + Permanova análises de agrupamento (*Cluster*), baseadas nas matrizes de similaridade de Jaccard para a composição de espécies e na similaridade de Bray-Curtis para a estruturação dos grupos funcionais nas comunidades.

Análises complementares foram realizadas com o objetivo de testar a influência de



fatores não relacionados com a fragmentação do habitat e que poderiam interferir nos resultados das análises principais. Considerando que as amostragens foram realizadas em dois tipos principais de floresta (Estacional e Ombrófila) e abrangendo tanto áreas particulares como Unidades de Conservação, foram realizados testes para comparação das variâncias (*t*- tests) para avaliar a influência destas duas variáveis categóricas na riqueza de espécies. Os testes foram realizados no software SigmaPlot (ver. 14.0), sendo compostos por uma série de testes sequenciais. Apresentam inicialmente resultados do Teste de Normalidade (Shapiro-Wilk), seguindo-se dos resultados do Teste de Igualdade de Variâncias (Brown-Forsythe) e dos testes de Student e de Welch para a interpretação final dos resultados. Opta-se pelo resultado do teste de Student, se a igualdade de variâncias é assumida, ou pelo resultado do teste de Welch, caso a igualdade de variâncias não seja assumida. O teste *t* de Welch é uma adaptação do teste *t* de Student e é considerado o mais confiável dos dois quando as duas amostras apresentam variações e tamanhos de amostra desiguais e quando os dados seguem uma distribuição normal (RUXTON, 2006). Para ambos os testes, aceita-se que a diferença entre os grupos é estatisticamente significativa quando  $P < 0.05$ .

Por fim, foi realizado um teste de Mantel (MANLY, 1994) para testar a correlação entre a composição de espécies nos pontos amostrados e a distribuição espacial das 30 paisagens avaliadas. Desta forma foi possível avaliar se a distância geográfica entre as paisagens teve ou não influência estatisticamente significativa na composição de espécies das comunidades de aves. O teste foi realizado no software Past (ver. 3.26) com 999 permutações, utilizando o índice de similaridade de Jaccard para a matriz de composição de espécies (presença e ausência) e a distância Euclidiana para a matriz de coordenadas UTM dos pontos amostrados.

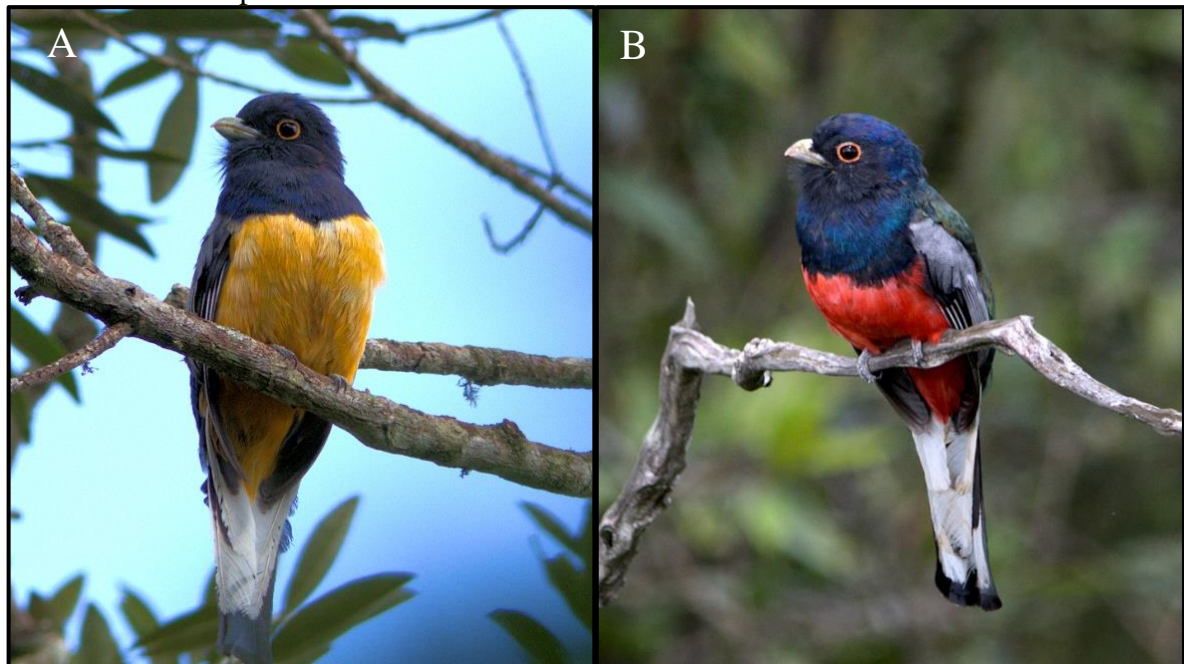
## **4 RESULTADOS**

### **4.1 Riqueza e composição de espécies e suficiência amostral**

Foi registrado um total de 272 táxons, entre espécies e subespécies, distribuídos em 19 Ordens e 49 Famílias (APÊNDICE B, Tabela S1). Apenas uma espécie, *Trogon surrucura*, apresentou duas subespécies dentro da área de estudo (*T. s. surrucura* e *T. s. aurantius*, Figura 4), sendo que apenas *T. s. aurantius* é considerado endêmico da Mata Atlântica. Do total registrado, 181 espécies são aves florestais obrigatórias, 67 são semi-dependentes de ambientes florestais e 24 são espécies que vivem preferencialmente em ambientes abertos. Entre as aves especialistas em ambientes florestais, as famílias mais representativas foram Thraupidae (19

spp.), Thamnophilidae (18 spp.), Tyrannidae (18 spp.), Furnariidae (14 spp.) e Rhynchocyclidae (14 spp.). Dentre as espécies generalistas de habitat, as famílias mais representativas foram Tyrannidae (15 spp.) e Thraupidae (10 spp.). As espécies consideradas não dependentes de ambientes florestais registradas neste estudo foram, majoritariamente, as pertencentes às famílias Cathartidae (4 spp.), Apodidae (3 spp.) e Hirundinidae (3 spp.). Para as espécies da família Cathartidae foi observado o uso do habitat florestal como sítio de nidificação (Figura 5), ou como local de pouso para descanso e pernoite (Figura 6). Espécies da família Hirundinidae foram observadas repousando em galhos emergentes ou forrageando no ar sobre o dossel das matas. Taperuçus e andorinhões (Apodidae) foram observados forrageando no espaço aéreo acima do dossel das matas, especialmente nas áreas florestais próximas de paredões rochosos. Como não utilizam os ambientes florestais, as espécies da família Apodidae foram excluídas das análises estatísticas.

Figura 4 – Machos de *Trogon surrucura aurantius* (A) e *Trogon surrucura surrucura* (B) fotografados em janeiro de 2019 na localidade conhecida como Mata Triste (P24), município de Minduri.



Fonte: Do autor (2020).

Figura 5 – Ninho de urubu (*Coragyps atratus*) no interior de uma Floresta Estacional Semidecidual Montana no campus da UFLA (P1). Outubro de 2018.



Fonte: Do autor (2020).

Figura 6 – Urubu-de-cabeça-vermelha (*Cathartes aura*) no dossel de uma Floresta Estacional Semidecidual Montana no campus do IFET Barbacena (P10). Dezembro de 2018.



Fonte: Do autor (2020).

Entre 77% e 87% da riqueza esperada para cada paisagem, com base na média estimada pelos estimadores Jackknife de primeira ordem e Bootstrap, foi registrada com o esforço amostral empregado (APÊNDICE B, Tabela S2). A eficiência média foi de 83%. De forma geral, as curvas de acumulação de espécies geradas para cada paisagem apresentaram tendência à estabilização (APÊNDICE B, Figura S2), embora não tenham alcançado a assíntota. Considera-se, com base nestes resultados, que a amostragem foi satisfatória, tendo sido acessada uma parcela bastante representativa das espécies que compõem as comunidades de aves nas paisagens amostradas.

#### 4.2 Efeito das variáveis ambientais sobre a riqueza de espécies

As variáveis quantidade de habitat (em todas as escalas), percentual de área nuclear (para as escalas de 2.000 e 3.000m) e área do fragmento central apresentaram influência positiva estatisticamente significativa para a riqueza de espécies (APÊNDICE C, Tabela S3). Para as variáveis percentual de área nuclear e quantidade de habitat, a escala espacial mais adequada para a avaliação dos efeitos, com base no critério de seleção adotado (maior valor de  $R^2$ ), foi a de 3.000m.

Os resultados do teste de correlação de Pearson (Tabela 1) demonstraram que as variáveis quantidade de habitat, percentagem de área nuclear e área do fragmento focal estão fortemente correlacionadas, sendo que entre a quantidade de habitat e a percentagem de área nuclear há uma correlação positiva quase perfeita ( $r = 0,963$ ;  $P = 1,507E-017$ ).

Tabela 1 – Resultados da correlação de Pearson para as variáveis ambientais quantidade de habitat, percentagem de área nuclear de habitat e área do fragmento focal.

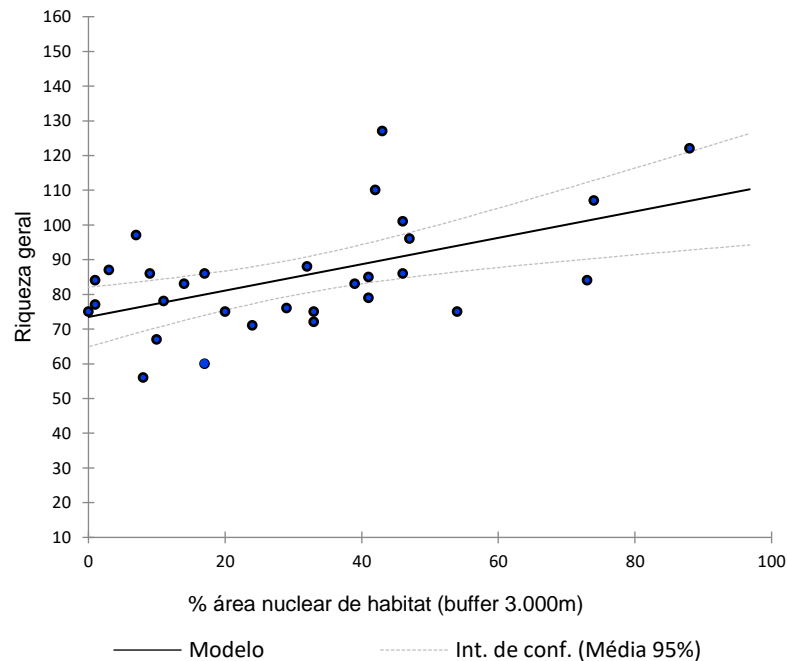
Variáveis	r	P-valor
Quantidade habitat (3.000m) / % área nuclear (3.000m)	0,963	1,51E-17
Quantidade habitat (3.000m) / área fragmento focal	0,759	1,19E-6
% área nuclear (3.000m) / área fragmento focal	0,772	5,81E-7

Fonte: Do autor (2020).

Para a escolha do modelo que melhor explica a variabilidade na riqueza geral de espécies, foi selecionada a escala espacial de efeito de 3.000m para as variáveis quantidade de habitat e percentual de área nuclear, incluindo-se também as demais variáveis na regressão. A única variável mantida no modelo escolhido (APÊNDICE C, Tabela S4, Figura 7) foi o percentual de área nuclear, que explica 27% da variabilidade observada na riqueza geral de espécies ( $F = 11,66$ ).



Figura 7 – Diagrama de dispersão para o modelo de regressão linear de riqueza total de espécies por percentual de área nuclear de habitat ( $R^2$  ajustado = 0,27,  $P = 0,002$ ). Equação:  $y = 0,37598684x + 72,849462$ .

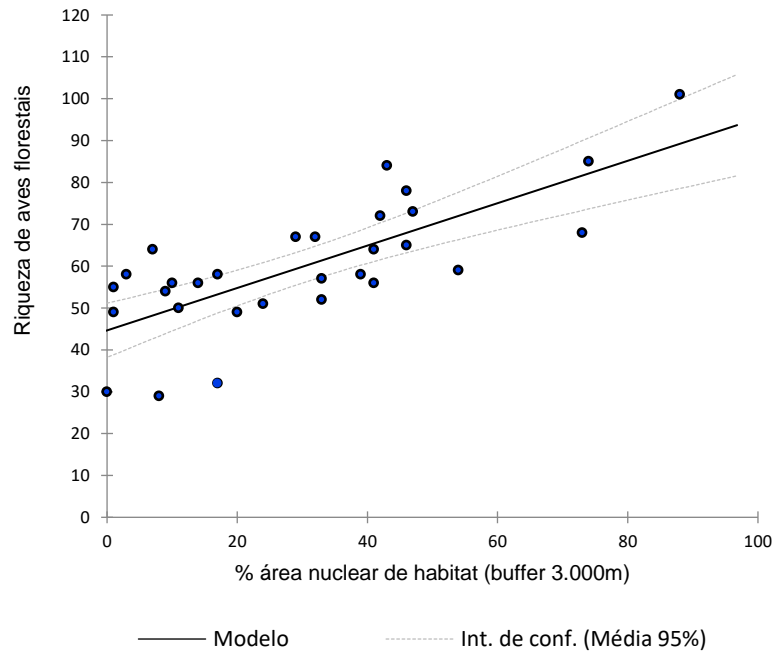


Fonte: Do autor (2020).

Quando avaliadas somente as aves exclusivas de ambientes florestais, todas as variáveis, com exceção da conectividade estrutural, passaram a exercer influência significativa sobre a riqueza deste grupo em particular (APÊNDICE C, Tabela S5). As variáveis quantidade de habitat e percentual de área nuclear de habitat apresentaram efeito estatisticamente significativo sobre a variabilidade na riqueza de espécies florestais obrigatórias em todas as escalas espaciais avaliadas. A escala espacial que se mostrou mais adequada para avaliar os efeitos de ambas as variáveis, foi a de 3.000m.

Como as variáveis quantidade de habitat ( $R^2 = 0,56$ ) e percentagem de área nuclear de habitat ( $R^2 = 0,57$ ) apresentaram alto grau de colinearidade, para a seleção do melhor modelo a primeira variável foi excluída, por apresentar o menor valor explicativo. De acordo com o melhor modelo escolhido (APÊNDICE C, Tabela S6, Figura 8), 55% da variação na riqueza de espécies florestais obrigatórias foi explicada apenas percentagem de área nuclear de habitat presente na paisagem ( $F = 36,50$ ).

Figura 8 – Diagrama de dispersão para o modelo de regressão linear múltipla de riqueza de espécies florestais por percentual de área nuclear de habitat ( $R^2$  ajustado = 0,55,  $P < 0,0001$ ). Equação:  $y = 44,6532087 + 0,5065379x$ .



Fonte: Do autor (2020).

#### 4.3 Efeito das variáveis ambientais sobre a composição de espécies

Quando considerada a composição geral de espécies, todas as variáveis tiveram contribuição estatisticamente significativa em todas as escalas (quando aplicável) para a similaridade na composição das comunidades de aves (APÊNDICE C, Tabela S7). Para a quantidade de habitat e para o percentual de área nuclear de habitat a escala que apresentou os maiores efeitos foi a de 3.000m, explicando, respectivamente, uma proporção de 16% ( $P = 0,001$ ) e 13% ( $P = 0,001$ ) da variação.

De acordo com o melhor modelo selecionado (Tabela 2), a variação na composição geral de espécies pode ser explicada pela combinação de três variáveis: quantidade de habitat disponível na paisagem, com uma proporção explicada de 7% ( $P = 0,001$ ), conectividade estrutural (prop. = 5%,  $P = 0,003$ ) e altitude (prop. = 17%,  $P = 0,001$ ). Juntas, as três variáveis explicam 29% da variação observada na composição geral de espécies.

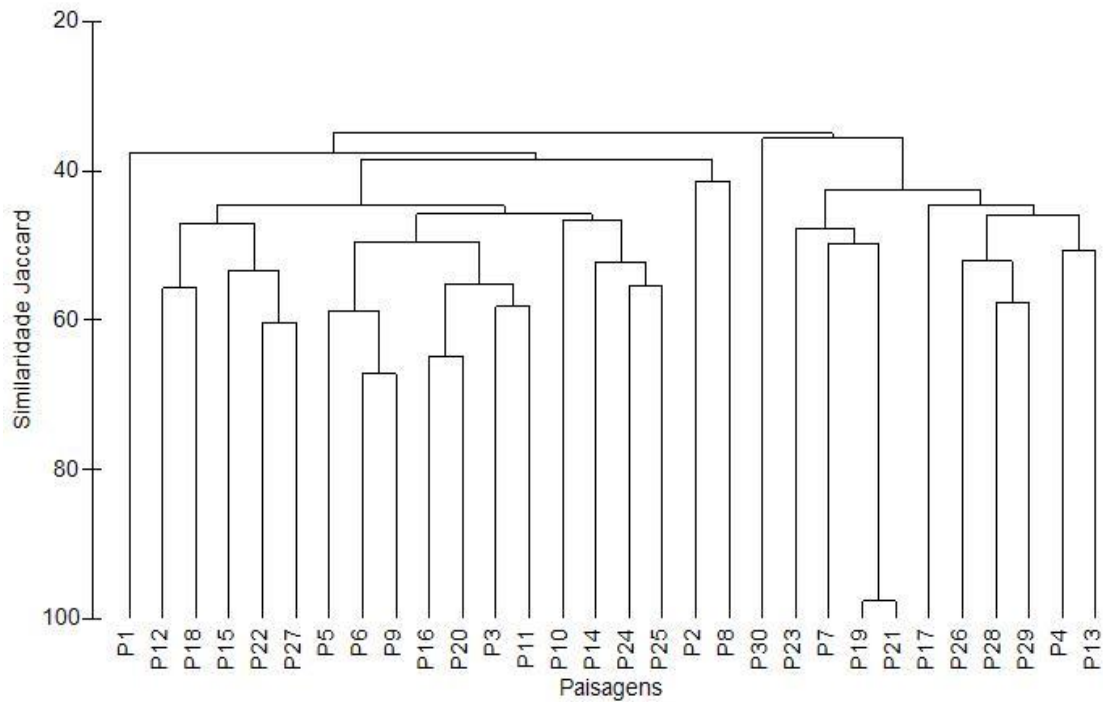
Tabela 2 - Teste sequencial do modelo linear baseado em distância (DistLM) selecionado para a composição geral de espécies.

Variável (escala)	AIC	SS(trace)	Psd-F	P	Prop.	Cumul	res. df
+Altitude	223,04	8846,4	5,57	0,001	0,166	0,166	28
+quantidade de habitat (3.000m)	222,32	3864,7	2,57	0,001	0,072	0,238	27
+conect. estrutural	222,24	2712,1	1,86	0,003	0,051	0,289	26

Fonte: Do autor (2020).

A análise de agrupamento (*Cluster*) baseada na similaridade de Jaccard revelou a formação de três grupos principais de paisagens e o isolamento das paisagens P1 e P30 no que se refere à composição geral de espécies das comunidades (Figura 9).

Figura 9 – Análise de agrupamento baseada em matriz de similaridade de Jaccard para as 30 paisagens avaliadas em relação a composição de espécies das suas comunidades de aves.



Fonte: Do autor (2020).

Quando consideradas apenas as aves especialistas em ambientes florestais, todas as variáveis ambientais tiveram contribuição estatisticamente significativa para a variação na composição de espécies da comunidade (APÊNDICE C, Tabela S8). Para as variáveis quantidade de habitat e percentual de área nuclear de habitat a escala de maior efeito foi a de 3.000m, explicando uma proporção de 19% ( $P = 0,001$ ) e 16% ( $P = 0,001$ ) da variação para cada variável respectivamente.

De acordo com o melhor modelo (Tabela 3), a variação observada na composição de aves especialistas em ambientes florestais foi melhor explicada pela quantidade de habitat disponível na paisagem (prop. = 8%,  $P = 0,001$ ) e pela altitude (prop. = 21%,  $P = 0,001$ ). As duas variáveis juntas explicaram 29% da variação observada.

Tabela 3 - Teste sequencial do modelo linear baseado em distância (DistLM) para composição de espécies exclusivas de ambientes florestais.

Variável (escala)	AIC	SS(trace)	Psd-F	P	Prop.	Cumul.	res. df
+Altitude	219,98	10510	7,327	0,001	0,207	0,207	28
+quantidade de habitat (3.000m)	218,75	4100,4	3,070	0,001	0,081	0,288	27

Fonte: Do autor (2020).

#### 4.4 Efeito das variáveis ambientais sobre táxons endêmicos da Mata Atlântica

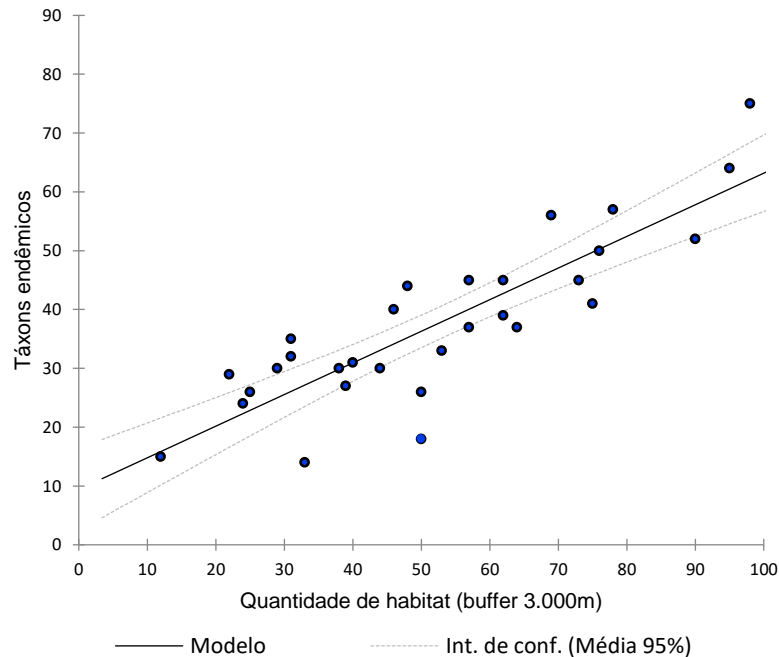
Dos 272 táxons registrados neste estudo, 108 são endêmicos e 18 são quase endêmicos da Mata Atlântica (APÊNDICE B, tabela S1), o que representa cerca de 31% dos táxons endêmicos do bioma. Dos táxons endêmicos, 79 são espécies monotípicas e 29 são subespécies. Dos 18 táxons quase endêmicos, 11 são espécies monotípicas e 7 são subespécies.

A variação na riqueza de táxons endêmicos sofreu influência estatisticamente significativa de todas as variáveis ambientais testadas, com exceção da conectividade estrutural (APÊNDICE C, Tabela S9). A escala de maior efeito para a quantidade de habitat ( $R^2 = 0,74$ ,  $P = 0,0001$ ) e para a percentagem de área nuclear de habitat ( $R^2 = 0,71$ ,  $P = 0,0001$ ) foi a de 3.000m.

Apenas uma variável foi mantida no modelo que melhor explica a variação na riqueza de táxons endêmicos (APÊNDICE C, Tabela S10, Figura 10), a quantidade de habitat disponível na paisagem, que explica sozinha 73% da variação observada ( $F = 79,13$ ).



Figura 10 – Diagrama de dispersão para o modelo de regressão linear múltipla de riqueza de táxons endêmicos da Mata Atlântica pelos pela quantidade de habitat ( $R^2$  ajustado = 0,73,  $P < 0,0001$ ). Equação:  $y = 9,409105 + 0,537700x$ .



Fonte: Do autor (2020).

Quando avaliada a proporção de táxons endêmicos nas comunidades das paisagens, todas as variáveis, com exceção da conectividade estrutural, exerceram influência estatisticamente significativa na variação observada (APÊNDICE C, Tabela S11). As escalas de maior efeito para as variáveis quantidade de habitat e porcentagem de área nuclear de habitat foram as de 2.000m ( $R^2 = 0,68$ ,  $P < 0,0001$ ) e de 3.000m ( $R^2 = 0,59$ ,  $P < 0,0001$ ), respectivamente. A variação na proporção de táxons endêmicos nas comunidades foi melhor explicada pela quantidade de habitat disponível na paisagem e pela conectividade funcional (Tabela 4). As duas variáveis juntas explicam 72% da variação observada ( $F = 37,89$ ,  $P < 0,0001$ ).

Tabela 4 - Resumo da seleção dos três melhores modelos para explicar a variabilidade na proporção de espécies endêmicas nas comunidades de aves.

Nº var.	Variáveis (escala)	$R^2$	$R^2$ adj.	AIC
1	Quant. habitat (2.000m)	0,677	0,666	-160,591
2*	Quant. habitat (2.000m) / conect. funcional	0,737	0,718	-164,780
3	Altitude / quant. habitat (2.000m) / conect. funcional	0,747	0,718	-163,901

\*Modelo selecionado ( $F = 37,89$ ,  $P < 0,0001$ ). Fonte: Do autor (2020).

#### 4.5 Efeito das variáveis ambientais na estruturação dos grupos funcionais

Quando avaliadas separadamente, apenas as variáveis conectividade estrutural (prop. = 18%, P = 0,001), conectividade funcional (prop. = 11%, P = 0,034) e altitude (prop. = 13%, P = 0,008) tiveram alguma influência estatisticamente significativa na estruturação dos grupos funcionais (APÊNDICE C, tabela S12). De acordo com o critério de seleção adotado, o modelo que melhor explica a variação observada na estruturação dos grupos funcionais (Tabelas 5 e 6) nas comunidades de cada paisagem inclui as variáveis quantidade de habitat para a escala de 1.000m (prop. = 5%, P = 0,11), altitude (prop. = 5%, P = 0,14) e percentual de área nuclear de habitat para a escala de 3.000m (prop. = 8%, P = 0,036). Juntas estas três variáveis explicaram 33% da variação observada, mas duas delas não foram estatisticamente significativas para o modelo (quantidade de habitat e altitude), sugerindo que a inclusão delas não acrescentou poder de explicação.

Tabela 5 - Teste sequencial do modelo linear baseado em distância (DistLM) selecionado para a estrutura dos grupos funcionais em cada paisagem.

Variável (escala)	AIC	SS(trace)	Psd-F	P	Prop.	Cumul.	res. df
+conect. estrutural	94,308	131,34	6,041	0,002	0,177	0,177	28
+quantidade de habitat (1.000m)	94,243	40,488	1,924	0,11	0,055	0,232	27
+% área nuclear (3.000m)	92,735	62,709	3,225	0,036	0,085	0,317	26
+Altitude	92,549	35,537	1,890	0,143	0,048	0,365	25
-conect. estrutural	92,301	28,264	1,503	0,214	0,038	0,327	26

Fonte: Do autor (2020).

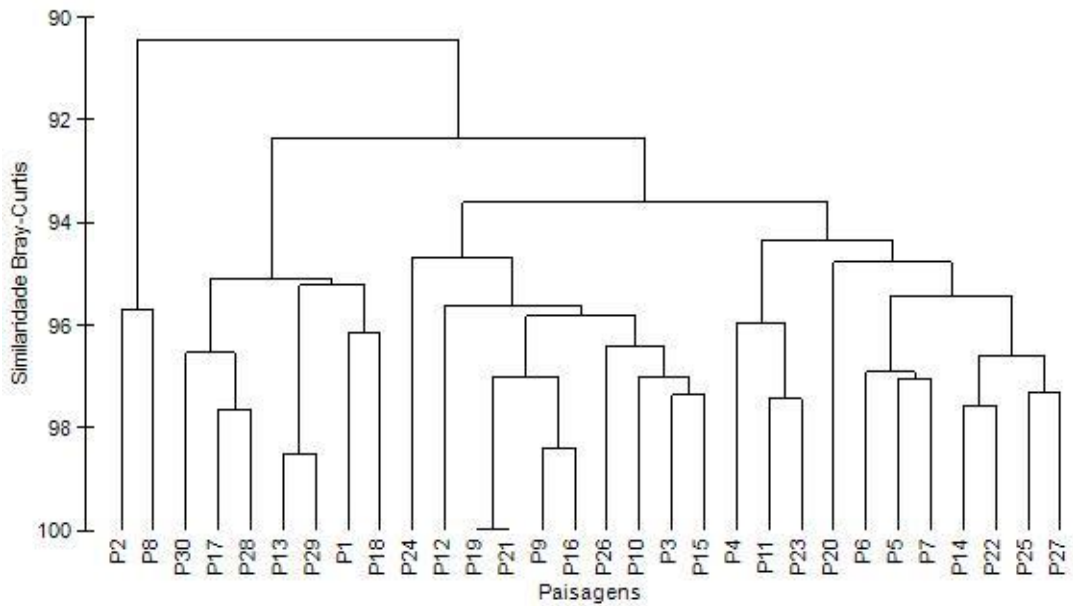
Tabela 6 – Seleção do melhor modelo linear baseado em distância para a estrutura dos grupos funcionais.

AIC	R <sup>2</sup>	RSS	N° var.	Variáveis selecionadas (escala)
92,301	0,327	498,31	3	Quant. de habitat (1.000m) + altitude + % de área nuclear (3.000m)

Fonte: Do autor (2020).

As diferenças entre as comunidades de aves de cada paisagem, no que se refere à estrutura dos grupos funcionais, foram muito pequenas, conforme é possível observar no dendrograma da Figura 11 que agrupa paisagens similares neste aspecto. Nota-se que o índice de similaridade entre todas as paisagens fica acima de 90%.

Figura 11 – Análise de agrupamento baseada em matriz de similaridade de Bray-Curtis para as 30 paisagens avaliadas em relação a estrutura dos grupos funcionais.



Fonte: Do autor (2020).

Para uma investigação mais acurada, os efeitos das variáveis ambientais sobre a riqueza de espécies foram avaliados para cada grupo funcional separadamente dentro das comunidades de aves.

A riqueza de espécies dentro do grupo dos dispersores de sementes teve influência estatisticamente significativa de todas as variáveis ambientais testadas, exceto para a escala espacial (quando aplicável) de 1.000m (APÊNDICE C, Tabela S13). A escala de maior efeito foi a de 3.000m para a quantidade de habitat ( $R^2 = 0,28$ ,  $P = 0,003$ ) e para a percentagem de área nuclear de habitat ( $R^2 = 0,26$ ,  $P = 0,004$ ). Com base no melhor modelo selecionado (Tabela 7), a variação na riqueza de aves dispersoras de sementes foi explicada pelo tamanho da área do fragmento focal e pela conectividade estrutural. As duas variáveis juntas explicaram 37% da variação observada na riqueza de dispersores de sementes ( $F = 9,54$ ,  $P = 0,001$ ).

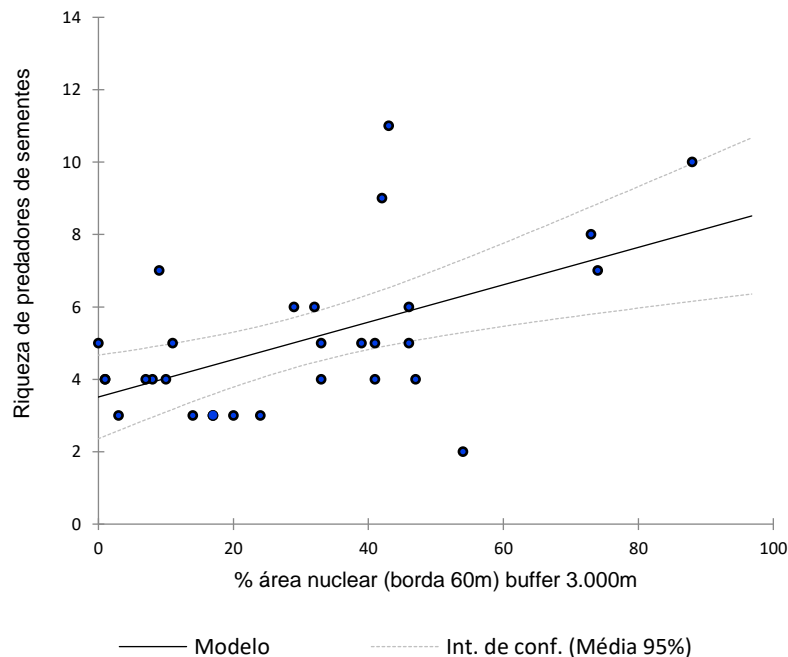
Tabela 7 - Resumo da seleção dos três melhores modelos para explicar a variabilidade na riqueza de dispersores de sementes.

Nº var.	Variáveis (escala)	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> adj.	AIC
1	Quantidade de habitat (3.000m)	0,281	0,255	101,245
<b>2*</b>	Área frag. focal / conect. estrutural	0,414	<b>0,371</b>	<b>97,105</b>
3	Área frag. focal / conect. estrutural / conect. funcional	0,426	0,360	98,498

\*Modelo selecionado ( $F = 9,540$ ,  $P = 0,001$ ). Fonte: Do autor (2020).

Para a riqueza dentro do grupo dos predadores de sementes, as variáveis ambientais que tiveram influência estatisticamente significativa foram a quantidade de habitat (nas escalas de 2.000 e 3.000m), a percentagem de área nuclear de habitat (nas escalas de 2.000 e 3.000m) e o tamanho da área do fragmento focal (APÊNDICE C, Tabela S14). A escala espacial de 3.000m foi a que apresentou o maior efeito para a quantidade de habitat ( $R^2 = 0,25$ ,  $P = 0,005$ ) e para a percentagem de área nuclear de habitat ( $R^2 = 0,30$ ,  $P = 0,002$ ). De acordo com o melhor modelo selecionado (Tabela S15, Figura 12), a percentagem de área nuclear de habitat explica sozinha a variação observada na riqueza de espécies predadoras de sementes ( $R^2$  ajustado = 0,27).

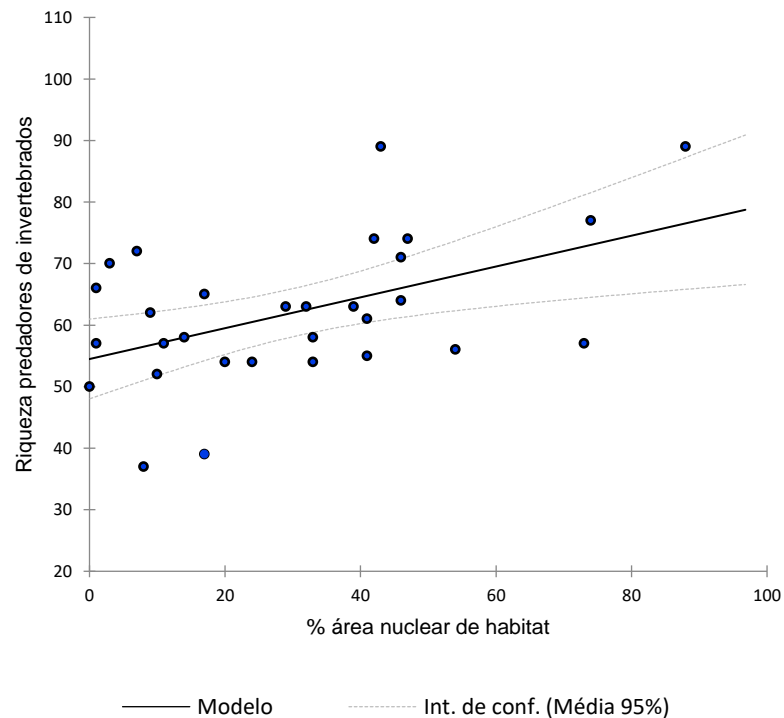
Figura 12 – Diagrama de dispersão para o modelo de regressão linear de riqueza de predadores de sementes por percentual de área nuclear ( $F = 11,94$ ,  $P = 0,002$ ). Equação:  $y = 3,5114405 + 0,0516686x$ .



Fonte: Do autor (2020).

A riqueza de aves predadoras de invertebrados foi influenciada pela quantidade de habitat disponível na paisagem (em todas as escalas), pela percentagem de área nuclear de habitat (nas escalas de 2.000 e 3.000m) e pelo tamanho da área do fragmento focal ( $R^2 = 0,14$ ,  $P = 0,040$ ) (APÊNDICE C, Tabela S16). As escalas de maior efeito foram a de 2.000m para a quantidade de habitat ( $R^2 = 0,21$ ,  $P = 0,011$ ) e a de 3.000m para a percentagem de área nuclear ( $R^2 = 0,23$ ,  $P = 0,007$ ). Esta última variável explica sozinha 21% da variação observada na riqueza de espécies predadoras de invertebrados (APÊNDICE C, Tabela S17, Figura 13).

Figura 13 – Diagrama de dispersão para o modelo de regressão linear de riqueza de predadores de invertebrados por percentual de área nuclear ( $R^2$  ajustado = 0,21,  $F = 8,46$ ,  $P = 0,007$ ). Equação:  $y = 53,7615069 + 0,2449111x$ .



Fonte: Do autor (2020).

Tiveram influência estatisticamente significativa na riqueza de espécies saneadoras do ambiente (necrófagas) as variáveis quantidade de habitat na paisagem (para as escalas de 2.000 e 3.000m), percentagem de área nuclear de habitat (apenas para a escala de 3.000m) e área do fragmento focal ( $R^2 = 0,28$ ,  $P = 0,003$ ) (APÊNDICE C, Tabela S18). A variação na riqueza de espécies saneadoras foi explicada apenas por uma relação negativa com o tamanho da área do fragmento focal (Tabela 8).

Tabela 8 - Resumo da seleção dos três melhores modelos para explicar a variabilidade na riqueza de saneadores do ambiente.

Nº var.	Variáveis (escala)	$R^2$	$R^2$ adj.	AIC
1*	Área frag. focal	0,278	<b>0,253</b>	<b>-2,594</b>
2	Área frag. focal / conect. estrutural	0,279	0,226	-0,637
3	Quant. habitat (3.000m) / área frag. focal / conect. estrutural	0,283	0,200	1,212

\*Modelo selecionado ( $F = 10,80$ ,  $P = 0,003$ ). Fonte: Do autor (2020).

Não foi observada influência significativa de nenhuma variável ambiental na variação na riqueza de espécies dos grupos funcionais predadores de vertebrados e polinizadores

(APÊNDICE C, Tabelas S19 e S20). A variação observada na riqueza de espécies destes dois grupos funcionais não pode ser explicada por nenhuma das variáveis avaliadas neste estudo.

#### 4.6 Espécies ameaçadas e registros notáveis

Três espécies registradas na área de estudo são ameaçadas de extinção em âmbito nacional (ICMBIO/IBAMA, 2018), todas incluídas na categoria “vulnerável”. São elas o papagaio-de-peito-roxo (*Amazona vinacea*), o papa-moscas-estrela (*Hemitriccus furcatus*) e o pixoxó (*Sporophila frontalis*). Todas as três espécies também correm risco de extinção em âmbito global (IUCN, 2020), sendo que o papagaio-de-peito-roxo é elevado à categoria “ameaçado” nesse âmbito. Outra espécie, o caneleirinho-de-chapéu-preto (*Piprites pileata*) também corre risco de extinção em âmbito global (categoria “vulnerável” – IUCN, 2020), embora não figure na lista vermelha nacional. Das espécies registradas nas 29 paisagens dentro do estado de Minas Gerais, oito correm risco de extinção em âmbito estadual (COPAM, 2010), das quais três são categorizadas como “vulneráveis” (*Amazona vinacea*, *Dryophila genei*, *Phibalura flavirostris*), quatro como “ameaçadas” (*Spizaetus tyrannus*, *Pionopsitta pileata*, *Piprites pileata*, *Sporophila frontalis*) e uma com “criticamente ameaçada” (*Grallaria varia*). Somadas, as aves ameaçadas de extinção em algum âmbito encontradas neste estudo totalizam nove espécies. Com exceção do papa-moscas estrela, encontrado apenas na parte baixa do PARNA Itatiaia (Itatiaia RJ), onde é relativamente comum, todas as outras oito espécies foram encontradas em municípios de Minas Gerais. Estes registros são detalhados a seguir.

Gavião-pega-macaco *Spizaetus tyrannus*. Este grande rapinante florestal, ameaçado no estado de Minas Gerais (COMPAM, 2010), foi registrado em seis das 30 paisagens amostradas (P12, P19, P24, P26, P28, P29), das quais apenas uma (P24) não é contemplada por Unidades de Conservação. Indivíduos solitários ou aos pares foram observados em diversas ocasiões circulando sobre o dossel da floresta na região da “Mata Triste” em Minduri (P24) entre os dias 10 e 11 de janeiro de 2019 (Figura 14). A espécie já foi registrada nesta área em outras ocasiões (Lombardi et al., 2012). Dois indivíduos foram observados sobre o dossel da mata ombrófila no município de Bocaina de Minas (P19 – APA Mantiqueira) por volta das 8h do dia 9 de março de 2019. Por volta das 9h do dia 3 de fevereiro de 2019 um indivíduo foi observado circulando sobre o dossel da “mata da casa rosa” (P12 – APA Mantiqueira), no município de Piranguçu. Um indivíduo foi observado no dossel da mata do Picu (P26 – MONA Picu) na manhã do dia 21 de janeiro de 2019. A vocalização típica da espécie foi ouvida partindo do dossel da mata

em uma área de floresta ombrófila limítrofe ao PARNA Itatiaia em Itamonte (P28 – APA Mantiqueira) por volta das 16h do dia 15 de janeiro de 2019. Um indivíduo foi observado circulando o dossel da mata ombrófila da parte alta do PARNA Itatiaia (P29) por volta das 8h do dia 19 de janeiro de 2019.

Figura 14 – Gavião-pega-macaco (*Spizaetus tyrannus*) sobrevoando o dossel de uma Floresta Estacional Semidecidual Montana no município de Minduri (P24). Janeiro de 2019.



Fonte: Do autor (2020).

Papagaio-de-peito-roxo *Amazona vinacea*. Pelo menos dois indivíduos foram observados no dossel da mata em área particular de floresta ombrófila com presença de *Araucaria angustifolia* no município de Delfim Moreira (P13 – APA Mantiqueira) por volta das 17h (horário brasileiro de verão) do dia 29 de dezembro de 2018. Embora tenha sido o único registro efetuado durante as amostragens, esta espécie tem registros confirmados para pelo menos outras duas outras localidades abrangidas neste estudo, a parte alta do PARNA Itatiaia em Itamonte (GAERTNER, 2016) e a área da Mata Triste, no município de Minduri (LOMBARDI et al., 2012).

Cuiú-cuiú *Pionopsitta pileata*. Este pequeno psitacídeo ameaçado de extinção no estado de Minas Gerais (COPAM, 2010) foi encontrado em paisagens de três municípios mineiros (P13, P17, P28) e na parte baixa do PARNA Itatiaia (P30) no estado do Rio de Janeiro. Em

todos os casos foram observados aos pares no dossel das matas, denunciando sua presença através de sua vocalização ao levantar voo, tendo permanecido inconspícuos até então. No município de Delfim Moreira (P13 – APA Mantiqueira) a espécie foi registrada diversas vezes entre os dias 29 e 31 de dezembro de 2018. No município de Piranguçu a espécie foi observada na “mata da represa” (P17 – APA Mantiqueira) na manhã do dia 31 de janeiro de 2019. No município de Itamonte a espécie foi registrada em área de floresta ombrófila (P28) nos limites do PARNA Itatiaia no dia 16 de janeiro de 2019.

Choquinha-da-serra *Drymophila genei*. Esta espécie ameaçada em Minas Gerais (COPAM, 2010) só foi encontrada em duas paisagens, ambas no município de Itamonte (P28 – APA Mantiqueira, P29 – PARNA Itatiaia parte alta), entre os dias 17 e 19 de janeiro de 2019. Embora seja relativamente abundante nas florestas do município (LOMBARDI et al., 2012), *D. genei* parece ser restrita a altitudes acima dos 1.600m, sendo substituída localmente por *D. malura* nas florestas menos elevadas (observação pessoal).

Tovacuçu *Grallaria varia*. Esta inconspícua ave terrícola criticamente ameaçada no estado de Minas Gerais (COPAM, 2010) foi registrada apenas nos municípios de Delfim Moreira e Itamonte. A vocalização grave e inconfundível da espécie foi frequentemente ouvida partindo de um trecho de taquaral na floresta ombrófila, sempre nas primeiras horas da manhã, durante as amostragens realizadas na paisagem P13 (APA Mantiqueira – Delfim Moreira) entre os dias 30 e 31 de dezembro de 2018. Na paisagem P4 (APA Mantiqueira), também no município de Delfim Moreira, a espécie foi registrada uma única vez, tendo sua vocalização sido ouvida no dia 2 de janeiro de 2019. Em Itamonte a espécie foi registrada na mata do Monumento Nacional da Pedra do Picu (P26) nas primeiras horas da manhã do dia 21 de janeiro e na paisagem P28 (APA Mantiqueira) em duas ocasiões entre os dias 16 e 17 de janeiro de 2019.

Tesourinha-da-mata *Phibalura flavirostris*. Um indivíduo da espécie foi observado no final da tarde do dia 18 de janeiro de 2019 se deslocando pelo dossel da mata ombrófila na parte alta do PARNA Itatiaia (P29). A espécie, que é considerada ameaçada em Minas Gerais (COPAM, 2010) e quase ameaçada em âmbito global (IUCN, 2020), não foi registrada em nenhuma outra localidade durante este estudo.

Caneleirinho-de-chapéu-preto *Piprites pileata*. Esta pequena espécie, ameaçada em âmbito estadual (COPAM, 2010) e global (IUCN, 2020), foi encontrada em cinco paisagens



distribuídas por três municípios mineiros, Piranguçu, Bocaina de Minas e Itamonte. No município de Piranguçu a espécie foi registrada diversas vezes em trechos de floresta ombrófila na “mata da represa” (P17 – APA Mantiqueira) entre os dias 30 e 31 de janeiro e (Figura 15) na “mata do morro grande” (P18 – APA Mantiqueira) entre 1 e 2 de fevereiro de 2019. Em Bocaina de Minas um casal foi observado forrageando no dossel da floresta ombrófila (P19 – APA Mantiqueira) na tarde do dia 8 de março de 2019. No município de Itamonte indivíduos foram observados em diversas ocasiões no dossel da floresta ombrófila em trecho limítrofe com o PARNA Itatiaia (P28 – APA Mantiqueira) e na parte alta do parque (P29) entre os dias 15 e 18 de janeiro de 2019.

Figura 15 – Caneleirinho-de-chapéu-preto (*Piprites pileata*) no dossel de uma Floresta Ombrófila Montana no município de Piranguçu (P17). Janeiro de 2019.



Fonte: Do autor (2020).

Pixoxó *Sporophila frontalis*. Esta espécie foi registrada em cinco das 30 paisagens amostradas (P13, P19, P24, P29, P30), das quais apenas uma (P24) não é contemplada por Unidades de Conservação. Por volta das 7:30h (horário brasileiro de verão) do dia 12 de janeiro de 2019 a conspícua vocalização da espécie foi ouvida e gravada em um trecho da parte alta da Mata Triste (P24), no município de Minduri. A vocalização da espécie foi ouvida em um trecho de mata ombrófila com presença de taquarais no município de Delfim Moreira (P13 – APA Mantiqueira) por volta das 6:30h (horário brasileiro de verão) do dia 31 de dezembro de 2018. Nas primeiras horas da manhã do dia 9 de março de 2019 a vocalização da espécie foi ouvida

em trecho de floresta ombrófila no município de Bocaina de Minas (P19 – APA Mantiqueira). Um pequeno bando de *S. frontalis* foi registrado na parte alta do PARNA Itatiaia (P29 – município de Itamonte) na manhã do dia 18 de janeiro de 2019, tendo sido ouvidas vocalizações dos indivíduos em um trecho de mata ombrófila localizado a cerca de 2.080m de altitude. A vocalização de pelo menos um indivíduo foi ouvida nas manhãs dos dias 25 e 26 de janeiro de 2019 em um trecho de taquarais na mata ombrófila da parte baixa do PARNA Itatiaia (P30).

Além das já citadas, pelo menos outras 14 espécies registradas neste estudo são consideradas de interesse conservacionista por estarem em situação de “quase ameaça” em âmbito global (IUCN, 2020): *Strix hylophila*, *Malacoptila striata*, *Primolius maracana*, *Aratinga auricapillus*, *Dysithamnus stictothorax*, *Drymophila ochropyga*, *Merulaxis ater*, *Eleoscytalopus indigoticus*, *Leptasthenura setaria*, *Lipaugus ater*, *Phylloscartes eximius*, *Phylloscartes difficilis*, *Phyllomyias griseocapilla* e *Orchesticus abeillei*.

Três dessas espécies só foram encontradas na parte baixa do PARNA Itatiaia (P30), no estado do Rio de Janeiro (*D. stictothorax*, *M. ater*, *O. abeillei*). A saudade (*L. ater*) só foi encontrada na parte alta do PARNA Itatiaia (P29), no município mineiro de Itamonte. A corujalistrada (*S. hylophila*) foi encontrada apenas nos municípios de Piranguçu (P17 – APA Mantiqueira) e Itamonte (P23 – RPPN Alto-montana). O macuquinho (*E. indigoticus*) foi encontrado nos municípios de Santa Rita do Sapucaí (P15 – área particular), Pouso Alegre (P22 – REBIO de Pouso Alegre) e Minduri (P24 e P25 – Mata Triste, Figura 16). O estalinho (*P. difficilis*) foi encontrado apenas nos municípios de Delfim Moreira (P4 – APA Mantiqueira), Piranguçu (P17 – APA Mantiqueira) e Itamonte (P28 – APA Mantiqueira, P29 – PARNA Itatiaia). O barbudinho (*P. eximius*) foi encontrado em nove paisagens distribuídas pelos municípios de Madre de Deus (P3 – área particular, Figura 17), Ingaí (P5 – área particular), Luminárias (P6 e P14 – áreas particulares), Lima Duarte (P7 – PE do Ibitipoca), Lavras (P9 – Poço Bonito, área particular), Conceição dos Ouros (P20 – Mata da Bexiga, área particular) e Minduri (P24 e P25 – Mata Triste, área particular). O grimpeiro (*L. setaria*) foi encontrado nos municípios de Delfim Moreira (P4 e P13 – APA Mantiqueira), Piranguçu (P17 e P18 – APA Mantiqueira) e Itamonte (P28 – APA Mantiqueira). A choquinha-de-dorso-vermelho (*D. ochropyga*) foi encontrada no PE do Ibitipoca (P7), no município de Santa Rita do Sapucaí (P15 – área particular), na REBIO de Pouso Alegre (P22), no município de Minduri (P25 – Mata Triste) e na parte baixa do PARNA Itatiaia (P30). O piolhinho-serrano (*P. griseocapilla*) foi encontrado em onze paisagens distribuídas pelos municípios de Delfim Moreira (P4 e P13 – APA Mantiqueira, Figura 18), Lima Duarte (P7 – PE do Ibitipoca), Barbacena (P10 – mata do IFET), Piranguçu (P17 – APA Mantiqueira), Bocaina de Minas (P19 – APA Mantiqueira),

Itamonte (P23 – RPPN Alto-montana, P26 – MONA Picu, P28 – APA Mantiqueira, P29 – PARNA Itatiaia parte alta) e Itatiaia (P30 – PARNA Itatiaia parte baixa). O barbudo-rajado (*M. striata*) foi registrado em nove paisagens distribuídas pelos municípios de Luminárias (P6 – área particular), Lavras (P9 – Poço Bonito), Itajubá (P11 – RPPN Terras do Morro Grande), Piranguçu (P12 e P17 – APA Mantiqueira), Conceição dos Ouros (P20 – Mata da Bexiga, área particular), Santa Rita do Sapucaí (P21 – REBIO de Santa Rita), Minduri (P25 – Mata Triste, área particular) e Pouso Alegre (P27 – Parque Municipal). A maracanã (*P. maracana*) foi encontrada em nove paisagens distribuídas pelos municípios de Lima Duarte (P7 – PE do Ibitipoca), Barbacena (P10 – mata do IFET), Luminárias (P14 – área particular), Bocaina de Minas (P19 – APA Mantiqueira), Minduri (P24 e P25 – Mata Triste, área particular), Itamonte (P26 – MONA Picu, P29 – PARNA Itatiaia parte alta) e Itatiaia (P30 – PARNA Itatiaia parte baixa). A jandaia-de-testa-vermelha (*A. auricapillus*) foi encontrada em quatro localidades, nos municípios de Lavras (P1 – matinha da UFLA), Ingaí (P5 – área particular), Santa Rita do Sapucaí (P15 – área particular) e Pouso Alegre (P22 – REBIO de Pouso Alegre).

Figura 16 – Macuquinho (*Eleoscytalopus indigoticus*) fotografado em uma Floresta Estacional Semidecidual Montana no município de Minduri (P24). Janeiro de 2019.



Fonte: Do autor (2020).



Figura 17 – Barbudinho (*Phylloscartes eximius*) no sub-bosque de uma Floresta Estacional Semidecidual Montana no município de Piranguçu (P17). Janeiro de 2019.



Fonte: Do autor (2020).

Figura 18 – Piolhinho-serrano (*Phyllomyias griseocapilla*) no dossel de uma Floresta Ombrófila Montana no município de Delfim Moreira (P13). Janeiro de 2019.



Fonte: Do autor (2020).

Além destes registros, outros são dignos de nota por tratar-se de espécies deficientes de dados de ocorrência, raras ou incomuns para a região deste estudo. Neste contexto, destaca-se o fruxu-do-cerradão (*Neopelma pallescens*), espécie de ocorrência incomum para a área de estudo, registrada no município de Ingaí (P5 - área particular, Figura 19), constituindo o primeiro registro desta espécie na região, e da tovacá-cantadora (*Chamaeza meruloides*), espécie com registros para poucas localidades no estado de Minas Gerais, encontrada na Mata da Bexiga (P20), no município de Conceição dos Ouros. Destaca-se ainda o registro do falcão-peregrino (*Falco peregrinus*), migrante setentrional que visita o Brasil entre os meses de outubro e abril (SICK, 1997), observado na região da Mata Triste (P24) em janeiro de 2019 (Figura 20).

Figura 19 – Fruxu-do-cerradão (*Neopelma pallescens*) no sub-bosque de uma Floresta Estacional Semidecidual Montana no município de Ingaí (P5). Dezembro de 2018.



Fonte: Do autor (2020).

Figura 20 – Falcão-peregrino (*Falco peregrinus*) sobrevoando o dossel da Floresta Estacional Semidecidual Montana na localidade conhecida como Mata Triste (P24), município de Minduri. Janeiro de 2019.



Fonte: Do autor (2020).

#### 4.7 Análises complementares

Os resultados dos testes de comparação das médias das variâncias para os grupos florestas (Estacional e Ombrófila) e áreas (UCs e particular), tendo a riqueza de espécies como variável dependente, demonstraram que as diferenças dentro de cada grupo não foram grandes o suficiente para influenciar de forma estatisticamente significativa os resultados da variável dependente. Para os grupos de florestas, cuja igualdade de variâncias não foi assumida no teste inicial (Equal Variance Test, Brown-Forsythe), optou-se pelo resultado do teste *t* de Welch ( $P = 0,063$ ), como recomendado por Ruxton (2006). A igualdade de variâncias foi assumida para os grupos das áreas e tanto o resultado do teste *t* de Student ( $P = 0,394$ ) quanto do teste *t* de Welch ( $P = 0,372$ ) indicaram não haver diferenças entre os grupos.

Os resultados do teste de Mantel, tendo como parâmetros o índice de similaridade de Jaccard para a matriz de presença e ausência de espécies e a distância Euclidiana para as coordenadas UTM dos pontos amostrais, indicaram que há correlação significativa ( $R = 0,2086$ ;  $P = 0,003$ ) entre a composição de espécies e a distribuição espacial das paisagens amostradas.



## 5 DISCUSSÃO

### 5.1 Riqueza de espécies

O número de espécies registradas em toda a área de abrangência deste estudo foi bastante relevante, levando-se em consideração que as amostragens foram realizadas apenas em ambientes florestais, representando aproximadamente 30% do total de espécies com ocorrência regular para toda a área do domínio fitogeográfico da Mata Atlântica (891 spp.; MOREIRA-LIMA, 2013). Dentre as espécies registradas, sete foram encontradas em todas as paisagens, cinco das quais são especialistas em ambientes florestais (*Thamnophilus caerulescens*, *Conopophaga lineata*, *Tolmomyias sulphurescens*, *Basileuterus culicivorus*, *Saltator similis*) e duas generalistas de habitat (*Tangara cayana*, *Dacnis cayana*). Sessenta e uma espécies só foram encontradas em uma única paisagem, 25 das quais apenas na paisagem P30 (PARNA Itatiaia parte baixa), evidenciando a peculiaridade da avifauna desta área em comparação com as demais, determinada por suas características florísticas e geomorfológicas particulares.

A maior riqueza de espécies foi observada nas paisagens P13 (APA Mantiqueira – Delfim Moreira, 127 spp.) e P30 (PARNA Itatiaia – Itatiaia, 122 spp.). A menor riqueza e diversidade de espécies foi observada nas paisagens P8 (Piranguçu MG, 56 spp.) e P2 (APA Mantiqueira – Bocaina de Minas, 60 spp.). A elevada riqueza de espécies observada na paisagem P30 (PARNA Itatiaia parte baixa) já era esperada, considerando que abriga uma proporção acima de 95% de floresta nativa (escala de 3.000m), além de constituir uma Unidade de Conservação de proteção integral. No entanto, não se esperava encontrar uma riqueza de espécies tão elevada na paisagem P13 (Delfim Moreira), dada a menor proporção de floresta nativa (69% na escala de 3.000m). Isso possivelmente está relacionado à composição da matriz na qual os fragmentos florestais estão inseridos. Nesta paisagem, os fragmentos de floresta nativa estão circundados por plantações de araucária (*Araucaria angustifolia*) ou por plantações abandonadas de eucalipto em meio as quais a vegetação nativa já se estabeleceu, além de apresentar uma proporção muito pequena de ambientes abertos. As florestas plantadas de araucária propiciam uma zona de amortecimento, possivelmente atuando como uma extensão do habitat florestal nativo, além de ser esta uma árvore nativa da região da qual parte da avifauna já se utiliza naturalmente (ex. *Leptasthenura setaria*, *Pionopsitta pileata*, *Amazona vinacea*).

## 5.2 Efeitos das variáveis ambientais sobre a riqueza e composição de espécies

Embora as duas variáveis ambientais mais influentes (quantidade de habitat e percentual de área nuclear de habitat) estejam fortemente correlacionadas ( $r = 0,963$ ;  $P = 1,507E-017$ ), elas trazem informações implícitas sobre requerimentos diferentes das espécies, de forma geral, em relação ao habitat. A maior suscetibilidade à diminuição da percentagem de área nuclear de habitat, variável que explica sozinha 27% da variação na riqueza, além da influência da perda de área física de floresta, incorpora também a sensibilidade ao efeito de borda. Desta forma, os efeitos combinados desta variável contribuem para reduzir o habitat disponível para as espécies em termos quantitativos e qualitativos. Embora alguns poucos estudos tenham investigado a influência da área nuclear de habitat nas populações de algumas espécies de aves campestres norte americanas (HERSE; WITH; BOYLE, 2018), em aves endêmicas e ameaçadas do Cerrado brasileiro (KANEGAE, 2009) e como um atributo na distribuição espacial dos remanescentes de Mata Atlântica (RIBEIRO et al., 2009), nenhum estudo até o momento avaliou os efeitos desta variável a nível de comunidades nas aves da Mata Atlântica.

Notou-se uma tendência de aumento na riqueza e da proporção de espécies generalistas de habitat à medida em que a percentagem de área nuclear de habitat na paisagem se reduzia. Contudo, o aumento na proporção dessas espécies não contribuiu para o aumento da riqueza geral de espécies. Uma possível explicação para isso, é que à medida em que o habitat florestal perde em área, tanto física quanto em termos de qualidade, aves mais especializadas tendem a desaparecer, persistindo apenas as menos exigentes. Estudos demonstram que quanto mais especializada é uma espécie, mais negativa é sua resposta espacial à fragmentação e perturbação da paisagem (DEVICTOR; JULLIARD; JIGUET, 2008). Em contrapartida, a fragmentação do habitat e o conseqüente aumento da proporção de borda propicia a ocupação dos ambientes florestais pelas espécies mais generalistas (CARRARA et al., 2015; MORANTE-FILHO et al., 2015; 2016) já presentes nas áreas degradadas do entorno. No entanto, a riqueza geral não aumentou possivelmente porque o número de espécies generalistas no entorno que poderiam ocupar esses ambientes remanescentes é limitado. A substituição de especialistas em floresta por espécies generalistas e mais adaptadas às perturbações é um padrão que já foi observado em outros estudos (BANKS-LEITE et al., 2014). Como a maioria das espécies generalistas de habitat geralmente é de ampla distribuição geográfica, a tendência é que, com a substituição das espécies mais especializadas, ocorra uma homogeneização da ornitofauna (MAGNUSSON, 2006) por grandes extensões da paisagem à medida em que os ambientes florestais autóctones são alterados. De fato, estudos recentes apresentam fortes evidências de que a avifauna em



paisagens altamente fragmentadas da Mata Atlântica já passa por um intenso processo de homogeneização (VALLEJOS; PADIAL; VITULE, 2016). Neste aspecto, os resultados aqui apresentados não corroboram as conclusões de Fahrig (2017) e Fahrig et al. (2019) de que a fragmentação do habitat *per se* produz efeitos positivos na biodiversidade.

Como esperado, o efeito da percentagem de área nuclear de habitat foi ainda mais evidente quando avaliadas somente as aves especializadas em ambientes florestais, explicando 55% da variação observada na riqueza dessas espécies. A similaridade na composição de espécies florestais nas comunidades, por outro lado, foi melhor explicada pela altitude (prop. = 21%,  $P = 0,001$ ) e pela quantidade de habitat disponível na paisagem (prop. = 8%,  $P = 0,001$ ). Estudos recentes demonstram que aves especialistas de habitat tendem a se dispersar mais pela paisagem que as espécies generalistas, possivelmente porque a dispersão compensa a escassez de recursos para suprir as exigências dessas espécies (MARTIN; FAHRIG, 2018). Isto explica o fato de a fragmentação *per se* não ter sido um fator importante na determinação da riqueza e da composição de espécies nas comunidades, corroborando resultados de outros estudos (FAHRIG, 2013; BUENO et al, 2018). Cabe destacar, no entanto, que cada espécie, ou grupos de espécies, dentro da comunidade obviamente tem requerimentos diferentes no que diz respeito aos recursos que utilizam e, da mesma forma, a capacidade ou predisposição para cruzar lacunas da paisagem e alcançar outros fragmentos também pode variar entre as espécies (ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005; EWERS; DIDHAM, 2006; SODHI et al., 2011). O que se observa em estudos que avaliam respostas da comunidade como um todo para variáveis ambientais é o resultado combinado das necessidades, capacidades e limitações de todas as espécies da comunidade, que pode ou não revelar um padrão verdadeiro. Adverte-se, assim, para os riscos da extrapolação da co-ocorrência de características, ou de supostos padrões, de um grupo taxonômico para outro (MARTIN; FAHRIG, 2018). Da mesma forma, estudos demonstram que os efeitos negativos da perda de habitat sobre a riqueza de espécies podem ser subestimados se aves generalistas e especialistas de habitat forem incluídas no mesmo *pool* de espécies (BUENO et al., 2018), considerando que as generalistas são menos impactadas pela redução do habitat, como também apontam os resultados do presente estudo.

De modo geral, todas as variáveis de paisagem tiveram algum grau de influência na composição de espécies das comunidades, incluindo a proximidade geográfica, conforme revelaram os resultados do teste de Mantel. Parte da variação observada na composição geral de espécies e na composição de espécies florestais obrigatórias foi melhor explicada pela variação altitudinal e pela proporção de habitat florestal disponível nas paisagens. Estes resultados refletem as exigências particulares das espécies em relação às características do

habitat, determinando sua presença ou ausência nos ambientes, sendo este um dos fatores que caracterizam as aves como bons indicadores ambientais (GUZZI, 2004; PIRATELLI et al., 2008; DEVELEY, 2011). Em geral, áreas com maior proporção de habitat florestal na paisagem e situadas em altitudes semelhantes apresentaram um *pool* de espécies mais exigentes, abrigando maior proporção de aves de média e alta sensibilidade e especialistas em ambientes florestais. Isto possivelmente explica a semelhança na composição de espécies das paisagens dos municípios de Itamonte (P26, P28, P29), Delfim Moreira (P4, P13), Piranguçu (P17) e Bocaina de Minas (P19), quase todas situadas entre 1.300 e 1.600m de altitude, que mantiveram uma proporção de habitat florestal acima de 50%. A presença nessas áreas de espécies altamente sensíveis à alterações no habitat, como o tovacuçu (*Grallaria varia*), o pinto-do-mato (*Hylopezus nattereri*) e o caneleirinho-de-chapéu-preto (*Piprites pileata*), entre outras, indica um bom estado de conservação destas paisagens. Em contrapartida, paisagens com proporção de cobertura florestal abaixo de 50% abrigaram um conjunto de espécies com uma maior proporção de aves generalistas de habitat e pouco sensíveis, mesmo quando situadas próximas das paisagens mais preservadas, indicando um processo de empobrecimento e de homogeneização da ornitofauna nessas paisagens.

### **5.3 Efeitos das variáveis ambientais sobre táxons endêmicos da Mata Atlântica**

As duas abordagens adotadas para avaliar os efeitos da fragmentação e perda de habitat nos táxons endêmicos da Mata Atlântica apresentaram resultados semelhantes. A variação na riqueza de táxons endêmicos foi explicada por apenas uma variável, a quantidade de habitat disponível na paisagem ( $R^2$  ajustado = 73%), sugerindo que a perda de habitat é isoladamente o fator mais impactante sobre a riqueza de táxons endêmicos. Quando avaliada a proporção de táxons endêmicos nas comunidades, o fator que melhor explica a variação observada é uma combinação entre a quantidade de habitat disponível e a conectividade funcional ( $R^2$  ajustado = 72%). Em ambas as abordagens se observou uma forte influência positiva da quantidade de habitat florestal disponível nas paisagens sobre as aves endêmicas, indicando uma maior sensibilidade dessas espécies ao desmatamento, em comparação com as não-endêmicas, como já foi observado em outros estudos conduzidos na Mata Atlântica (RIBON; SIMON; MATTOS, 2003; BANKS-LEITE et al., 2014). O fato de a conectividade funcional ter tido uma influência significativa na proporção de táxons endêmicos nas comunidades, enquanto a conectividade estrutural não foi significativa, também sugere que a fragmentação *per se* tem um impacto menor nessas espécies do que a perda de habitat *per se*, desde que os fragmentos não estejam

muito isolados uns dos outros.

A abordagem que considera a proporção de táxons endêmicos nas comunidades, e não apenas a riqueza, parece ser a mais adequada para avaliar os impactos do desmatamento sobre a ornitofauna da Mata Atlântica, pois permite melhor percepção de como as comunidades estão sendo alteradas na sua composição original.

#### **5.4 Efeitos das variáveis ambientais na estruturação dos grupos funcionais**

As variáveis de paisagem aparentemente não tiveram influência substancial na estruturação dos grupos funcionais dentro das comunidades, considerando que não houve grande variação entre as paisagens sob este aspecto. As pequenas diferenças observadas na estruturação dos grupos funcionais foram atribuídas às variações na porcentagem de área nuclear de habitat, única variável que teve efeito significativo (prop. = 8%,  $P = 0,036$ ), mas ainda assim as paisagens mantiveram entre si uma similaridade acima de 90%. A estrutura dos grupos funcionais se manteve pouco alterada, mesmo nas paisagens mais fragmentadas e com menor quantidade de habitat, o que pode conferir certa resiliência aos ecossistemas florestais dessas paisagens. Como já foi comentado, pode ocorrer a redução da riqueza geral de espécies em decorrência da redução do habitat, mas a proporção de espécies dentro dos grupos funcionais se mantém aparentemente estável. A relativa estabilidade dos grupos funcionais nas comunidades pode estar relacionada à redundância funcional (ROSENFELD, 2002), considerando que uma mesma função ecológica pode ser desempenhada por diferentes espécies e que algumas espécies podem desempenhar mais de uma função, a exemplo dos tucanos que atuam como dispersores de sementes e como predadores. Supõem-se, assim, que as funções ecológicas ainda são mantidas pelas espécies que persistem no ambiente, mesmo nas paisagens mais desmatadas. Contudo, cabe ressaltar que esta “redundância” é presumida e que espécies que desempenham funções ecológicas supostamente semelhantes sempre diferem em algum grau desconhecido ao longo do seu eixo funcional (ROSENFELD, 2002). É importante lembrar que muitas das espécies que compõem os grupos funcionais são especializadas em determinados nichos (ex.: grandes frugívoros do dossel, insetívoros de troncos e galhos, insetívoros do solo). Ainda que aparentemente a estrutura geral dos grupos funcionais não tenha sido alterada, a perda dessas espécies pode produzir um efeito cascata em outros níveis tróficos ou comprometer processos ecológicos específicos.

Uma análise mais acurada revelou que cada grupo funcional reage de forma diferente às variáveis ambientais testadas. Dispersores de sementes foram sensíveis em algum grau à

todas as variáveis testadas, mas o tamanho da área do fragmento focal e a conectividade estrutural foram as que melhor explicaram a variação na riqueza de espécies dentro deste grupo. Juntas, essas duas variáveis explicaram 41% da variação observada. Este resultado corrobora a afirmação de que os grandes frugívoros estão entre as aves mais vulneráveis à extinção em pequenos fragmentos florestais (RENJIFO, 1999; URIARTE et al., 2011; SODHI; LIOW; BAZZAZ, 2004; RIBON; SIMON; MATTOS, 2003; GIRAUDO et al., 2008; GALETTI et al., 2013; WILLRICH et al., 2016; BOVO et al., 2018). A fragmentação do habitat pode levar a extinções locais ou causar alterações nos padrões de movimento dos frugívoros, com consequências para a eficiência na dispersão de sementes (LENZ et al., 2011; HAGEN, 2012; GALETTI et al., 2018), podendo comprometer o funcionamento dos ecossistemas de biomas tropicais como a Mata Atlântica (SODHI; LIOW; BAZZAZ, 2004; BOVO et al., 2018). Segundo Spiegel e Nathan (2007), em uma escala de paisagem, a eficácia da dispersão de sementes de plantas com pequenos frutos depende em grande parte da variedade de tamanhos de corpos dos frugívoros na comunidade, com frugívoros menores promovendo a dispersão dentro dos fragmentos, e frugívoros maiores atuando como dispersores mais eficientes entre os fragmentos. A dispersão de sementes maiores, por outro lado, depende exclusivamente dos grandes frugívoros e da sua capacidade de voar grandes distâncias conectando manchas de habitat (LEES; PERES, 2009; SPIEGEL; NATHAN, 2007). Neste estudo, os grandes frugívoros foram representados sobretudo por aves florestais obrigatórias (ex.: *Penelope* spp., *Ramphastos dicolorus*, *Trogon* spp., *Pyroderus scutatus*, *Lipaugus ater*, *Phibalura flaviviridis*). Exceções neste caso foram o tucanuçu (*Ramphastos toco*) e a gralha-do-campo (*Cyanocorax cristatellus*), aves típicas do cerrado que se beneficiaram do desmatamento e podem ser consideradas invasoras em áreas de Mata Atlântica (ALVARENGA, 1990). Com exceção do jacuaçu (*Penelope obscura*), que esteve presente em 27 das 30 paisagens avaliadas e parece ser o mais resiliente de todos os grandes frugívoros florestais registrados neste estudo, a maioria das outras espécies foi encontrada em menos da metade das paisagens, estando ausentes daquelas com fragmentos muito pequenos ou com menor proporção de habitat florestal. Dada sua sensibilidade, grandes frugívoros são bons indicadores ecológicos (O'Neill et al., 1988; NIEMI; MCDONALD, 2004; PIRATELLI et al., 2008) e a presença ou ausência de espécies deste grupo em determinadas áreas pode indicar algum grau de degradação ambiental.

Para o grupo dos predadores de sementes, a percentagem de área nuclear de habitat foi a variável mais influente na determinação da riqueza de espécies, explicando sozinha 27% ( $R^2$  ajustado) da variação observada, sendo que as variáveis mais relacionadas com a configuração da paisagem (conectividade estrutural e funcional) não tiveram efeito significativo. A escala

espacial com maior efeito foi a de 3.000m. O grupo dos predadores de sementes se subdivide em predadores pré dispersão, que se alimentam de frutos ou sementes diretamente na planta mãe, e predadores pós dispersão, que se alimentam de frutos ou sementes caídos no solo. Neste estudo, a maioria das espécies desse grupo foi composta por predadores pré-dispersão, representados principalmente pelos psitacídeos, e por pequenas aves granívoras que se alimentam de sementes de gramíneas nas plantas mãe ou caídas ao solo (ex.: *Sporophila* spp.). Estas espécies têm hábitos nômades ou migratórios e habitualmente se deslocam por grandes distâncias em busca de recursos alimentares. Dessa forma, a fragmentação não constitui um obstáculo para seus deslocamentos pela paisagem. Por outro lado, maior quantidade de habitat adequado disponível na paisagem representa maior disponibilidade de recursos sem a necessidade de gastar muita energia se deslocando entre áreas muito distantes. Os psitacídeos estão entre os mais eficientes predadores de sementes nos dosséis das florestas tropicais (GALETTI, 1993; RENTON, 2006; VILLASENOR-SÁNCHEZ; DIRZO; RENTON, 2010), embora algumas espécies também possam atuar ocasionalmente como dispersoras de sementes (PARANHOS; ARAUJO; MARCONDES-MACHADO, 2007; SAZIMA, 2008). Estudos em florestas úmidas estimam uma taxa de predação pré-dispersão de sementes entre 6,4 e 10% (GALETTI; RODRIGUES, 1992; TRIVEDI; CORNEJO; WATKINSON, 2004), enquanto em habitats fragmentados, onde os recursos podem ser mais limitados, a taxa de predação de sementes varia entre 20 e 67% (GALETTI; RODRIGUES, 1992; COATES-ESTRADA; ESTRADA; MERITT, 1993; FRANCISCO et al., 2008). Alterações ambientais que afetem a disponibilidade natural de recursos para essas espécies predadoras de sementes, como a redução e a fragmentação do habitat, podem levar a uma maior pressão por parte dessas aves sobre a produção de sementes por espécies nativas nas áreas naturais remanescentes ou mesmo sobre plantações de cultivares para o consumo humano (BARROS; MARCONDES-MACHADO, 2000; NETO; GOMES, 2007).

A variação na riqueza de espécies no grupo dos predadores de invertebrados, que agrupa aves que incluem artrópodes na sua dieta, comumente chamadas de insetívoras, foi melhor explicada por uma relação positiva com o percentual de habitat nuclear disponível na paisagem ( $R^2$  ajustado = 21%), com efeitos mais notados na escala de 3.000m, não tendo sofrido influência significativa das variáveis relacionadas à configuração da paisagem (conectividade estrutural e funcional). Este grupo abrigou o maior número de espécies dentre todos (193 spp.) e inclui, majoritariamente, aves florestais especializadas em buscar artrópodes em diferentes estratos e estruturas da vegetação (ex.: famílias Picidae, Caprimulgidae, Galbulidae, Thamnophilidae, Rhinocryptidae, Grallariidae, Formicariidae, Dendrocolaptidae, Furnariidae,

Rhynchocyclidae, Troglodytidae), bem como insetívoros ocasionais, representados principalmente por espécies generalistas de habitat e dieta (ex.: *Pitangus sulphuratus*, *Megarynchus pitangua*, *Tangara sayaca*). A dependência deste grupo da quantidade de área de habitat adequado disponível na paisagem se deve à maior sensibilidade das espécies mais especializadas, que representam cerca de 70% das aves do grupo, considerando que o restante foi constituído por espécies de borda, generalistas de habitat e dieta, e que geralmente se beneficiam com a fragmentação do habitat (GIRAUDO et al., 2008). Embora frequentemente sejam o grupo mais rico em espécies em fragmentos florestais (D'ANGELO-NETO et al., 1998; ANJOS; ZANETTE; LOPES, 2004; GIRAUDO et al., 2008), diversos estudos demonstram que aves insetívoras são altamente sensíveis ao desmatamento (WILLIS, 1974; STOUFFER; BIERREGAARD, 1995; SIEVING; WILSON; DE SANTO, 1996; RENJIFO, 2001; RIBON; SIMON; MATTOS, 2003; ANJOS; ZANETTE; LOPEZ, 2004; WILLRICH et al., 2016), em especial ao efeito de borda (LINDELL et al., 2007), sendo as insetívoras do solo (ex.: *Grallaria varia*, *Hylopezus nattereri*, *Chamaeza* spp.) mais suscetíveis à extinções locais (STRATFORD; STOUFFER, 1999; RIBON; SIMON; MATTOS, 2003; GIRAUDO et al., 2008). Os resultados aqui obtidos apoiam os resultados destes estudos. Considerando que as aves deste grupo funcional atuam como reguladoras das populações de artrópodes, incluindo insetos fitófagos e predadores de frutos e sementes de plantas nativas e de cultivares agrícolas, alterações na representatividade numérica dessas espécies podem resultar em um efeito cascata em outros níveis tróficos, comprometendo o funcionamento e a resiliência do ecossistema (PAINE, 1980; ESTES et al., 2011; MANTYLA et al. 2011), bem como no aumento da incidência de pragas agrícolas (GREENBERG et al., 2000; SANS, 2001; MOLS; VISSER, 2007; BORKHATARIA; COLLAZO; GROOM, 2006; VAN-BAEL et al., 2008; JOHNSON et al. 2010).

Embora a variação na riqueza de espécies no grupo dos saneadores do ambiente, que abrange aves necrófagas como urubus e carcarás, tenha sido estatisticamente explicada por uma relação negativa com o tamanho da área do fragmento central ( $R^2$  ajustado = 25%,  $P = 0,003$ ), este resultado possivelmente não reflete uma relação real, considerando que a metodologia amostral adotada não foi adequada para detectar as espécies deste grupo. Trata-se de um grupo naturalmente pouco diverso, com grande capacidade de deslocamento e que não é facilmente detectável a partir de pontos de amostragem situados no interior de ambientes florestais, já que passam boa parte do dia sobrevoando a grande altitude extensas áreas da paisagem. Embora também possam forragear nesses ambientes, utilizá-los como pontos de pouso para descanso e pernoite ou mesmo como locais para nidificação, como observado neste estudo, as florestas não são o habitat preferencial da maioria das espécies do grupo e sua ocorrência deve ser

considerada ocasional. Contudo, pelo menos uma espécie registrada, o urubu-rei (*Sarcoramphus papa*), apresenta uma relação mais íntima com ambientes florestais, sendo a destruição de florestas maduras uma das principais ameaças à conservação da espécie (FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001; HOLSTE; RUTH; EITNIEAR, 2014). Neste estudo, o urubu-rei só foi registrado na localidade conhecida como Mata Triste (P24), município de Minduri, que constitui um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica da mesorregião dos Campos das Vertentes (LOMBARDI et al., 2012).

De forma geral, os predadores de vertebrados, grupo que abrange majoritariamente aves predadoras de topo de cadeia como gaviões e corujas, além de predadores eventuais como os tucanos (*Ramphastos* spp.) (SHORT; HORNE, 2002; SILVA, 2015; MORONI; BATISTELI; GUILHERMO-FERREIRA, 2017), não apresentaram respostas significativas diante de nenhuma das variáveis testadas. Estes resultados possivelmente refletem a falta de adequação da metodologia amostral adotada para a amostragem deste grupo em particular. Se comparadas à maioria das aves, aves de rapina são mais difíceis de detectar em amostragens de curta duração, especialmente em ambientes florestais, devido aos seus hábitos furtivos, baixas densidades populacionais e por habitualmente cobrirem longas distâncias nos seus deslocamentos diários (NEWTON, 1979; MCCLURE et al., 2018). Feitas essas considerações, não é possível afirmar com segurança que este grupo funcional é insensível aos efeitos da perda e da fragmentação do habitat com base nos resultados aqui obtidos. Diversos estudos atestam a sensibilidade das aves de rapina aos efeitos do desmatamento (BILDSTEIN; SCHELISKY; ZALLES, 1998, GIRAUDO et al., 2008; MCCLURE et al., 2018). A extinção local de alguns dos predadores de topo em fragmentos de florestas tropicais pode levar à perda das interações chave predador/presa, podendo afetar todo o ecossistema via cascatas tróficas (TERBORGH et al., 2001; HAGEN et al., 2012).

Assim como os predadores de vertebrados, o grupo dos polinizadores, majoritariamente composto pelos beija-flores (família Trochilidae), também não apresentou respostas significativas para as variáveis ambientais testadas. Este resultado corrobora os achados de Ribon et al. (2003), indicando que a guilda dos nectarívoros é menos vulnerável aos efeitos da fragmentação e da perda de habitat. Este grupo é pouco diverso localmente, tendo sido registradas 18 espécies em todo o estudo (Trochilidae = 16 spp., Thraupidae = 2 espécies), com média de 6 espécies por paisagem e um máximo de 9 espécies encontradas na mesma paisagem (P12, P24, P26 e P30). O fato de não ter sido percebida uma variação significativa na riqueza de espécies deste grupo em resposta às variações ambientais pode estar relacionado à substituição, nas áreas mais degradadas, de espécies estritamente florestais (ex.: *Phaethornis*

*eurynome*, *Thalurania glaucopis*, *Heliodoxa rubricauda*) por outras generalistas de habitat (ex.: *Phaethornis pretrei*, *Chlorostilbon lucidus*, *Amazilia lactea*). Desta forma, a representatividade de aves polinizadoras no ambiente é mantida mesmo nas paisagens mais alteradas. A extinção local de algumas espécies de polinizadores nem sempre traz consequências para as plantas com as quais interagem, se espécies redundantes puderem compensar a perda (COX, 1983; HAGEN et al., 2012). Contudo, quando a redundância não é evidente, a perda da relação pode desencadear futuras ondas de extinções nas espécies interdependentes (NILSSON et al., 1992; OLESEN; JAIN, 1994). Sugere-se, assim, uma investigação mais acurada em estudos futuros, no sentido de avaliar se a substituição de beija-flores especialistas em ambientes florestais por espécies mais generalistas guarda alguma relação mutualística entre essas espécies e a riqueza e diversidade de plantas ornitófilas nas paisagens estudadas.

### **5.5 Escalas de efeito**

Os efeitos da quantidade de habitat e da porcentagem de área nuclear de habitat disponível na paisagem sobre a riqueza e composição geral de espécies, sobre a riqueza e composição de especialistas em ambientes florestais e sobre a riqueza de táxons endêmicos da Mata Atlântica foram sentidos em todas as escalas testadas e em todos os casos a escala com maior efeito foi a de 3.000m, para ambas as variáveis. As variações na proporção de táxons endêmicos nas comunidades em resposta à estas variáveis também foi percebida em todas as escalas, mas apresentou efeitos mais intensos em diferentes escalas para cada variável, com maior intensidade na escala de 2.000m para a quantidade de habitat e na escala de 3.000m para a área nuclear de habitat.

Considerando o modelo que melhor explicou a pequena variação observada na estruturação geral dos grupos funcionais, a única variável estatisticamente significativa foi a área nuclear de habitat, com o maior efeito sentido também na escala de 3.000m. Quando avaliados separadamente os grupos funcionais que apresentaram respostas significativas para a quantidade de habitat e a área nuclear de habitat, a variação na riqueza de espécies em cada grupo foi mais intensamente observada em diferentes escalas espaciais, dependendo do grupo e da variável avaliada. Para os grupos dos dispersores e dos predadores de sementes, os efeitos das variáveis quantidade de habitat e porcentagem de área nuclear de habitat só foram sentidos nas escalas de 2.000 e 3.000m, sendo a última escala a que apresentou os maiores efeitos para ambas as variáveis. A influência das duas variáveis na variação na riqueza de espécies do grupo dos predadores de invertebrados foi sentida em todas as escalas, mas os efeitos mais intensos



foram observados em escalas diferentes para cada variável. Neste caso, a quantidade de habitat apresentou efeitos mais intensos na escala intermediária de 2.000m e para a porcentagem de área nuclear de habitat a escala de 3.000m foi a de maior efeito.

O fato de os efeitos da quantidade de habitat e da porcentagem de área nuclear sobre os parâmetros das comunidades de aves avaliados neste estudo terem sido mais intensamente percebidos, na maioria dos casos, na maior escala dentre as avaliadas levanta a possibilidade de que, embora já tenham sido observados resultados significativos, a escala “ótima” (JACKSON; FAHRIG, 2015) para testar esses efeitos não tenha sido contemplada neste estudo. Hostetler e Holling (2000), em um estudo com foco em aves em fragmentos de vegetação em áreas urbanas da América do Norte, revelaram que, nesses ambientes, as espécies respondem à estrutura da paisagem em faixas de escalas espaciais muito amplas, que vão de 0,2 a 85 km<sup>2</sup>. Como praticamente não existem estudos multiescala com foco semelhante em comunidades inteiras de aves para a Mata Atlântica, não é possível fazer comparações nesse sentido com os resultados aqui obtidos. Constitui um verdadeiro desafio determinar na teoria a amplitude de escala espacial mais apropriada para avaliar os efeitos de variáveis ambientais, quando o foco são comunidades, para um grupo tão diverso e com tão grande capacidade de dispersão como as aves, especialmente em paisagens altamente heterogêneas. Destaca-se, neste contexto, a importância da pesquisa empírica, sugerindo-se que em futuros estudos, com foco semelhante em comunidades de aves, sejam testadas escalas espaciais mais amplas para avaliar os efeitos das variáveis ambientais sobre a riqueza de espécies em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica.

## **5.6 Conservação**

Oito das nove espécies ameaçadas de extinção encontradas neste estudo constituem endemismos da Mata Atlântica, corroborando as afirmações de Ribon et al. (2003) de que as espécies endêmicas do bioma são mais suscetíveis a extinções do que as espécies não endêmicas. O fato da variação na riqueza e na proporção de espécies endêmicas nas comunidades ter sido fortemente influenciada pela proporção de florestas nativas nas paisagens avaliadas neste estudo também reforça a percepção de que a perda de habitat é o principal fator a impactar essas espécies. Das nove espécies ameaçadas de extinção em algum âmbito encontradas neste estudo, nenhuma ocorreu em paisagens com porcentagem de cobertura florestal nativa abaixo de 50% (considerando um buffer de 3.000m), ainda que contempladas por UCs de proteção integral. Das 30 paisagens avaliadas, 16 se enquadram nesta descrição e

quatro destas paisagens abrigam UCs de proteção integral (P7 – PE do Ibitipoca, P11 – RPPN Terras do Morro Grande, P21 – REBIO de Santa Rita, P27 – Parque Municipal de Pouso Alegre). O estudo de Laurance et al. (2012) descobriu que, em geral, as áreas protegidas tropicais estão intimamente ligadas ecologicamente aos habitats vizinhos, alertando que o fracasso de políticas públicas que impeçam a perda e a degradação em larga escala desses habitats pode aumentar drasticamente a probabilidade de sérios declínios da biodiversidade. Desta forma, a criação de UCs por si só não resolve o problema, se apenas se constituírem de pequenas ilhas isoladas de habitat em meio a uma matriz fortemente antropizada e degradada, como a maioria das paisagens avaliadas no presente estudo.

Em contrapartida, paisagens com porcentagem de cobertura florestal nativa superior a 50% deram suporte a maior diversidade de espécies, abrigando aves ameaçadas de extinção, habitualmente mais exigentes quanto a qualidade do habitat, ainda que estas áreas não fossem contempladas por UCs de proteção integral. Embora algumas das espécies ameaçadas encontradas também sofram pressão por parte da captura para o comércio ilegal (ex.: *Amazona vinacea*, *Sporophila frontalis*), estes resultados corroboram os de outros estudos que indicam que a degradação e a perda de habitat são as principais ameaças para as aves da Mata Atlântica (WILLIS, 1979; MARINI; GARCIA, 2005; RIBON; SIMON; MATTOS, 2003; VILLARD; METZGER, 2014). Destaca-se, nesse sentido, a grande importância biológica de localidades como a Mata Triste, situada em área não contemplada por UCs entre os municípios de Carrancas e Minduri, constituindo um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica na região dos Campos das Vertentes (LOMBARDI et al, 2012), bem como dos remanescentes florestais dos municípios de Delfim Moreira e Piranguçu, que estão em áreas particulares abrangidas pela APA Mantiqueira. Os grandes fragmentos florestais promovem a conservação das áreas nucleares de habitat (RIBEIRO et al., 2009), variável que parece ter grande influência na riqueza de aves florestais da Mata Atlântica, como demonstram os resultados do presente estudo.

## **6 CONCLUSÃO**

Observou-se neste estudo que a quantidade de habitat florestal disponível na paisagem, esteja este habitat fragmentado ou não, incorporando o efeito de borda ou não, foi um fator preponderante na determinação da riqueza de espécies, considerando que as variáveis que melhor explicaram as variações observadas neste atributo das comunidades de aves foram a quantidade de habitat e o percentual de área nuclear de habitat. Variáveis como conectividade

estrutural e funcional, mais relacionadas à configuração da paisagem e que evidenciam efeitos da fragmentação *per se*, não tiveram influência estatisticamente significativa sobre a riqueza e composição de espécies, ou quando foram significativas explicaram uma proporção muito pequena da variação observada. A maior suscetibilidade à quantidade de habitat disponível na paisagem e a pouca ou inexistente influência da conectividade estrutural e funcional sugerem que a perda de habitat foi um fator muito mais importante na determinação da riqueza de espécies nas paisagens avaliadas do que a configuração do habitat em si. Assim, os resultados deste estudo corroboram, em parte, a hipótese da quantidade de habitat proposta por Fahrig (2013). Conclui-se que a porcentagem de área nuclear de habitat, que incorpora o efeito de borda à redução da área física disponível, é a melhor medida para avaliar a riqueza de espécies de aves em ambientes florestais, recomendando-se que estes efeitos sejam testados em escalas espaciais mais amplas à fim de se determinar a “escala ótima” para avaliar as respostas das aves em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica. Considerando que os requerimentos ambientais das espécies que compõem uma comunidade são diferentes, conclui-se que suas respostas às variáveis ambientais também sejam diferentes, dependendo do grupo avaliado, conforme demonstraram os resultados deste e de outros estudos (EWERS; DIDHAM, 2006; BOVO et al., 2018). Neste contexto, considerar apenas a riqueza geral de espécies ao avaliar efeitos da fragmentação e da perda de habitat sobre um grupo tão diverso como as aves não se mostra adequado. Assim, para avaliar impactos da perda e da fragmentação do habitat sobre as aves da Mata Atlântica, recomenda-se analisar separadamente as respostas de especialistas e de generalistas de habitat.

Os resultados deste estudo demonstraram que os grupos funcionais também não são afetados da mesma forma pelo desmatamento. Dispersores de sementes se mostraram sensíveis tanto à fragmentação *per se* quanto à perda de habitat, necessitando de grandes áreas contínuas de florestas, sendo que a redução do tamanho dos fragmentos florestais nas paisagens mais desmatadas pode ter sido a causa de extinções locais de algumas espécies deste grupo (ex. *Ramphastos dicolorus*, *Trogon rufus*, *Phibalura flavirostris*, *Pyroderus scutatus*). Predadores de sementes e predadores de invertebrados foram mais afetados pela redução da área nuclear de habitat, que incorpora o efeito de borda. Aves predadoras de vertebrados e polinizadoras não apresentaram respostas significativas, sugerindo, em uma interpretação preliminar, que estes dois grupos não são afetados pelo desmatamento. No caso dos polinizadores, os efeitos do desmatamento não foram sentidos porque ocorreu uma substituição de beija-flores tipicamente florestais por espécies generalistas de habitat nas áreas mais degradadas. Contudo, no caso dos predadores de vertebrados, grupo que abrange majoritariamente as aves de rapina, concluiu-se

que a metodologia amostral não foi adequada à detecção das espécies, o mesmo se aplicando ao grupo dos saneadores do ambiente, de forma que os resultados devem ser considerados inconclusivos para estes grupos. Ainda que a perda de habitat tenha apresentado um efeito negativo para alguns grupos em particular, a estrutura dos grupos funcionais nas comunidades se manteve estável mesmo nas áreas mais degradadas, sugerindo que as espécies restantes nessas áreas ainda são capazes de manter as funções ecológicas, com implicações positivas para a resiliência dos ambientes florestais remanescentes.

Ainda que algumas espécies mais generalistas de habitat se beneficiem do desmatamento, a perda de habitat *per se*, inerente a todo processo de fragmentação, é a consequência que resulta em maiores perdas de biodiversidade na ornitofauna das paisagens avaliadas, afetando principalmente os táxons endêmicos da Mata Atlântica. Acredita-se que as UCs de proteção integral de pequeno porte existentes não tenham sido suficientes para evitar a perda de espécies florestais mais exigentes, por não abrigarem em seus limites parcela significativa das florestas nativas e por estarem imersas em paisagens altamente modificadas. Contudo, estas áreas protegidas ainda têm grande relevância na conservação da biodiversidade local, na medida em que abrigam espécies cujas populações estão em declínio e que podem entrar em situação de ameaça no futuro. Alerta-se, por fim, para a necessidade de se preservar os grandes fragmentos florestais remanescentes, bem como de se recuperar as áreas desmatadas e não produtivas, à fim de se evitar extinções locais e a homogeneização da ornitofauna da Mata Atlântica do sudeste do Brasil.

## REFERÊNCIAS

- ADDINSOFT. **XLSTAT statistical and data analysis solution**. New York, USA, 2020. <https://www.xlstat.com>.
- AKAIKE, H. A. New look at the statistical model identification. **IEEE Transactions on Automatic Control**, v. 19, n. 6, p. 716–723, 1974.
- ALVARENGA, H. M. F. Novos registros e expansões geográficas de aves no leste do estado de São Paulo. **Ararajuba**, v. 1, p. 115-117, 1990.
- ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. **PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods**. PRIMER-E: Plymouth, UK. 2008.
- ANDERSON, S. H. et al. Cascading effects of bird functional extinction reduce pollination and plant density. **Science**, v. 331, p. 1068–1071, 2011.

- ANJOS, L.; ZENETTE, L.; LOPEZ, E. V. Effects of fragmentation on the bird guilds of the Atlantic Forest in north Paraná, southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v. 15, p. 137–144, 2004.
- ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J. P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian Forest Fragments. **Biological Conservation**, v. 122, p. 441-451, 2005.
- AVISE, J.C. Perspective: conservation genetics enters the genomics era. **Conservation Genetics**, v. 11, p. 665-669, 2010.
- BANKS-LEITE, C. et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041-1045, 2014.
- BARROS, Y. M.; MARCONDES-MACHADO, L. O. Comportamento alimentar do periquito-da-caatinga *Aratinga cactorum* em Curaça, Bahia. **Ararajuba**, v. 8, n. 1, p. 55-59, 2000.
- BENCKE et al. **Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil: Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica**. SAVE Brasil, São Paulo, 2006, 494 p.
- BETTS, M. G.; FORBES, G. J.; DIAMOND, T. Thresholds in songbird occurrence in relation to landscape structure. **Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology**, v. 21, n. 4, p. 1046–1058, 2007.
- BETTS, M. G. et al. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. **Nature**, v. 547, p. 441–444, 2017.
- BETTS, M. G. et al. Extinction filters mediate the global effects of habitat fragmentation on animals. **Science**, v. 366, p. 1236–1239, 2019.
- BIBBY, C. J.; JONES, M.; MARSDEN, S. **Expedition field techniques. Bird surveys**. London: Expedition Advisory Centre, 1998. 134 p.
- BIBBY, C.J. et al. **Bird census techniques** 2Nd Edition. London, Academic Press, 2000. 302 p.
- BIERREGAARD, R. O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; MESQUITA R. (eds.). **Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest**. Yale University Press, New Haven, Connecticut, and London, 2001, 478 p.
- BILDSTEIN, K. L.; SCHELSKY, W.; ZALLES, J. (1998). Conservation status of tropical raptors. **J. Raptor Res.**, v. 32, n. 1, p. 3-18, 1998.
- BIRD, J. A.; PETTYGROVE, G. S.; EADYE, J. M. The impact of waterfowl foraging on the decomposition of rice straw: mutual benefits for rice growers and waterfowl. **Journal of Applied Ecology**, 37: 728-741, 2000.
- BLAKE, J. G.; LOISELLE, B. A. Bird assemblages in second-growth and old-growth forests, Costa Rica: Perspectives from mist nets and point counts. **The Auk**, v. 118, p. 304–326, 2001.
- BOESING, A. L.; NICHOLS, E.; METZGER, J. P. Land use type, forest cover, and forest edges modulate avian cross-habitat spillover. **Journal of applied ecology**, v. 55, p. 1252-1264, 2018.

- BORKHATARIA, R. R.; COLLAZO, J. A.; GROOM, M. J. Additive effects of vertebrate predators on insects in a Puerto Rican coffee plantation. **Ecol. Appl.**, v. 16, n. 2, p. 696-703, 2006.
- BOVO, A. A. A. et al. Habitat fragmentation narrows the distribution of avian functional traits associated with seed dispersal in tropical forest. **Perspect. Ecol. Conserv.**, v. 66, p. 1-7, 2018.
- BRENNAN, J.M.; BENDER, D.J.; CONTRERAS, T.A.; FAHRIG, L. Focal patch landscape studies for wildlife management: optimizing sampling effort across scales. Integrating landscape ecology into natural resource management (ed. by J. Liu and W.W. Taylor), pp. 68–91. Cambridge University Press, Cambridge. 2002. In: Jackson, H. B. and Fahrig, L. Are ecologists conducting research at the optimal scale? – **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, p. 52–63, 2015.
- BUENO, A. S. et al. Ecological traits modulate bird species responses to forest fragmentation in an Amazonian anthropogenic archipelago. **Diversity and Distributions**, v. 24, n. 3, p. 387-402, 2018.
- CABALLERO, A. et al. Management of genetic diversity on subdivided populations in conservation programmes. **Conservation Genetics**, v. 11, p. 409-419, 2010.
- CAGLIONI, E. et al. Altitude e solos determinam variações abruptas da vegetação em gradiente altitudinal de Mata Atlântica. **Rodriguésia**, v. 69, n. 4, p. 2055-2068, 2018.
- CÂMARA, I. G. Brief history of conservation in the Atlantic Forest. In: C. Galindo-Leal & I. G. Câmara (eds.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. p. 31-42. Washington DC: Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, 2003. 408 p.
- CAMPANILI, M.; SCHAFFER, W. B. (Orgs.). **Mata Atlântica: patrimônio nacional dos brasileiros – Biodiversidade** 34. Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas/Núcleo Mata Atlântica e Pampa. Brasília, 2010. 408 p.
- CARNAVAL, A. C. et al. Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic forest hotspot. **Science**, v. 323, p. 785–789, 2009.
- CARRARA, E. et al. Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. **Biological Conservation**, v. 184, p. 117-126, 2015.
- CAVARZERE-JUNIOR, V.; COSTA, T. V. V.; SILVEIRA, L. F. On the use of 10-minute point counts and 10-species lists for surveying birds in lowland Atlantic Forests in southeastern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 52, n. 28, p. 333-340, 2012.
- COATES-ESTRADA, R.; ESTRADA, A.; MERITT, D. Foraging by parrots (*Amazona autumnalis*) on fruits of *Stemmadenia donnell-smithii* (Apocynaceae) in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, n. 1, p. 121-124, 1993.
- COPAM - CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL. Deliberação Normativa Nº 147/2010. **Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna do Estado de Minas Gerais**. COPAM, 2010. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=13192>>. Acesso em: 20 dez. 2019.

COWELL, R. K. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 9.1, 2013.

COX, P. A. Extinction of the Hawaiian avifauna resulted in a change of pollinators for the ieie, *Freycinetia arborea*. **Oikos**, v. 41, n. 195–199, 1983.

CUNHA, A. A.; GUEDES, F. B. **Mapeamentos para a conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas**. Biodiversidade 49. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2013. 216 p.

D'ANGELO-NETO, S. et al. (1998). Avifauna de quatro fisionomias florestais de pequeno tamanho (5-8 ha) no campus da UFLA. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 3, p. 463-472, 1998.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484 p.

DE SÁ JÚNIOR, A. et al. Application of the Köppen classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 108, n. 1-2, p. 1–7, 2012.

DEVELEY, P. F. Métodos para estudos com aves. p. 153-168 In: L. CULLEN JR.; R. RUDRAN & C. VALLADARES-PÁDUA. (Eds). **Métodos de estudos em biologia da conservação da vida silvestre**, 2º Edição. Curitiba: Editora UFPR, 2006.

DEVELEY, P. F. **Aves como indicadores da qualidade ambiental**. SAVE Brasil, 2011. Disponível em: <<http://www.amane.org.br/media/aves%20como%20indicadores%20biol%C3%B3gicos%20para%20manejo%20de%20ucs%20-%20pedro%20develey.pdf>> Acesso em: 07 nov. 2019.

DEVICTOR, V.; JULLIARD, R.; JIGUET, F. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. **Oikos**, v. 117, n. 4, p. 507–514, 2008.

DRISCOLL, D. A., et al. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, p. 605-613, 2013.

EMILIANO, P. C. **Fundamentos e aplicações dos critérios de informação: Akaike e Bayesiano**. 2009. 92 p. Dissertação (Mestrado em Estatística e Experimentação Agropecuária) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

ESQUIVEL, A.; PERIS, S. Influence of time of day, duration and number of counts in point count sampling of birds in an Atlantic Forest of Paraguay. **Ornitologia Neotropical**, v. 19, p. 229-242, 2008.

ESTES, J. A. et al. Trophic downgrading of Planet Earth. **Science**, v. 333, p. 301-306, 2011.

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.

EWERS, E. M.; THORPE, S.; DIDHAM, R. K. Synergistic interactions between edge and area effects in a heavily fragmented landscape. **Ecology**, v. 88, n. 1, p. 96–106, 2007.

- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003.
- FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, p. 1649–1663, 2013.
- FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 48, p. 1–23, 2017.
- FAHRIG, L., et al. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 230, p. 179-186, 2019.
- FERGUSON-LEES, J.; CHRISTIE, D. A. **Raptors of the World**. Houghton and Mifflin Company, 2001. 992 p.
- FONSECA, G. A. B. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 34, p. 17-34, 1985.
- FRANCISCO, M. R. et al. Factors affecting seed predation of *Eriotheca gracilipes* (Bombacaceae) by parakeets in a cerrado fragment. **Acta Oecologica**, v. 33, p. 240–245, 2008.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA / INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas Dos Remanescentes Florestais Da Mata Atlântica Período 2016-2017 - Relatório Técnico**. São Paulo, 2018.
- GAERTNER, A. [WA2017676, *Amazona vinacea* (Kuhl, 1820)]. **Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil**, 2016. Disponível em: < <http://www.wikiaves.com/2017676>>. Acesso em: 31 jan. 2020.
- GALETTI, M. Diet of the Scaly-Headed Parrot (*Pionus maximiliani*) in a semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Biotropica**, v. 25, n. 4, p. 419-425, 1993.
- GALETTI, M.; RODRIGUES, M. Comparative seed predation on pods by parrots in Brazil. **Biotropica**, v. 24, n. 2<sup>a</sup>, p. 222-224, 1992.
- GALETTI, M. et al. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**, v. 340, p. 1086-1090, 2013.
- GALETTI, M. et al. Ecological and evolutionary legacy of megafauna extinctions. **Biological Reviews**, v. 93, p. 845–862, 2018.
- GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Eds.). **Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005. 472 p.
- GARDNER, T. A. et al. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. **Ecology Letters**, v. 11, p. 139–150, 2008.
- GARDNER, T. A. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**, v. 12, p. 561–582, 2009.
- GESTICH, C. C. et al. Unraveling the scales of effect of landscape structure on primate species richness and density of titi monkeys (*Callicebus nigrifrons*). **Ecological Research**, v. 34, p. 150-159, 2019.



- GHAZOUL, J. Pollen and seed dispersal among dispersed plants. **Biological Review**, v. 80, p. 413-443, 2005.
- GIRAUDO, A. R. et al. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 5, p. 1251-1265, 2008.
- GRANTSAU, R. **Guia completo para identificação das Aves do Brasil**. 1 ed. 2 v. São Carlos: Editora Vento Verde, 2010.
- GREENBERG, R. et al. The impact of avian insectivory on arthropods and leaf damage in some guatemalan coffee plantations. **Ecology**, v. 81, n. 6, p. 1750-1755, 2000.
- GUTZWILLER, K. J. Refining the use of point counts for winter studies of individual species. **Wilson Bulletin**, v. 105, p. 612-627, 1993.
- GUZZI, A. Levantamento destaca importância de fragmentos remanescentes de vegetação. **Revista Univerciência**, v. 3, n. 7/9, p. 44-9, 2004.
- HAGEN, M. et al. Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world. **Advances in Ecological Research**, v. 46, p. 89-210, 2012.
- HANSKI, I. Habitat fragmentation and species richness. **Journal of Biogeography**, v. 42, n. 5, p. 989–993, 2015.
- HERSE, M. R.; WITH, K. A.; BOYLE, A. W. The importance of core habitat for a threatened species in changing landscapes. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, p. 2241–2252, 2018.
- HIROTA, M. M. Monitoring the Brazilian Atlantic Forest cover. In: GALINDO-LEAL, C.; I. G. CÂMARA (eds.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. p. 60-65. Washington DC: Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, 2003. 408 p.
- HOLBROOK, K. M. et al. Implications of long-distance movements of frugivorous rain forest hornbills. **Ecography**, v. 25, p. 745–749, 2002.
- HOLSTE, M.; RUTH, J. M.; EITNIEAR, J. C. King Vulture (*Sarcoramphus papa*), version 1.0. In: SCHULENBERG, T. S. (ed.). **Neotropical Birds Online**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA, 2014. Disponível em: <<https://neotropical.birds.cornell.edu/Species-Account/nb/species/kinvull/overview>>. Acesso em: 05 jan. 2020.
- HOSTETLER, M.; HOLLER, C. S. Detecting the scales at which birds respond to structure in urban landscapes. **Urban Ecosystems**, v. 4, n. 1, p. 25-54, 2000.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. IBGE, 2012. Disponível em: <[ftp://geoftp.ibge.gov.br/documentos/recursos\\_naturais/manuais\\_tecnicos/manual\\_tecnico\\_vegetacao\\_brasileira.pdf](ftp://geoftp.ibge.gov.br/documentos/recursos_naturais/manuais_tecnicos/manual_tecnico_vegetacao_brasileira.pdf)>. Acesso em: 09 nov. 2019.
- ICMBIO - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE / MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume III – Aves** - 1. ed. Brasília, DF, 2018. 709 p.

IUCN - INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2019-3, 2020. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 27 jan. 2020.

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. Are ecologists conducting research at the optimal scale? **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, p. 52–63, 2015.

JAGER, H. I. et al. A theoretical study of river fragmentation by dams and its effects on White Sturgeon populations. **Environmental Biology of Fishes**, v. 60, n. 4, p. 347-361, 2001.

JEROME, P. B.; SIMONS, T. R. Testing the importance of auditory detections in avian point counts. **Journal of Field Ornithology**, v. 80, n. 2, p. 178–182, 2009.

JOHNSON, M. D.; KELLERMANN, J. L.; STERCHO, A. M. Pest reduction services by birds in shade and sun coffee in Jamaica. **Animal Conservation**, v. 13, p. 140–147, 2010.

KANEGAE, M. F. **Tamanho populacional, seleção de habitat e área de vida de espécies de aves endêmicas e ameaçadas do Cerrado na Estação Ecológica de Itirapina, São Paulo**. 2009. 101 p. Tese (Doutorado em Ciências, área de Ecologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2009.

KEYGHOBADI, N. The genetic implications of habitat fragmentation for animals. **Canadian Journal of Zoology**, V. 85, p. 1049–1064, 2007.

LAURANCE, W. et al. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. **Nature**, v. 489, p. 290–294, 2012.

LEES, A. C.; PERES, C. A. Gap-crossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. **Oikos**, v. 118, p. 280–290, 2009.

LENS, L. et al. Avian persistence in fragmented Rainforest. **Science**, v. 298, n. 5596, p. 1236-1238, 2002.

LENZ, J. et al. Seed-dispersal distributions by trumpeter hornbills in fragmented landscapes. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 278, p. 2257–2264, 2011.

LE-SAOUT et al. Protected Areas and effective biodiversity conservation. **Science**, v. 342, p. 803-805, 2013.

LEVINS, R. Extinction. In: Gesternhaber M. (ed.). **Some Mathematical Problems in Biology**, p. 77–107. Providence, RI: American Mathematical Society, 1970.

LIENERT, J.; FISHER, M.; SCHNELLER, J.; DIEMER, M. Isozyme variability of the wetland specialist *Swertia perennis* (Gentianaceae) in relation to habitat size, isolation, and plant fitness. **American Journal of Botany**, v. 89, p. 801-811, 2002.

LINDELL, C. A. et al. Edge responses of tropical and temperate birds, **The Wilson Journal of Ornithology**, v. 119, n. 2, p. 205-220, 2007.

LINDENMAYER, J. F.; FRANKLIN, F. F. **Conserving Forest Biodiversity: a comprehensive multiscaled approach**. Island Press, 2002. 351 p.

LOMBARDI, V. T. et al. Registros notáveis de aves para o sul do estado de Minas Gerais, Brasil. **Cotinga**, v. 34, p. 32-45, 2012.

- MAÇANEIRO, J. P. et al. More than environmental control at local scales: do spatial processes play an important role in floristic variation in subtropical forests? **Acta Botânica Brasilica**, v. 30, n. 2, p. 183-192, 2016.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. New Jersey: Princeton University Press, 1967. 224 p.
- MACKINNON, J.; PHILLIPS, K. **A field guide to the Birds of Borneo, Sumatra, Java and Bali**. Oxford. Oxford University Press, 1993. 512 p.
- MAGNUSSON, W. E. Homogeneização Biológica. In: Rocha C. F. D. et al. (Eds.). **Biologia da Conservação: Essências**, p. 211-229. Rima: São Carlos, 2006.
- MALLET-RODRIGUES, F.; PARRINI, R.; RENNÓ, B. Bird species richness and composition along three elevational gradients in southeastern Brazil. **Atualidades Ornitológicas On-line**, v. 188, p. 39-58, 2015.
- MANLY, B. F. J. **Multivariate statistical methods: a primer**. Chapman and Hall, London, 1994. 215 p.
- MANTYLA, E.; KLEMOLA, T.; LAAKSONEN, T. Birds help plants: A meta-analysis of top-down trophic cascades caused by avian predators. **Oecologia**, v. 165, p. 143-151, 2011.
- MARINI, M. A.; GARCIA, F. I. Conservação de aves no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 95-102, 2005.
- MARKANDYA, A. et al. Counting the cost of vulture decline - An appraisal of the human health and other benefits of vultures in India. **Ecological Economics**, v. 67, p. 194–204, 2008.
- MARTIN, A. E.; FAHRIG, L. Habitat specialist birds disperse farther and are more migratory than habitat generalist birds. **Ecology**, v. 99, n. 9, p. 2058–2066, 2018.
- MCCLURE, C. J. W. et al. State of the world's raptors: Distributions, threats, and conservation recommendations. **Biological Conservation**, v. 227, p. 390–402, 2018.
- MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecological Application**, v. 12, p. 335–45, 2002.
- MELO, F. P. L. et al. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 28, p. 461–468, 2013.
- MELO, A. T. O. et al. Genética da conservação de *Cabrlea canjerana* (Vell.) Mart. (Meliaceae) em fragmentos florestais de Mata Atlântica na APA Fernão Dias. **Revista Árvore**, v. 39, n. 2, p. 365-374, 2015.
- MEA - MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Island Press, Washington, DC, 2005.
- MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Biodiversidade Brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília: MMA/SBF, 2002. 404 p.

- MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Mexico City: Cemex, 1999. 430 p.
- MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions**. Washington DC: Cemex, 2004. 392 p.
- MOLS, C. M. M.; VISSER, M. E. Great Tits (*Parus major*) Reduce Caterpillar Damage in Commercial Apple Orchards. **PLoS ONE**, v. 2, n. 2, p. 1-3, 2007.
- MORAIS, M. R. P. et al. Morfofisiologia da Reprodução das Aves: Controle Endócrino do Ciclo Sexual das Aves. **Acta Veterinaria Brasilica**, v. 6, n. 4, p. 285-293, 2012.
- MORANTE-FILHO, J. C. et al. Compensatory dynamics maintain bird phylogenetic diversity in fragmented tropical landscapes. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, p. 256–266, 2017.
- MORANTE-FILHO, J. C.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FARIA, D. Patterns and predictors of  $\beta$ -diversity in the fragmented Brazilian Atlantic forest: A multiscale analysis of forest specialist and generalist birds. **Journal of Animal Ecology**, v. 85, n. 240-250, 2016.
- MORANTE-FILHO, J. C.; FARIA, D. An appraisal of bird-mediated ecological functions in a changing world. **Tropical Conservation Science**, v. 10, p. 1-12, 2017.
- MORANTE-FILHO, J. C.; FARIA, D.; MARIANO-NETO, M.; RHODES, J. Birds in anthropogenic landscapes: The responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. **PLoS ONE**, v. 10, n. 6, e0128923, 2015.
- MOREIRA-LIMA, L. **Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação**. 2013. 526 p. Dissertação (Mestrado em Ciências, área de Zoologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2013.
- MORONI, E., BATISTELI, A. F.; GUILLERMO-FERREIRA, R. Toco toucan (*Ramphastos toco*) predation on buff-necked ibis (*Theristicus caudatus*) nests. **Ornitología Neotropical**, v. 28, p. 291-294, 2017.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Tree**, v. 20, n.2, p. 58–62, 1995.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.
- NETO, J. R. S.; GOMES D. M. Predação de milho por arara-azul-de-Lear, *Anodorhynchus leari* (Bonaparte, 1856) (Aves: Psittacidae) em sua área de ocorrência no Sertão da Bahia. **Ornithologia**, v. 2, n. 1, p. 41-46, 2007.
- NEWBOLD, T. et al. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. **Science**, v. 353, n. 6296, p. 288–291, 2016.
- NEWTON, I. **Population Ecology of Raptors**. Buteo Books, 1979. 399 p.
- NIEMI, G. J.; MCDONALD, M. E. Application of ecological indicators. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 35, n. 1, p. 89-111, 2004.

- NILSSON, L. A. et al. Long pollinia on eyes: hawk-moth pollination of *Cynorkis uniflora* Lindley (Orchidaceae) in Madagascar. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 109, p. 145–160, 1992.
- O'BRYAN, C. J. et al. The contribution of predators and scavengers to human well-being. **Nature Ecology and Evolution**, v. 2, p. 229-236, 2018.
- OLESEN, J. M.; JAIN, S. Fragmented plant populations and their lost interactions. In: Loeschcke, V., Tomiuk, J., Jain, S. (Eds.). **Conservation Genetics**, p. 417–426. Birkhauser Basel, 1994. 443 p.
- O'NEILL, R. V. et al. Indices of landscape pattern. **Landscape Ecology**, v. 1, n. 3, p. 153-62, 1988.
- OVASKAINEN, O.; HANSKI, I. Extinction Threshold in Metapopulation Models. **Annales Zoologici Fennici**, v. 40, p. 81-97, 2003.
- PAINE, R. T. Food webs: Linkage, interaction strength, and community infrastructure. **Journal of Animal Ecology**, v. 49, p. 667-685, 1980.
- PARANHOS, S. J.; ARAUJO, C. B.; MARCONDES-MACHADO, L. O. Comportamento alimentar do periquito-de-encontro-amarelo (*Brotogeris chiriri*) no interior do estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 15, n. 1, p. 95-101, 2007.
- PARDINI, R. et al. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, p. e1366, 2010.
- PARDINI, R.; NICHOLS, E.; PÜTTKER, T. (2018). Biodiversity Response to Habitat Loss and Fragmentation. In: DELLASALA D. & M. GOLDSTEIN (eds.). **Encyclopedia of the Anthropocene**, 1st Edition. p. 229-239. Elsevier, 2018. 2280 p.
- PARKER, T. A.; STOTZ, D.; FITZPATRICK, J. W. Ecological and distributional databases. In: STOTZ et al. (Eds.). **Neotropical birds: ecology and conservation**. p. 118-436. Chicago: The University of Chicago Press, 1996. 478 p.
- PIACENTINI, V. Q. et al. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee/Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 23, n. 2, p. 91-298, 2015.
- PINTO, L. P. et al. Mata Atlântica brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. In: ROCHA et al. (eds.). **Biologia da conservação: essências**, p. 69-96. São Carlos: Rima Editora, 2006. 588 p.
- PINTO, O. M. O. **Novo catálogo das aves do Brasil. Primeira parte**. Empresa Gráfica da Revista dos Tribunais, São Paulo, 1978.
- PIRATELLI, A. et al. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 2, p. 259-268, 2008.
- POULSEN, B. O.; KRABBE, N. Avifaunal diversity of five high-altitude cloud forests on the Andean western slope of Ecuador: testing a rapid assessment method. **Journal of Biogeography**, v. 25, p. 83-93, 1998.

- PULLIAM, H. R. Sources, sinks and population regulation. **The American Naturalist**, v. 132, p. 652–661, 1988.
- RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. **Fragmentação de ecossistemas - causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, 2003. 510 p.
- RASMUSSEN, P.; DONSKER, D. (Eds). **IOC World Bird List** (v10.1), 2020. Disponível em: <<https://www.worldbirdnames.org/ioc-lists/master-list-2/>>. Acesso em: 27 jan. 2020.
- REGOLIN, A. L. et al. Forest cover influences occurrence of mammalian carnivores within Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, v. 98, p. 1721-1731, 2017.
- REMSEN, J. V. et al. **A classification of the bird species of South America** (vers. 2015). American Ornithologists' Union, 2015. Disponível em: <<http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>>. Acesso em: 09 jan. 2020.
- RENJIFO, L. M. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. **Conservation Biology**, v. 13, p. 1124–1139, 1999.
- RENJIFO, L. M. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. **Ecological Applications**, v. 11, n. 1, p. 14–31, 2001.
- RENTON, K. (2006). Diet of adult and nestling scarlet macaws in Southwest Belize, Central America. **Biotropica**, v. 38, n. 2, p. 280-283, 2006.
- RESTREPO, C.; GÓMEZ, N. Responses of understory birds to anthropogenic edges in a neotropical montane forest. **Ecological Applications**, v. 8, n. 1, p. 170-183, 1998.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.
- RIBON, R.; SIMON, J. E.; MATTOS, G. T. Bird Extinctions in Atlantic Forest Fragments of the Viçosa Region, Southeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 17, n. 6, p. 1827 – 1839, 2003.
- RIBON, R. Amostragem de aves pelo método de listas de Mackinnon. In: VON MATTER, S. et al. (eds.). **Ornitologia e Conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. p. 33-44. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2010. 516 p.
- ROMDAL, T. S.; RAHBEK, C. Elevational zonation of afrotropical forest bird communities along a homogeneous forest gradient. **Journal of Biogeography**, v. 36, n. 2, p. 327-336, 2009.
- ROSENFELD, J. S. Functional redundancy in ecology and conservation. **Oikos**, v. 98, n.1, p. 156-162, 2002.
- RUXTON, G. D. The unequal variance t-test is an underused alternative to Student's t-test and the Mann–Whitney U test. **Behavioral Ecology**, v. 17, n. 4, p. 688–690, 2006.
- SAHNEY, S.; BENTON, M. J.; FALCON-LANG, H. J. Rainforest collapse triggered Pennsylvanian tetrapod diversification in Euramerica. **Geology**, v. 38, n. 12, p. 1079–1082, 2010.

- SÁNCHEZ-DE-JESÚS, H. A. et al. Forest loss and matrix composition are the major drivers shaping dung beetle assemblages in a fragmented rainforest. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 4, p. 843-854, 2016.
- SANZ, J. J. Experimentally increased insectivorous bird density results in a reduction of caterpillar density and leaf damage to Pyrenean oak. **Ecological Research**, v. 16, n. 387–394, 2001.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, p. 18–32, 1991.
- SAZIMA, I. The parakeet *Brotogeris tirica* feeds on and disperses the fruits of the palm *Syagrus romanzoffiana* in Southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 1, p. 231-234, 2008.
- SEKERCIOGLU, C. H. Impacts of birdwatching on human and avian communities. **Environmental Conservation**, v. 29, p. 282–289, 2002.
- SEKERCIOGLU, C. H. Increasing awareness of avian ecological function. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 21, p. 464–471, 2006.
- SEKERCIOGLU, C. H. et al. Persistence of forest birds in the Costa Rican agricultural countryside. **Conservation Biology**, v. 21, p. 482–494, 2007.
- SEKERCIOGLU, C. H. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural áreas. **Journal of Ornithology**, v. 153, n. 1, p. 153-161, 2012.
- SEKERCIOGLU, C. H.; WENNY, D. G.; WHELAN, C. J. (eds.). **Why birds matter: avian ecological function and ecosystem services**. Chicago: University of Chicago Press, 2016. 368 p.
- SHAFER, C. L. **Nature reserves: island theory and conservation practice**. Smithsonian Institution Press, 1990. 189 p.
- SHORT, L. L.; HORNE, J. F. N. Family Ramphastidae. In: HOYO, J.; ELLIOTT, A.; SARGATAL, J. (eds.). **Handbook of the birds of the world- vol. 7. Jacamars to Woodpeckers**. p. 220-272. Barcelona: Lynx Edicions, 2002. 613 p.
- SICK, H. Observations on the Andean-Patagonian componente of southeastern Brazil's avifauna. **Ornithological Monographs**, v. 36, p. 233-237, 1985.
- SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Ed. Nova Fronteira, 1997. 862 p.
- SIEVING, K. E.; M. F. WILLSON; DE SANTO, T. Habitat barriers to movements of understory birds in fragmented south-temperate rainforest. **Auk**, v. 113, p. 944–949, 1996.
- SILVA, J. M. C.; STOTZ, D. F. Geographic variation in the Sharp-billed Treehunter *Heliobletus contaminatus*. **Bulletin of the British Ornithologists' Club**, v. 112, p. 98-101, 1992.
- SILVA, J. M. C.; STRAUBE, F. C. Systematics and biogeography of Scaled Woodcreepers (Aves: Dendrocolaptidae). **Studies on Neotropical Fauna and Environment** v. 31, p. 3-10, 1996.

- SILVA, J. M. C.; CASTELLETTI, C. H. M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I. G. (eds.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. p. 43-59. Washington, D.C: Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, 2003. 408 p.
- SILVA, J. M. C.; SOUZA, M. C.; CASTELLETTI, C. H. M. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic forest, South America. **Global Ecology and Biogeography**, v. 13, p. 85-92, 2004.
- SILVA, L. R. **Predadores de ninhos em uma comunidade de aves da Mata Atlântica no Estado de São Paulo**. 2015. 36 p. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) - Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2015.
- SITTERS, H. et al. Opposing Responses of Bird Functional Diversity to Vegetation Structural Diversity in Wet and Dry Forest. **PLoS ONE**, v. 11, n. 10, p. e0164917, 2016.
- SODHI, N. S.; LIOW, L. H.; BAZZAZ, F. A. Avian extinctions from tropical and subtropical forests. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 35, p. 323–345, 2004.
- SODHI, N. S. et al. **Conservation of Tropical Birds**. John Wiley & Sons, 2011. 312 p.
- SPIEGEL, O.; NATHAN, R. Incorporating dispersal distance into the disperser effectiveness framework: frugivorous birds provide complementary dispersal to plants in a patchy environment. **Ecology Letters**, v. 10, p. 718–728, 2007.
- STATTERSFIELD, A. J. et al. **Endemic bird areas of the world: priorities for biodiversity conservation** – Birdlife Conservation Series n. 7. Cambridge: BirdLife International, 1998. 846 p.
- STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD-JR., R. O. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. **Ecology**, v. 76, p. 2429–2445, 1995.
- STRATFORD, J. A.; STOUFFER, P. C. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. **Conservation Biology**, v. 13, n. 6, p. 1416-1423, 1999.
- SWADDLE, J. P.; CALOS, S. E. Increased avian diversity is associated with lower incidence of human west nile infection: Observation of the dilution effect. **PLoS ONE**, v. 3, n. 6, p. e2488, 2008.
- TERBORGH, J. et al. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, v. 294, p. 1923–1926, 2001.
- THIOLLAY, J. M. L'évolution des peuplements d'oiseaux tropicaux le long d'un gradient altitudinal dans l'himalaya central. **Terre et la Vie**, v. 34, p. 199-269, 1980.
- TRIVEDI, M. R.; CORNEJO, F. H.; WATKINSON, A. R. Seed predation on brazil nuts (*Bertholletia excelsa*) by macaws (Psittacidae) in Madre de Dios, Peru. **Biotropica**, v. 36, n. 1, p. 118-122, 2004.
- TURNER, I. M.; CORLLET, R. T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 11, p. 330-333, 1996.



- URIARTE, M. et al. Disentangling the drivers of reduced long-distance seed dispersal by birds in an experimentally fragmented landscape. **Ecology**, v. 92, p. 924–937, 2011.
- VALLEJOS, M. A. V.; PADIAL, A. A.; VITULE, J. R. S. Human-induced landscape changes homogenize atlantic forest bird assemblages through nested species loss. **PLoS ONE**, v. 11, n. 2, p. e0147058, 2016.
- VAN-BAEL, S. A. et al. Birds as predators in tropical agroforestry systems. **Ecology**, v. 89, p. 928–934, 2008.
- VAN DEN BERG, L. J. L. et al. Territory selection by the Dartford warbler (*Sylvia undata*) in Dorset, England: the role of vegetation type, habitat fragmentation and population size. **Biological Conservation**, v. 101, n. 2, p. 217-228, 2001.
- VASCONCELOS, M. F.; D'ANGELO-NETO, S. First assessment of the avifauna of Araucaria forests and other habitats from extreme Southern Minas Gerais, Serra da Mantiqueira, Brazil, with notes on biogeography and conservation. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 49, n. 3, p. 49-71, 2009.
- VIELLIARD, J. M.; SILVA, W. R. Nova metodologia de levantamento quantitativo de avifauna e primeiros resultados no interior do estado de São Paulo. **Anais IV Encontro Nacional dos Anilhadores de Aves**, p. 117-151. Recife: UFPE, 1990.
- 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, p. 309–318, 2014.
- VILLASENOR-SÁNCHEZ, E. I.; DIRZO, R.; RENTON, K. Importance of the lilac-crowned parrot in pre-dispersal seed predation of *Astronium graveolens* in a Mexican tropical dry forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 26, n. 2, p. 227-236, 2010.
- WATSON J. et al. Catastrophic declines in wilderness areas undermine global environmental targets. **Current Biology**, v. 26, p. 2929–2934, 2016.
- WILCOVE, D. S. et al. Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States: Assessing the relative importance of habitat destruction, alien species, pollution, overexploitation, and disease. **BioScience**, v. 48, n. 8, p. 607–615, 1998.
- WILLIS, E. O. Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado Island, Panama. **Ecological Monographs**, v. 44, p. 153–169, 1974.
- WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 33, n. 1, p. 1-25, 1979.
- WILLIS, E. O. Zoogeographical origins of eastern Brazilian birds. **Ornitología Neotropical**, v. 3, p. 1-15, 1992.
- WILLIS, E. O.; ONIKI, Y. Birds of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil: do humans add or subtract species? **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 42, n. 9, p. 193-264. 2002.
- WILLRICH, G. et al. Twenty-three years of bird monitoring reveal low extinction and colonization of species in a reserve surrounded by an extremely fragmented landscape in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 24, n. 3, p. 235-259. 2016.

YOUNG, A.; BOYLE, T.; BROWN, T. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 10, p. 413-418. 2001.

## APÊNDICE A

Quadro S1 - Lista das localidades contempladas neste estudo e respectivas coordenadas geográficas.

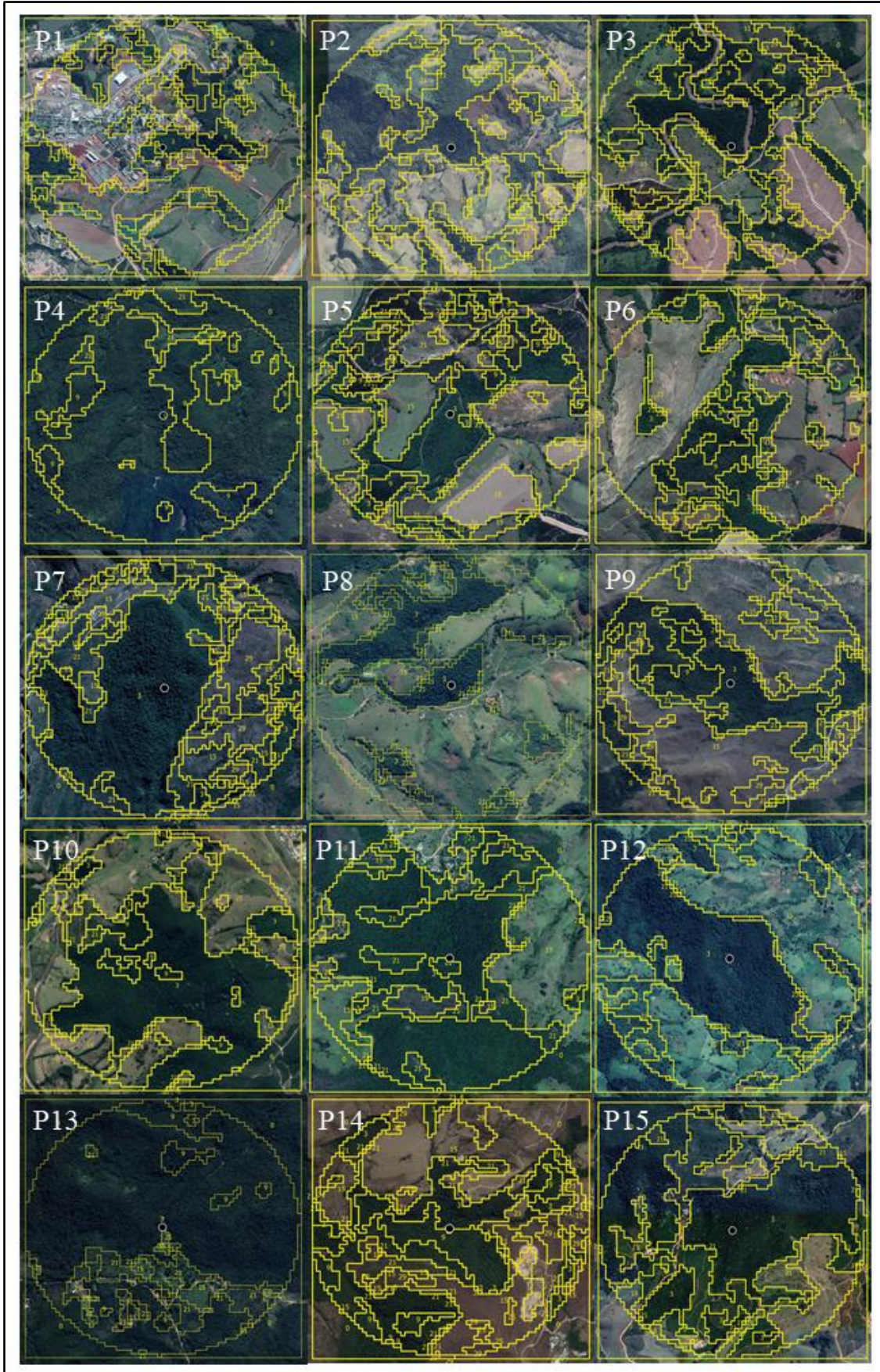
Paisagem	Localidade/UC	Município e Estado	Tipo de Floresta	Coordenadas UTM (23k)	
				x	y
P1	Campus UFLA (matinha)	Lavras - MG	Estacional	502972.00	7652503.00
P2	APA Mantiqueira (mata da cachoeira)	Bocaina de Minas - MG	Estacional	547437.00	7542995.00
P3	Área particular	Madre de Deus - MG	Estacional	564627.00	7623707.00
P4	APA Mantiqueira	Delfim Moreira - MG	Ombrófila	477912.00	7506281.00
P5	Área particular	Ingaí - MG	Estacional	511170.00	7632779.00
P6	Área particular	Luminárias - MG	Estacional	509754.00	7624386.00
P7	PE do Ibitipoca	Lima Duarte - MG	Estacional	615415.00	7598917.00
P8	Área particular (mata do Comandante)	Piranguçu - MG	Estacional	451278.00	7509366.00
P9	Parque Quedas do Rio Bonito	Lavras - MG	Estacional	501510.00	7641134.00
P10	Campus IFET	Barbacena - MG	Estacional	629364.00	7650842.00
P11	RPPN Terras do Morro Grande	Itajubá - MG	Estacional	455014.00	7515478.00
P12	APA Mantiqueira (área particular - mata da casa rosa)	Piranguçu - MG	Estacional	443539.00	7505909.00
P13	APA Mantiqueira	Delfim Moreira - MG	Ombrófila	475045.00	7507929.00
P14	Área particular (Serra grande)	Luminárias - MG	Estacional	517576.00	7617110.00
P15	Área particular (mata do cafezal)	Sta. Rita do Sapucaí - MG	Estacional	428400.00	7545719.00
P16	Área particular (Fazenda Chapada)	Conceição dos Ouros -MG	Estacional	423199.00	7513866.00
P17	APA Mantiqueira (mata da represa)	Piranguçu - MG	Ombrófila	443663.00	7499065.00
P18	APA Mantiqueira (área particular - morro grande)	Piranguçu - MG	Ombrófila	445255.48	7502404.00
P19	APA Mantiqueira	Bocaina de Minas - MG	Ombrófila	553224.00	7542623.00
P20	Área particular (mata da Bexiga)	Conceição dos Ouros - MG	Estacional	421245.00	7521166.00
P21	REBIO da Serra de Santa Rita Mitzi Brandão	Santa Rita do Sapucaí - MG	Estacional	424831.00	7544582.00
P22	REBIO de Pouso Alegre	Pouso Alegre - MG	Estacional	397148.00	7542719.00
P23	RPPN Alto-Montana	Itamonte - MG	Ombrófila	519981.00	7527369.00
P24	Área particular (Mata Triste - parte alta)	Minduri - MG	Estacional	542919.00	7609483.00
P25	Área particular (Mata Triste - parte baixa)	Minduri - MG	Estacional	545568.00	7608691.00
P26	MONA Pedra do Picu	Itamonte - MG	Ombrófila	522132.00	7529183.00
P27	Parque Natural Municipal Prof. Fernando Afonso Bonillo	Pouso Alegre - MG	Estacional	400398.00	7542243.00
P28	APA Mantiqueira	Itamonte - MG	Ombrófila	524370.00	7526333.00
P29	PARNA Itatiaia (parte alta)	Itamonte - MG	Ombrófila	527216.00	7526588.00
P30	PARNA Itatiaia (parte baixa)	Itatiaia - RJ	Ombrófila	539955.00	7518859.00

Quadro S2 - Variáveis de paisagem e respectivas métricas. Para a conectividade funcional foi considerada uma capacidade de cruzar lacunas de 60m.

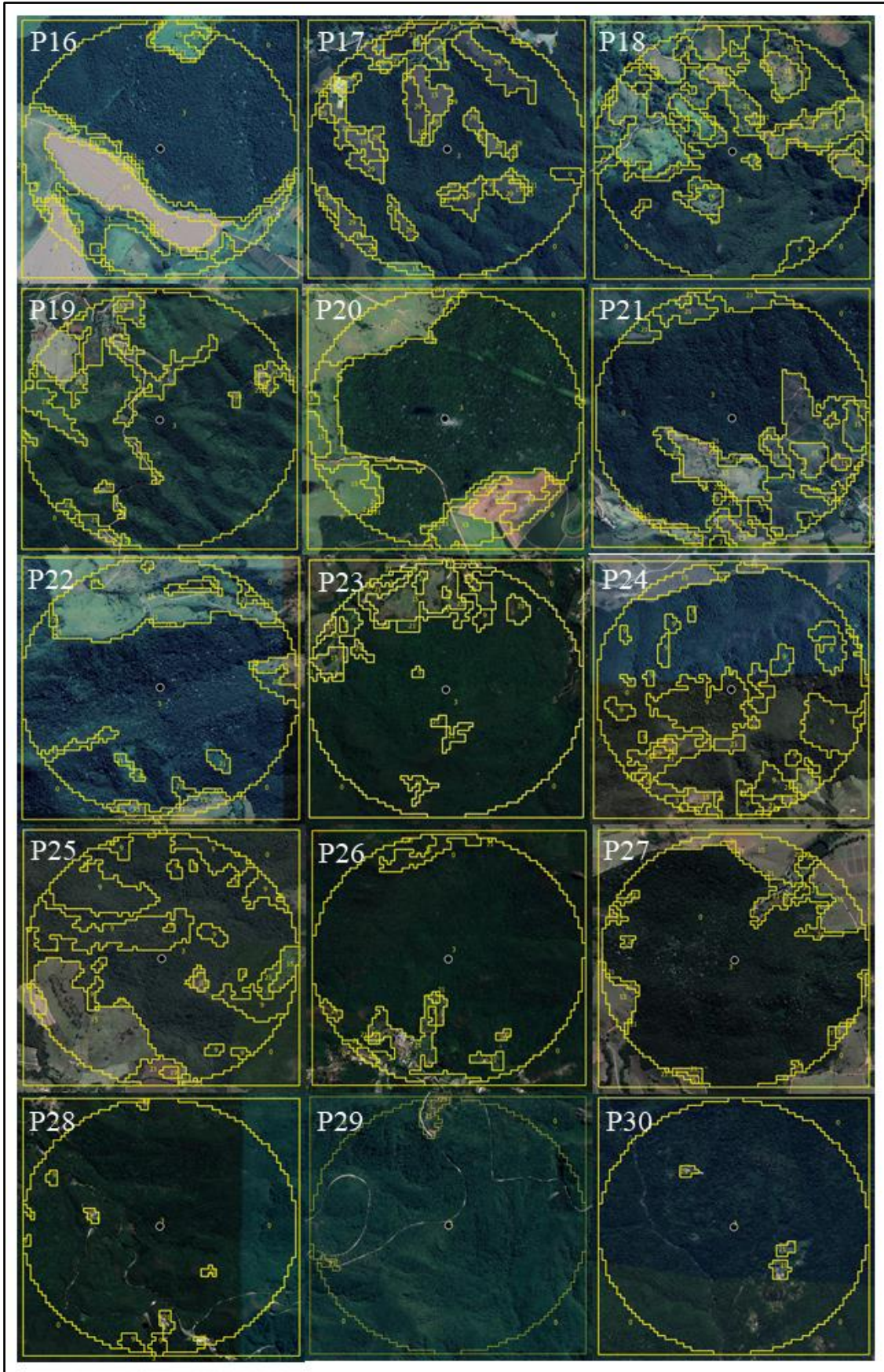
Paisagem	Altitude (m)	Área frag. focal (ha)	Conectividade estrutural (ha)	Conectividade funcional (ha)	Quantidade de habitat (%)			Área nuclear de habitat (%)		
					1.000m	2.000m	3.000m	1.000m	2.000m	3.000m
P1	951	6	19	57	23	16	12	1	1	0
P2	1.257	27	91.756	535.546	48	40	50	11	10	17
P3	927	10	30	130	31	23	24	2	1	1
P4	1.368	15.228	93.508	535.546	66	75	76	32	41	47
P5	882	18	590	9.588	36	25	25	5	2	1
P6	935	57	108	9.588	48	29	22	25	7	3
P7	1.444	140	5.281	535.546	71	47	46	38	15	10
P8	969	15	138	1.669	29	24	33	8	4	8
P9	1.149	128	289	5.593	60	33	31	36	13	7
P10	1.144	132	97	1.253	74	42	31	54	20	11
P11	1.228	78	365	607	68	48	44	27	17	17
P12	1.078	946	1.482	535.546	69	47	38	48	21	14
P13	1.315	15.228	93.508	535.546	77	68	69	42	43	43
P14	1.098	155	79	290	57	41	29	29	16	9
P15	1.014	164	21	247	64	46	39	38	21	20
P16	879	1.290	548	2.319	82	58	50	74	49	33
P17	1.591	1.760	106.976	535.546	69	71	73	29	39	41
P18	1.614	1.760	106.976	535.546	62	62	64	21	36	41
P19	1.383	232	260	535.546	61	50	57	40	25	32
P20	913	595	34	649	99	67	53	93	54	39
P21	1.040	1.318	630	2.129	73	66	48	54	44	29
P22	1.046	723	300	1.487	96	70	57	84	47	33
P23	1.560	60.361	31.422	535.546	97	82	75	83	59	54
P24	1.371	1.436	873	5.887	97	82	62	78	61	42
P25	989	1.436	873	5.887	95	80	62	85	66	46
P26	1.533	60.361	31.422	535.546	95	85	78	76	55	46
P27	876	321	28	1.487	95	70	40	84	50	24
P28	1.613	60.361	31.422	535.546	92	94	95	66	71	74
P29	2.081	60.361	31.422	535.546	99	95	90	93	78	73
P30	1.070	60.361	31.422	535.546	95	97	98	74	82	88



Figura S1 – Paisagens amostradas neste estudo (P1 a P30), delimitadas pelo *buffer* de 1.000m. (Continua na próxima página).







## APÊNDICE B

Tabela S1 – Lista geral das espécies de aves registradas neste estudo.

**Legenda** – Endemismo: MA = Mata Atlântica; CE = Cerrado; (QE) = quase endêmico. Dependência de ambientes florestais (Dep. amb. florestais): d = dependente; sd = semi-dependente; nd = não dependente. Guilda trófica: on = onívoro; fg = frugívoro; ma = malacófago; nc = necrófago; ca = carnívoro; gr = granívoro; ne = nectarívoro; in = insetívoro; ia = insetívoro aéreo; ie = insetívoro de musgos e epífitas; if = insetívoro da folhagem; is = insetívoro do solo; it = insetívoro de troncos e galhos. Grupo funcional: ds = dispersores de sementes; ps = predadores de sementes; pi = predadores de invertebrados; pv = predadores de vertebrados; po = polinizadores; sa = saneadores do ambiente.

Nome do Táxon	Nome popular	Endemismo	Dep. amb. florestais	Guilda trófica	Grupo funcional
<b>Ordem Tinamiformes</b>					
<b>Família Tinamidae</b>					
<i>Crypturellus o. obsoletus</i>	inambuguaçu	MA	d	on	ps/pi
<i>Crypturellus tataupa</i>	inambu-chintã		d	on	ps/pi
<b>Ordem Galliformes</b>					
<b>Família Cracidae</b>					
<i>Penelope superciliaris</i>	jacupemba		d	fg	ds
<i>Penelope obscura bronzina</i>	jacuguaçu	MA	d	fg	ds
<b>Ordem Pelecaniformes</b>					
<b>Família Threskiornithidae</b>					
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	coró-coró		sd	in/ma	pi
<b>Ordem Cathartiformes</b>					
<b>Família Cathartidae</b>					
<i>Cathartes aura</i>	urubu-de-cabeça-vermelha		nd	nc	sa
<i>Cathartes burrovianus</i>	urubu-de-cabeça-amarela		nd	nc	sa
<i>Coragyps atratus</i>	urubu		nd	nc	sa
<i>Sarcoramphus papa</i>	urubu-rei		nd	nc	sa
<b>Ordem Accipitriformes</b>					
<b>Família Accipitridae</b>					
<i>Leptodon cayanensis</i>	gavião-gato		d	ca/in	pi/pv
<i>Elanoides forficatus</i>	gavião-tesoura		nd	ca/in	pi/pv
<i>Harpagus diodon</i>	gavião-bombachinha		d	ca/in	pi/pv
<i>Accipiter striatus</i>	tauató-miúdo		d	ca	pv
<i>Accipiter bicolor</i>	gavião-bombachinha-grande		d	ca	pv
<i>Ictinia plumbea</i>	sovi		sd	ca/in	pi/pv
<i>Geranoospiza caerulescens</i>	gavião-pernilongo		d	ca	pv
<i>Heterospizias meridionalis</i>	gavião-caboclo		nd	ca/in	pi/pv
<i>Rupornis magnirostris</i>	gavião-carijó		sd	ca	pv
<i>Parabuteo leucorrhous</i>	gavião-de-sobre-branco		d	ca	pv
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	gavião-de-rabo-branco		nd	ca	pv
<i>Buteo brachyurus</i>	gavião-de-cauda-curta		sd	ca	pv
<i>Spizaetus tyrannus</i>	gavião-pega-macaco		d	ca	pv
<b>Ordem Gruiformes</b>					
<b>Família Rallidae</b>					
<i>Aramides saracura</i>	saracura-do-mato	MA	sd	on	pi/pv
<b>Ordem Columbiformes</b>					
<b>Família Columbidae</b>					
<i>Columbina talpacoti</i>	rolinha		nd	gr	ds
<i>Patagioenas picazuro</i>	asa-branca		sd	gr	ds
<i>Patagioenas cayennensis</i>	pomba-galega		d	gr/fg	ds
<i>Patagioenas p. plumbea</i>	pomba-amargosa	MA	d	gr/fg	ds
<i>Leptotila verreauxi</i>	juriti-pupu		d	gr	ds

<i>Leptotila rufaxilla</i>	juriti-de-testa-branca		d	gr	ds
<i>Geotrygon montana</i>	pariri		d	on	ds
<b>Ordem Cuculiformes</b>					
<b>Família Cuculidae</b>					
<i>Piaya cayana</i>	alma-de-gato		sd	on	ds/pi
<b>Ordem Strigiformes</b>					
<b>Família Strigidae</b>					
<i>Megascops choliba</i>	corujinha-do-mato		sd	ca/in	pi/pv
<i>Megascops atricapilla</i>	corujinha-sapo	MA	d	ca/in	pi/pv
<i>Pulsatrix koenigswaldiana</i>	murucututu-de-barriga-amarela	MA	d	ca	pv
<i>Strix hylophila</i> MA	coruja-listrada		d	ca	pv
<b>Ordem Nyctibiiformes</b>					
<b>Família Nyctibiidae</b>					
<i>Nyctibius griseus</i>	urutau		sd	in	pi
<b>Ordem Caprimulgiformes</b>					
<b>Família Caprimulgidae</b>					
<i>Nyctiphrynus ocellatus</i>	bacurau-ocelado		d	in	pi
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	tuju		sd	in	pi
<i>Nyctidromus albicollis</i>	bacurau		sd	in	pi
<i>Hydropsalis longirostris</i>	bacurau-da-telha		nd	in	pi
<b>Ordem Apodiformes</b>					
<b>Família Apodidae</b>					
<i>Cypseloides senex</i>	taperuçu-velho		nd	ia	pi
<i>Streptoprocne zonaris</i>	taperuçu-de-coleira-branca		nd	ia	pi
<i>Chaetura meridionalis</i>	andorinhão-do-temporal		nd	ia	pi
<b>Família Trochilidae</b>					
<i>Phaethornis squalidus</i>	rabo-branco-pequeno	MA	d	ne	po
<i>Phaethornis ruber</i>	rabo-branco-rubro		d	ne	po
<i>Phaethornis pretrei</i>	rabo-branco-acanelado		sd	ne	po
<i>Phaethornis eurynome</i>	rabo-branco-de-garganta-rajada	MA	d	ne	po
<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	beija-flor-cinza	MA(QE)	d	ne	po
<i>Florisuga fusca</i>	beija-flor-preto		sd	ne	po
<i>Colibri serrirostris</i>	beija-flor-de-orelha-violeta		sd	ne	po
<i>Stephanoxis lalandi</i>	beija-flor-de-topete	MA	d	ne	po
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	besourinho-de-bico-vermelho		nd	ne	po
<i>Thalurania glaucopis</i>	beija-flor-de-fronte-violeta	MA	d	ne	po
<i>Leucochloris albicollis</i>	beija-flor-de-papo-branco		sd	ne	po
<i>Amazilia v. versicolor</i>	beija-flor-de-banda-branca	MA	d	ne	po
<i>Amazilia lactea</i>	beija-flor-de-peito-azul		sd	ne	po
<i>Heliodoxa rubricauda</i>	beija-flor-rubi	MA	d	ne	po
<i>Heliothryx auritus</i>	beija-flor-de-bochecha-azul		d	ne	po
<i>Heliomaster squamosus</i>	bico-reto-de-banda-branca		sd	ne	po
<b>Ordem Trogoniformes</b>					
<b>Família Trogonidae</b>					
<i>Trogon surrucura aurantius</i>	surucuá-variado	MA	d	fg/in	ds/pi
<i>Trogon s. surrucura</i>	surucuá-variado		d	fg/in	ds/pi
<i>Trogon rufus chrysochloros</i>	surucuá-dourado	MA	d	fg/in	ds/pi
<b>Ordem Coraciiformes</b>					
<b>Família Momotidae</b>					
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	juruva	MA(QE)	d	on	ds/pi
<b>Ordem Galbuliformes</b>					
<b>Família Galbulidae</b>					
<i>Galbula ruficauda</i>	ariramba		sd	in	pi
<b>Família Bucconidae</b>					
<i>Malacoptila s. striata</i>	barbudo-rajado	MA	d	in	pi
<b>Ordem Piciformes</b>					
<b>Família Ramphastidae</b>					
<i>Ramphastos toco</i>	tucanuçu		sd	on	ds/pi/pv
<i>Ramphastos dicolorus</i>	tucano-de-bico-verde	MA	d	on	ds/pi/pv
<b>Família Picidae</b>					



<i>Picumnus cirratus</i>	picapauzinho-barrado		sd	it	pi
<i>Melanerpes candidus</i>	pica-pau-branco		sd	it/fg	pi
<i>Melanerpes flavifrons</i>	pica-pau-de-testa-amarela	MA(QE)	d	on	pi
<i>Veniliornis passerinus</i>	pica-pau-pequeno		sd	it	pi
<i>Veniliornis spilogaster</i>	picapauzinho-verde-carijó		d	it	pi
<i>Piculus aurulentus</i>	pica-pau-dourado	MA	d	it	pi
<i>Colaptes melanochloros</i>	pica-pau-verde-barrado		sd	it	pi
<i>Celeus flavescens flavescens</i>	pica-pau-de-cabeça-amarela	MA	d	it	pi
<i>Dryocopus lineatus erythropus</i>	pica-pau-de-banda-branca	MA(QE)	d	it	pi
<i>Campephilus robustus</i>	pica-pau-rei	MA	d	it	pi
<b>Ordem Falconiformes</b>					
<b>Família Falconidae</b>					
<i>Caracara plancus</i>	carcará		nd	ca/nc	sa/pv
<i>Milvago chimachima</i>	carrapateiro		nd	ca	pv
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	acauã		sd	ca	pv
<i>Micrastur ruficollis</i>	falcão-caburé		d	ca	pv
<i>Micrastur semitorquatus</i>	falcão-relógio		d	ca	pv
<i>Falco peregrinus</i>	falcão-peregrino		nd	ca	pv
<b>Ordem Psittaciformes</b>					
<b>Família Psittacidae</b>					
<i>Primolius maracana</i>	maracaná		sd	fg	ps
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	periquitão		sd	fg	ps
<i>Aratinga auricapillus</i>	jandaia-de-testa-vermelha		sd	fg	ps
<i>Pyrrhura frontalis frontalis</i>	tiriba	MA	d	fg	ps
<i>Forpus xanthopterygius</i>	tuim		sd	fg/gr	ps
<i>Brotogeris tirica</i>	periquito-verde	MA	d	fg/gr	ps
<i>Brotogeris chiriri</i>	periquito-de-encontro-amarelo		sd	fg	ps
<i>Pionopsitta pileata</i>	cuiú-cuiú	MA	d	fg/gr	ps
<i>Pionus maximiliani melanoblepharus</i>	maitaca	MA	d	fg	ps
<i>Amazona vinacea</i>	papagaio-de-peito-roxo	MA	d	fg	ps
<b>Ordem Passeriformes</b>					
<b>Família Thamnophilidae</b>					
<i>Terenura maculata</i>	zidedê	MA	d	in	pi
<i>Rhopias gularis</i>	choquinha-de-garganta-pintada	MA	d	in	pi
<i>Dysithamnus stictothorax</i>	choquinha-de-peito-pintado	MA	d	in	pi
<i>Dysithamnus mentalis mentalis</i>	choquinha-lisa	MA	d	in	pi
<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	choquinha-de-asa-ferrugem	MA	d	in	pi
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	chorozinho-de-chapéu-preto		d	in	pi
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	chorozinho-de-asa-vermelha	MA	d	in	pi
<i>Thamnophilus caerulescens caerulescens</i>	choca-da-mata	MA	d	in	pi
<i>Batara cinerea</i>	matracão	MA	d	in	pi
<i>Mackenziaena leachii</i>	borralhara-assobiadora	MA	d	in	pi
<i>Mackenziaena severa</i>	borralhara	MA	d	in	pi
<i>Myrmoderus loricatus</i>	formigueiro-assobiador	MA	d	in	pi
<i>Pyriglena leucoptera</i>	papa-taoca-do-sul		d	in	pi
<i>Dryophila ferruginea</i>	trovoada	MA	d	in	pi
<i>Dryophila rubricollis</i>	trovoada-de-bertoni	MA	d	in	pi
<i>Dryophila genei</i>	choquinha-da-serra	MA	d	in	pi
<i>Dryophila ochropyga</i>	choquinha-de-dorso-vermelho	MA	d	in	pi
<i>Dryophila malura</i>	choquinha-carijó	MA	d	in	pi
<b>Família Conopophagidae</b>					
<i>Conopophaga lineata</i>	chupa-dente		d	in	pi
<i>Conopophaga melanops</i>	cuspidor-de-máscara-preta	MA	d	in	pi
<b>Família Grallariidae</b>					
<i>Grallaria varia</i>	tovacuçu	MA	d	is	pi
<i>Hylopezus nattereri</i>	pinto-do-mato	MA	d	is	pi
<b>Família Rhinocryptidae</b>					
<i>Merulaxis ater</i>	entufado	MA	d	is	pi
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	macuquinho	MA	d	is	pi
<i>Scytalopus speluncae</i>	tapaculo-preto	MA	d	is	pi

<i>Scytalopus petrophilus</i>	tapaculo-serrano	MA	d	is	pi
<b>Família Formicariidae</b>					
<i>Chamaeza meruloides</i>	tovaca-cantadora		d	is	pi
<i>Chamaeza ruficauda</i>	tovaca-de-rabo-vermelho	MA	d	is	pi
<b>Família Scleruridae</b>					
<i>Sclerurus scansor</i>	vira-folha	MA(QE)	d	is	pi
<b>Família Dendrocolaptidae</b>					
<i>Sittasomus griseicapillus sylviiellus</i>	arapaçu-verde	MA(QE)	d	it	pi
<i>Xiphorhynchus fuscus fuscus</i>	arapaçu-rajado	MA(QE)	d	it	pi
<i>Campylorhamphus falcularius</i>	arapaçu-de-bico-torto	MA	d	it	pi
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	arapaçu-de-cerrado		nd	it	pi
<i>Lepidocolaptes squamatus</i>	arapaçu-escamoso	MA	d	it	pi
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	arapaçu-escamoso-do-sul	MA	d	it	pi
<i>Dendrocolaptes platyrostris platyrostris</i>	arapaçu-grande	MA	d	it	pi
<i>Xiphocolaptes albicollis albicollis</i>	arapaçu-de-garganta-branca	MA(QE)	d	ie	pi
<b>Família Xenopidae</b>					
<i>Xenops rutilans rutilans</i>	bico-virado-carijó	MA	d	it	pi
<b>Família Furnariidae</b>					
<i>Lochmias nematura</i>	joão-porca		d	in	pi
<i>Automolus leucophthalmus sulphurescens</i>	barranqueiro-de-olho-branco	MA	d	in	pi
<i>Anabazenops fuscus</i>	trepador-coleira	MA	d	in	pi
<i>Anabacerthia lichtensteini</i>	limpa-folha-ocráceo	MA	d	if	pi
<i>Philydor rufum</i>	limpa-folha-de-testa-baia		d	if	pi
<i>Heliobletus contaminatus contaminatus</i>	trepadorzinho	MA	d	ie	pi
<i>Syndactyla r. rufosuperciliata</i>	trepador-quiete	MA	d	ie	pi
<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	trepador-sobrancelha	MA	d	if	pi
<i>Leptasthenura setaria</i>	grimpeiro	MA	d	in	pi
<i>Phacellodomus erythrophthalmus</i>	joão-botina-da-mata	MA	d	in	pi
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	pixororé	MA	d	in	pi
<i>Synallaxis cinerascens</i>	pi-puí	MA(QE)	d	in	pi
<i>Synallaxis frontalis</i>	petrim		sd	in	pi
<i>Synallaxis spixi</i>	joão-teneném		sd	in	pi
<i>Cranioleuca pallida</i>	arredio-pálido	MA	d	if	pi
<b>Família Pipridae</b>					
<i>Neopelma pallescens</i>	fruxú-do-cerradão		d	fg/in	ds/pi
<i>Neopelma chrysolophum</i>	fruxú	MA	d	fg/in	ds/pi
<i>Ilicura militaris</i>	tangarazinho		d	fg/in	ds/pi
<i>Chiroxiphia caudata</i>	tangará	MA	d	fg/in	ds/pi
<b>Família Tityridae</b>					
<i>Myiobius atricaudus ridgwayi</i>	assanhadinho-de-cauda-preta	MA	d	in	pi
<i>Schiffornis virescens</i>	flautim	MA(QE)	d	on	ds/pi
<i>Tityra cayana</i>	anambé-branco-de-rabo-preto		d	fg	ds
<i>Pachyramphus viridis</i>	caneleiro-verde		sd	in	pi
<i>Pachyramphus castaneus castaneus</i>	caneleiro	MA	d	in	pi
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	caneleiro-preto		d	on	ds/pi
<i>Pachyramphus validus</i>	caneleiro-de-chapéu-preto		sd	in	pi
<b>Família Cotingidae</b>					
<i>Phibalura flavirostris</i>	tesourinha-da-mata	MA	d	fg	ds
<i>Pyroderus scutatus</i>	pavó	MA(QE)	d	fg	ds
<i>Lipaugus ater</i>	saudade	MA	d	fg	ds
<b>Família Pipritidae</b>					
<i>Piprites pileata</i>	caneleirinho-de-chapéu-preto	MA	d	in	pi
<b>Família Platyrinchidae</b>					
<i>Platyrinchus mystaceus mystaceus</i>	patinho		d	in	pi
<b>Família Rhynchocyclidae</b>					
<i>Mionectes rufiventris</i>	abre-asa-de-cabeça-cinza	MA(QE)	d	on	pi
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	cabeçudo		d	in	pi
<i>Corythopsis delalandi</i>	estalador		d	in	pi
<i>Phylloscartes eximius</i>	barbudinho	MA	d	in	pi

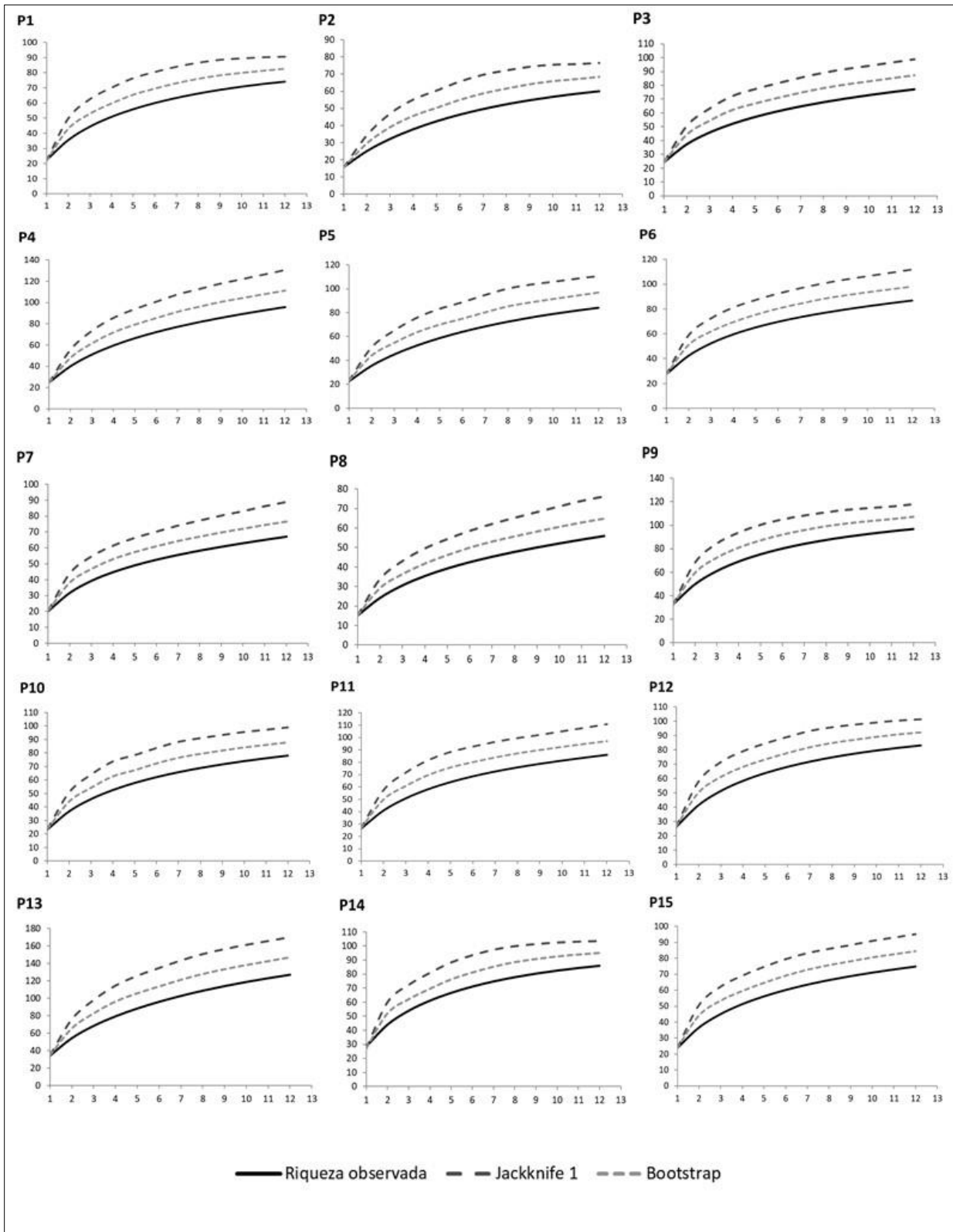
<i>Phylloscartes ventralis</i>	borboletinha-do-mato		d	in	pi
<i>Phylloscartes difficilis</i>	estalinho	MA	d	in	pi
<i>Tolmomyias sulphurescens sulphurescens</i>	bico-chato-de-orelha-preta	MA	d	in	pi
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	teque-teque	MA	d	in	pi
<i>Poecilotriccus plumbeiceps cinereipectus</i>	tororó	MA	d	in	pi
<i>Myiornis auricularis auricularis</i>	miudinho	MA	d	in	pi
<i>Hemitriccus diops</i>	olho-falso	MA	d	in	pi
<i>Hemitriccus obsoletus obsoletus</i>	catraca	MA	d	in	pi
<i>Hemitriccus nidipendulus paulista</i>	tachuri-campainha	MA	d	in	pi
<i>Hemitriccus furcatus</i>	papa-moscas-estrela	MA	d	in	pi
<b>Família Tyrannidae</b>				in	
<i>Hirundinea ferruginea</i>	gibão-de-couro		sd	in	pi
<i>Camptostoma obsoletum</i>	risadinha		sd	in	pi
<i>Elaenia flavogaster</i>	guaracava-de-barriga-amarela		sd	on	ds/pi
<i>Elaenia mesoleuca</i>	tuque	MA(QE)	d	on	ds/pi
<i>Elaenia obscura sordida</i>	tucão	MA(QE)	sd	on	ds/pi
<i>Myiopagis caniceps</i>	guaracava-cinzenta		d	in	pi
<i>Myiopagis viridicata</i>	guaracava-de-crista-alaranjada		d	in	pi
<i>Phyllomyias virescens</i>	piolhinho-verdoso	MA	d	in	pi
<i>Phyllomyias fasciatus brevirostris</i>	piolhinho	MA	d	in	pi
<i>Phyllomyias griseocapilla</i>	piolhinho-serrano	MA	d	fg/in	ds/pi
<i>Serpophaga subcristata</i>	alegrinho		sd	in	pi
<i>Attila phoenicurus</i>	capitão-castanho		d	in	pi
<i>Attila rufus rufus</i>	capitão-de-saíra	MA	d	in	pi
<i>Legatus leucophaeus</i>	bem-te-vi-pirata		d	fg/in	ds/pi
<i>Ramphotrigon m. megacephalum</i>	maria-cabeçuda	MA	d	in	pi
<i>Myiarchus swainsoni</i>	irré		d	in	pi
<i>Myiarchus ferrox</i>	maria-cavaleira		sd	on	pi
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	maria-cavaleira-de-rabo-enferrujado		sd	in	pi
<i>Syrstes sibilator</i>	gritador		d	in	pi
<i>Pitangus sulphuratus</i>	bem-te-vi		sd	on	ds/pi
<i>Myiodynastes maculatus</i>	bem-te-vi-rajado		sd	on	ds/pi
<i>Megarynchus pitangua</i>	neinei		sd	on	ds/pi
<i>Myiozetetes similis</i>	bentevizinho-de-penacho-vermelho		sd	on	ds/pi
<i>Tyrannus albogularis</i>	suiriri-de-garganta-branca		sd	in	pi
<i>Tyrannus melancholicus</i>	suiriri		sd	in	pi
<i>Empidonomus varius</i>	peítica		sd	in	pi
<i>Colonia colonus</i>	viuvinha		d	in	pi
<i>Myiophobus fasciatus</i>	filipe		sd	in	pi
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	guaracavuçu		d	in	pi
<i>Lathrotriccus euléri</i>	enferrujado		d	in	pi
<i>Contopus cinereus cinereus</i>	papa-moscas-cinzento	MA	d	in	pi
<i>Knipolegus cyanirostris</i>	maria-preta-de-bico-azulado		d	in	pi
<i>Muscipipra vetula</i>	tesourinha-cinzenta	MA	d	in	pi
<b>Família Vireonidae</b>					
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	pitiguari		sd	on	pi
<i>Hylophilus amaurocephalus</i>	vite-vite-de-olho-cinza		sd	in	pi
<i>Hylophilus poicilotis</i>	verdinho-coroado	MA	d	in	pi
<i>Vireo chivi</i>	juruviara		d	in	pi
<b>Família Corvidae</b>					
<i>Cyanocorax cristatellus</i>	gralha-do-campo	CE	nd	on	ds/pi
<i>Cyanocorax chrysops</i>	gralha-picaça		d	on	ds/pi
<b>Família Hirundinidae</b>					
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	andorinha-pequena-de-casa		nd	ia	pi
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	andorinha-serradora		nd	ia	pi
<i>Progne tapera</i>	andorinha-do-campo		nd	ia	pi
<b>Família Troglodytidae</b>					
<i>Troglodytes musculus</i>	corruíra		nd	in	pi
<b>Família Turdidae</b>					

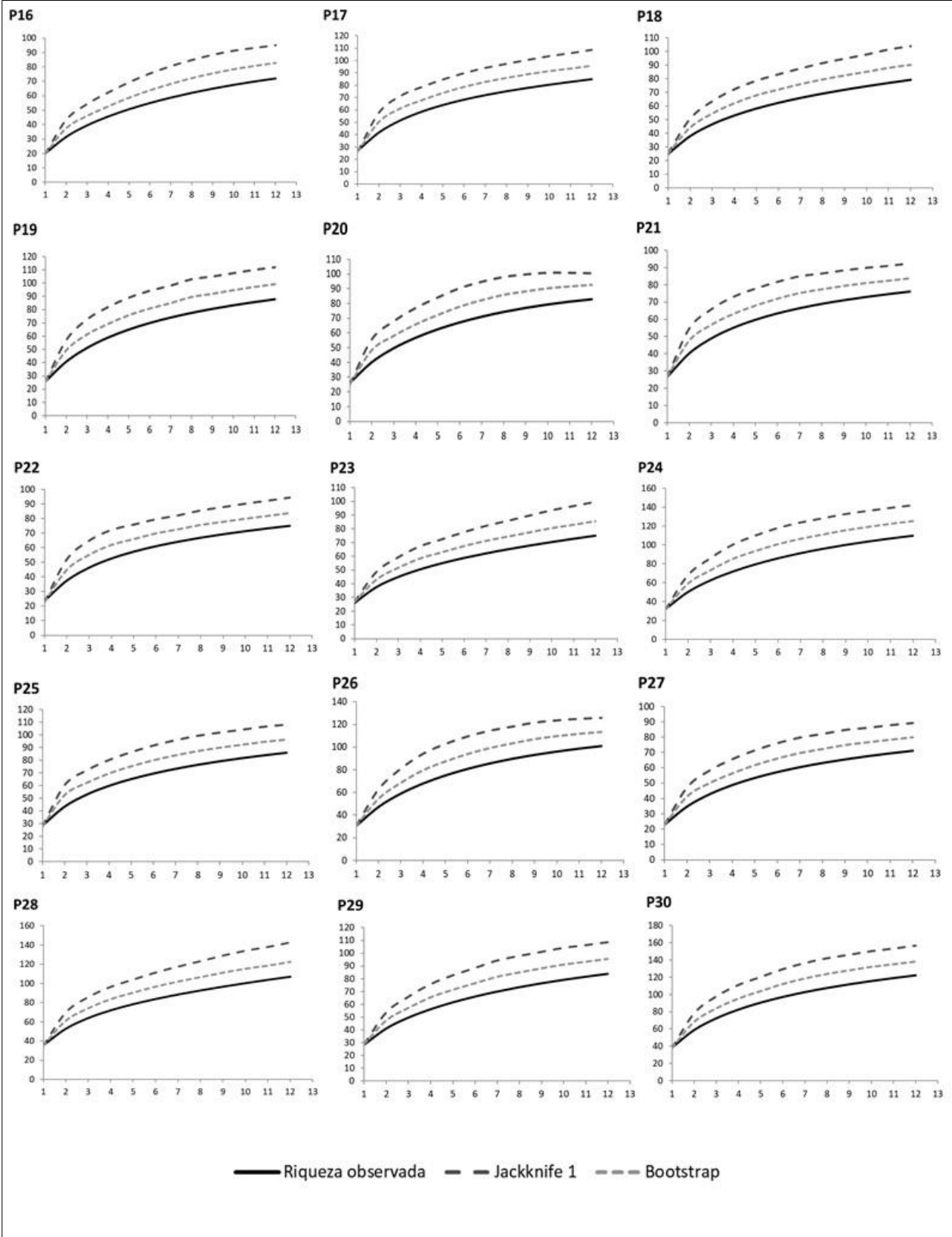
<i>Turdus flavipes flavipes</i>	sabiá-una	MA	d	fg	ds
<i>Turdus leucomelas</i>	sabiá-branco		sd	fg/in	ds/pi
<i>Turdus rufiventris</i>	sabiá-laranjeira		sd	on	ds/pi
<i>Turdus amaurochalinus</i>	sabiá-poca		sd	fg/in	ds/pi
<i>Turdus subalaris</i>	sabiá-ferreiro		d	fg/in	ds/pi
<i>Turdus albicollis albicollis</i>	sabiá-coleira	MA(QE)	d	fg/in	ds/pi
<b>Família Passerellidae</b>					
<i>Zonotrichia capensis</i>	tico-tico		nd	gr	ps
<i>Arremon semitorquatus</i>	tico-tico-do-mato	MA	d	on	ps
<i>Arremon flavirostris</i>	tico-tico-de-bico-amarelo		d	on	ps
<b>Família Parulidae</b>					
<i>Setophaga pitiayumi</i>	mariquita		d	in	pi
<i>Basileuterus culicivorus</i>	pula-pula		d	in	pi
<i>Myiothlypis flaveola</i>	canário-do-mato		d	in	pi
<i>Myiothlypis l. leucoblephara</i>	pula-pula-assobiador	MA	d	in	pi
<b>Família Icteridae</b>					
<i>Psarocolius decumanus</i>	japu		d	on	ds/pi
<i>Cacicus chrysopterus</i>	japuira		d	on	ds/pi
<i>Cacicus haemorrhous</i>	guaxe	MA(QE)	d	on	ds/pi
<b>Família Mitrospingidae</b>					
<i>Orthogonys chloricterus</i>	catirumbava	MA	d	fg/in	ds/pi
<b>Família Thraupidae</b>					
<i>Orchesticus abeillei</i>	sanhaço-pardo	MA	d	in	pi
<i>Pipraeidea melanonota</i>	saíra-viúva		d	on	ds/pi
<i>Stephanophorus diadematus</i>	sanhaço-frade		sd	on	ds/pi
<i>Cissopis leverianus major</i>	tietinga	MA(QE)	d	fg/in	ds/pi
<i>Schistochlamys ruficapillus</i>	bico-de-veludo		sd	fg/in	ds/pi
<i>Tangara seledon</i>	saíra-sete-cores	MA	d	fg	ds
<i>Tangara cyanoventris</i>	saíra-douradinha	MA	d	on	ds/pi
<i>Tangara desmaresti</i>	saíra-lagarta	MA	d	fg	ds
<i>Tangara sayaca</i>	sanhaço-cinzento		sd	on	ds/pi
<i>Tangara palmarum</i>	sanhaço-do-coqueiro		sd	fg	ds
<i>Tangara ornata</i>	sanhaço-de-encontro-amarelo	MA	d	fg	ds
<i>Tangara cayana</i>	saíra-amarela		sd	fg	ds
<i>Nemosia pileata</i>	saíra-de-chapéu-preto		sd	fg/in	ds/pi
<i>Conirostrum speciosum</i>	figuinha-de-rabo-castanho		d	in	pi
<i>Haplospiza unicolor</i>	cigarra-bambu	MA	d	gr	ps
<i>Hemithraupis ruficapilla ruficapilla</i>	saíra-ferrugem	MA	d	in	pi
<i>Trichothraupis melanops</i>	tiê-de-topete		d	in	pi
<i>Tachyphonus coronatus</i>	tiê-preto	MA	d	fg/in	ds/pi
<i>Tersina viridis</i>	saí-andorinha		sd	fg	ds
<i>Dacnis cayana</i>	saí-azul		sd	on	ds/po
<i>Coereba flaveola</i>	cambacica		sd	fg/ne	ds/po
<i>Sporophila frontalis</i>	pixoxó	MA	d	gr	ps
<i>Sporophila ardesiaca</i>	papa-capim-de-costas-cinzas		sd	gr	ps
<i>Sporophila caeruleascens</i>	coleirinho		nd	gr	ps
<i>Saltator similis</i>	trinca-ferro		d	fg/in	ds/pi
<i>Saltator maxillosum</i>	bico-grosso	MA	d	on	ds/pi
<i>Saltator fuliginosus</i>	bico-de-pimenta	MA	d	on	ds/pi
<i>Pospiza thoracica</i>	peito-pinhão	MA	d	on	ds/pi
<i>Microspingus lateralis</i>	quete-do-sudeste	MA	d	on	ds/pi
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	cabecinha-castanha	MA(QE)	d	in	pi
<b>Família Cardinalidae</b>					
<i>Piranga flava</i>	sanhaço-de-fogo		sd	in	pi
<b>Família Fringillidae</b>					
<i>Spinus magellanicus</i>	pintassilgo		sd	gr	ps
<i>Euphonia chlorotica</i>	fim-fim		sd	fg	ds
<i>Euphonia cyanocephala</i>	gaturamo-rei		sd	fg	ds
<i>Euphonia pectoralis</i>	ferro-velho	MA	d	fg	ds
<i>Chlorophonia cyanea</i>	gaturamo-bandeira	MA	d	fg	ds

Tabela S2 – Riqueza observada e estimada, com base nos estimadores Jackknife 1 e Bootstrap, para as 30 paisagens amostradas.

Paisagem	Riqueza				Acessada (eficiência)
	observada	Jakknife 1	Bootstrap	média	
P1	74	91	83	87	85%
P2	60	77	68	73	82%
P3	77	99	87	93	83%
P4	96	131	111	121	79%
P5	84	111	97	104	81%
P6	87	112	98	105	83%
P7	67	89	77	83	81%
P8	56	76	65	71	79%
P9	97	118	107	113	86%
P10	78	99	88	94	83%
P11	86	111	97	104	83%
P12	83	101	92	97	86%
P13	127	170	147	154	82%
P14	86	103	95	99	87%
P15	75	95	84	90	83%
P16	72	95	83	94	77%
P17	85	109	96	102	83%
P18	79	104	90	97	81%
P19	88	112	99	106	83%
P20	83	100	93	97	86%
P21	76	93	84	88	86%
P22	75	94	84	89	84%
P23	75	100	86	93	81%
P24	110	142	125	134	82%
P25	86	108	96	102	84%
P26	101	126	114	120	84%
P27	71	89	80	85	84%
P28	107	143	122	133	80%
P29	84	109	95	102	82%
P30	122	157	138	147	83%

Figura S2 – Curvas de acumulação de espécies para as paisagens amostradas (P1 a P30). O eixo “x” representa as unidades amostrais (em horas) e o eixo “y” representa o número acumulado de espécies. (Continua na próxima página).





## APÊNDICE C

Tabela S3 – Valores de referência dos modelos lineares para a influência isolada de cada variável ambiental (e escalas de efeito) sobre a riqueza de espécies de aves nas paisagens avaliadas.

Variável (escala)	AIC	F	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> adj.	P-valor
Quantidade habitat (1.000m)	164,854	4,515	0,139	0,108	<b>0,043</b>
Quantidade habitat (2.000m)	160,851	9,156	0,246	0,220	<b>0,005</b>
Quantidade habitat (3.000m) *	159,981	10,250	<b>0,268</b>	0,242	<b>0,003</b>
% de área nuclear (1.000m)	167,345	1,924	0,064	0,031	0,176
% de área nuclear (2.000m)	161,665	8,162	0,226	0,198	<b>0,008</b>
% de área nuclear (3.000m) *	158,894	11,661	<b>0,294</b>	0,269	<b>0,002</b>
Área do fragmento focal	163,082	6,493	0,188	0,159	<b>0,017</b>
Conectividade estrutural	167,722	1,551	0,052	0,019	0,223
Conectividade funcional	166,576	2,701	0,088	0,055	0,111
Altitude	167,828	1,446	0,049	0,015	0,239

\*Escalas de efeito selecionadas.

Tabela S4 - Resumo da seleção dos três melhores modelos de regressão linear para explicar a riqueza geral de espécies.

Nº var.	Variáveis (escala)	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> adj.	AIC
1*	% área nuclear (3.000m)	0,294	<b>0,269</b>	<b>158,894</b>
2	Altitude+ % área nuclear (3.000m)	0,305	0,254	160,417
3	Altitude + conect. funcional + % área nuclear (3.000m)	0,310	0,231	162,191

\*Modelo selecionado (F = 11,661, P = 0,002).

Tabela S5 – Valores de referência dos modelos lineares para a influência isolada de cada variável ambiental (e escalas de efeito) sobre a riqueza de aves especialistas em ambientes florestais.

Variável e escala	AIC	F	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> adj.	P-valor
Quantidade habitat (1.000m)	153,132	17,319	0,382	0,360	<b>0,0002</b>
Quantidade habitat (2.000m)	143,160	35,187	0,557	0,541	<b>&lt;0,0001</b>
Quantidade habitat (3.000m) *	142,915	35,705	<b>0,560</b>	0,545	<b>&lt;0,0001</b>
% de área nuclear (1.000m)	159,332	8,857	0,240	0,213	<b>0,006</b>
% de área nuclear (2.000m)	147,103	27,405	0,495	0,477	<b>&lt;0,0001</b>
% de área nuclear (3.000m) *	142,542	36,503	<b>0,566</b>	0,550	<b>&lt;0,0001</b>
Área do fragmento focal	154,150	15,807	0,361	0,338	<b>0,0004</b>
Conectividade estrutural	165,958	1,552	0,053	0,019	0,223
Conectividade funcional	160,999	6,865	0,197	0,168	<b>0,014</b>
Altitude	162,786	4,849	0,148	0,117	<b>0,036</b>

\*Escalas de efeito selecionadas.



Tabela S6 - Resumo da seleção dos três melhores modelos para explicar a variabilidade na riqueza de aves florestais obrigatórias.

Nº var.	Variáveis (escala)	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> adj.	AIC
1*	% área nuclear (3.000m)	0,566	<b>0,550</b>	<b>142,542</b>
2	Conect. estrutural + % área nuclear (3.000m)	0,571	0,539	144,211
3	Conect. estrutural + conect. funcional + % área nuclear (3.000m)	0,579	0,530	145,646

\*Modelo selecionado (F = 36,503, P < 0,0001).

Tabela S7 - Teste marginal de seleção do modelo linear baseado em distância (DistLM) para composição geral de espécies.

Variável (escala)	SS(trace)	Pseudo-F	P-valor	Prop.
Quantidade habitat (1.000m)	4833,2	2,7911	<b>0,002</b>	0,0906
Quantidade habitat (2.000m)	7113,8	4,3109	<b>0,001</b>	0,1334
Quantidade habitat (3.000m) *	8494,2	5,3059	<b>0,001</b>	<b>0,1593</b>
% de área nuclear (1.000m)	3797	2,1468	<b>0,013</b>	0,0712
% de área nuclear (2.000m)	5659,7	3,3251	<b>0,001</b>	0,1061
% de área nuclear (3.000m) *	7152,9	4,3382	<b>0,001</b>	<b>0,1341</b>
Área do fragmento focal	5878,8	3,4697	<b>0,001</b>	0,1103
Conectividade estrutural	5497,1	3,2186	<b>0,002</b>	0,1031
Conectividade funcional	7550,4	4,6191	<b>0,001</b>	0,1416
Altitude	8846,4	5,5696	<b>0,001</b>	0,16591

\*Escalas de efeito selecionadas.

Tabela S8 - Teste marginal de seleção do modelo linear baseado em distância (DistLM) para composição de espécies de aves florestais.

Variável (escala)	SS(trace)	Pseudo-F	P-valor	Prop.
Quantidade habitat (1.000m)	5041,3	3,0935	<b>0,004</b>	0,0995
Quantidade habitat (2.000m)	7621,4	4,957	<b>0,001</b>	0,1504
Quantidade habitat (3.000m) *	9698,3	6,6275	<b>0,001</b>	<b>0,1914</b>
% de área nuclear (1.000m)	3789,4	2,2632	<b>0,013</b>	0,0748
% de área nuclear (2.000m)	6022,5	3,7768	<b>0,001</b>	0,1188
% de área nuclear (3.000m) *	7998,8	5,2485	<b>0,001</b>	<b>0,1579</b>
Área do fragmento focal	6610,7	4,201	<b>0,001</b>	0,1305
Conectividade estrutural	6160,2	3,8751	<b>0,002</b>	0,1216
Conectividade funcional	9382,9	6,363	<b>0,001</b>	0,1851
Altitude	10510	7,3275	<b>0,001</b>	0,2074

\*Escalas de efeito selecionadas.

Tabela S9 – Valores de referência dos modelos lineares para a influência isolada de cada variável ambiental (e escalas de efeito) sobre a riqueza de táxons endêmicos da Mata Atlântica.

Variável (escala)	AIC	F	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> adj.	P-valor
Quantidade habitat (1.000m)	144,963	21,003	0,429	0,408	< <b>0,0001</b>
Quantidade habitat (2.000m)	127,149	60,737	0,684	0,673	< <b>0,0001</b>
Quantidade habitat (3.000m) *	121,499	79,127	<b>0,739</b>	0,729	< <b>0,0001</b>
% de área nuclear (1.000m)	152,250	10,435	0,272	0,245	<b>0,003</b>
% de área nuclear (2.000m)	135,244	39,751	0,587	0,572	< <b>0,0001</b>
% de área nuclear (3.000m) *	124,298	69,583	<b>0,713</b>	0,703	< <b>0,0001</b>
Área do fragmento focal	140,378	29,094	0,510	0,492	< <b>0,0001</b>
Conectividade estrutural	158,238	3,480	0,111	0,079	0,073
Conectividade funcional	148,853	15,043	0,349	0,326	<b>0,001</b>
Altitude	150,986	12,088	0,302	0,277	<b>0,002</b>

\*Escala de efeito selecionada.

Tabela S10 - Resumo da seleção dos três melhores modelos para explicar a variabilidade na riqueza de táxons endêmicos.

Nº var.	Variáveis (escala)	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> adj.	AIC
1*	Quant. habitat (3.000m)	0,739	<b>0,729</b>	<b>121,499</b>
2	Quant. habitat (3.000m) / área do frag. central	0,748	0,729	122,444
3	Altitude / quant. habitat (3.000m) / área do frag. central	0,752	0,724	123,898

\*Modelo selecionado (F = 79,127, P < 0,0001).

Tabela S11 – Valores de referência dos modelos lineares para a influência isolada de cada variável ambiental (e escalas de efeito) sobre a proporção de táxons endêmicos da Mata Atlântica nas comunidades de aves.

Variável (escala)	AIC	F	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> adj.	P-valor
Quantidade habitat (1.000m)	-147,424	27,912	0,499	0,481	< <b>0,0001</b>
Quantidade habitat (2.000m) *	-160,591	58,722	<b>0,677</b>	0,666	< <b>0,0001</b>
Quantidade habitat (3.000m)	-159,914	56,785	0,670	0,658	< <b>0,0001</b>
% de área nuclear (1.000m)	-139,717	15,246	0,353	0,329	<b>0,001</b>
% de área nuclear (2.000m)	-150,468	33,885	0,548	0,531	< <b>0,0001</b>
% de área nuclear (3.000m) *	-153,554	40,589	<b>0,592</b>	0,577	< <b>0,0001</b>
Área do fragmento focal	-142,332	19,185	0,407	0,385	<b>0,0001</b>
Conectividade estrutural	-129,229	2,487	0,082	0,049	0,126
Conectividade funcional	-140,516	16,412	0,370	0,347	<b>0,0004</b>
Altitude	-142,957	20,178	0,419	0,398	<b>0,0001</b>

\*Escala de efeito selecionada.

Tabela S12 - Teste marginal de seleção do modelo linear baseado em distância (DistLM) para estrutura dos grupos funcionais.

Variável (escala)	SS(trace)	Pseudo-F	P-valor	Prop.
Quantidade habitat (1.000m)	38,112	1,5201	0,19	0,0515
Quantidade habitat (2.000m)	34,976	1,3888	0,242	0,0472
Quantidade habitat (3.000m)	61,51	2,538	0,069	0,0831
% de área nuclear (1.000m)	45,863	1,8497	0,133	0,0620
% de área nuclear (2.000m)	32,896	1,3024	0,258	0,0444
% de área nuclear (3.000m)	58,058	2,3834	0,071	0,0784
Área do fragmento focal	62,173	2,5678	0,057	0,0840
Conectividade estrutural	131,34	6,041	<b>0,001</b>	0,1775
Conectividade funcional	79,511	3,3701	<b>0,034</b>	0,1074
Altitude	94,747	4,1106	<b>0,008</b>	0,1280

Tabela S13 – Valores de referência dos modelos lineares para a influência isolada de cada variável ambiental (e escalas de efeito) sobre a riqueza de aves dispersoras de sementes.

Variável (escala)	AIC	F	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> adj.	P-valor
Quantidade habitat (1.000m)	110,393	0,707	0,025	-0,010	0,407
Quantidade habitat (2.000m)	105,855	5,395	0,162	0,132	<b>0,028</b>
Quantidade habitat (3.000m) *	101,245	10,942	<b>0,281</b>	0,255	<b>0,003</b>
% de área nuclear (1.000m)	111,141	0,000	0,000	-0,036	0,999
% de área nuclear (2.000m)	107,366	3,755	0,118	0,087	<b>0,063</b>
% de área nuclear (3.000m) *	102,042	9,921	<b>0,262</b>	0,235	<b>0,004</b>
Área do fragmento focal	102,749	9,038	0,244	0,217	<b>0,006</b>
Conectividade estrutural	102,188	9,737	0,258	0,232	<b>0,004</b>
Conectividade funcional	104,076	7,435	0,210	0,182	<b>0,011</b>
Altitude	105,641	5,635	0,168	0,138	<b>0,025</b>

\*Escalas de efeito selecionadas.

Tabela S14 – Valores de referência dos modelos lineares para a influência isolada de cada variável ambiental (e escalas de efeito) sobre a riqueza de aves predadoras de sementes.

Variável (escala)	AIC	F	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> adj.	P-valor
Quantidade habitat (1.000m)	45,967	3,766	0,119	0,087	0,062
Quantidade habitat (2.000m)	41,824	8,470	0,232	0,205	<b>0,007</b>
Quantidade habitat (3.000m) *	41,241	9,186	<b>0,247</b>	0,220	<b>0,005</b>
% de área nuclear (1.000m)	47,024	2,667	0,087	0,054	0,114
% de área nuclear (2.000m)	40,716	9,842	0,260	0,234	<b>0,004</b>
% de área nuclear (3.000m) *	39,096	11,943	<b>0,299</b>	0,274	<b>0,002</b>
Área do fragmento focal	45,156	4,636	0,142	0,111	<b>0,040</b>
Conectividade estrutural	48,948	0,761	0,026	-0,008	0,390
Conectividade funcional	48,211	1,477	0,050	0,016	0,234
Altitude	47,270	2,415	0,079	0,047	0,131

\*Escalas de efeito selecionadas.

Tabela S15 - Resumo da seleção dos três melhores modelos para explicar a variabilidade na riqueza de predadores de sementes.

N° var.	Variáveis (escala)	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> adj.	AIC
1*	% área nuclear (3.000m)	0,299	<b>0,274</b>	<b>39,096</b>
2	Quant. habitat (3.000m) / % área nuclear (3.000m)	0,311	0,260	40,563
3	Quant. habitat (3.000m) / área frag. focal / % área nuclear (3.000m)	0,315	0,236	42,395

\*Modelo selecionado (F = 11,943, P = 0,002).

Tabela S16 – Valores de referência dos modelos lineares para a influência isolada de cada variável ambiental (e escalas de efeito) sobre a riqueza de aves predadoras de invertebrados.

Variável (escala)	AIC	F	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> adj.	P-valor
Quantidade habitat (1.000m)	146,293	4,438	0,137	0,106	<b>0,044</b>
Quantidade habitat (2.000m) *	143,696	7,371	<b>0,208</b>	0,180	<b>0,011</b>
Quantidade habitat (3.000m)	143,829	7,214	0,205	0,176	<b>0,012</b>
% de área nuclear (1.000m)	148,641	1,996	0,067	0,033	0,169
% de área nuclear (2.000m)	144,358	6,599	0,191	0,162	<b>0,016</b>
% de área nuclear (3.000m) *	142,782	8,465	<b>0,232</b>	0,205	<b>0,007</b>
Área do fragmento focal	146,119	4,627	0,142	0,111	<b>0,040</b>
Conectividade estrutural	150,023	0,645	0,023	-0,012	0,429
Conectividade funcional	149,372	1,274	0,044	0,009	0,269
Altitude	150,384	0,303	0,011	-0,025	0,587

\*Escalas de efeito selecionadas.

Tabela S17 - Resumo da seleção dos três melhores modelos para explicar a variabilidade na riqueza de predadores de invertebrados.

N° var.	Variáveis (escala)	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> adj.	AIC
1*	% área nuclear (3.000m)	0,232	<b>0,205</b>	<b>142,782</b>
2	altitude / % área nuclear (3.000m)	0,275	0,222	143,051
3	Altitude / área frag. focal / % área nuclear (3.000m)	0,280	0,197	144,852

\*Modelo selecionado (F = 8,465, P = 0,007).

Tabela S18 – Valores de referência dos modelos lineares para a influência isolada de cada variável ambiental (e escalas de efeito) sobre a riqueza de aves saneadoras do ambiente.

Variável (escala)	AIC	F	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> adj.	P-valor
Quantidade habitat (1.000m)	4,008	3,134	0,101	0,069	0,088
Quantidade habitat (2.000m)	1,907	5,393	0,161	0,132	<b>0,028</b>
Quantidade habitat (3.000m) *	1,836	5,471	<b>0,163</b>	0,134	<b>0,027</b>
% de área nuclear (1.000m)	4,802	2,321	0,077	0,044	0,139
% de área nuclear (2.000m)	3,248	3,933	0,123	0,092	0,057
% de área nuclear (3.000m) *	2,150	5,124	<b>0,155</b>	0,124	<b>0,032</b>
Área do fragmento focal	-2,594	10,798	0,278	0,253	<b>0,003</b>
Conectividade estrutural	6,565	0,590	0,021	-0,014	0,449
Conectividade funcional	4,032	3,110	0,100	0,068	0,089
Altitude	6,443	0,706	0,025	-0,010	0,408

\*Escalas de efeito selecionadas.

Tabela S19 – Valores de referência dos modelos lineares para a influência isolada de cada variável ambiental (e escalas de efeito) sobre a riqueza de aves predadoras de vertebrados.

Variável (escala)	AIC	F	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> adj.	P-valor
Quantidade habitat (1.000m)	42,077	0,059	0,002	-0,034	0,818
Quantidade habitat (2.000m)	42,011	0,121	0,004	-0,031	0,731
Quantidade habitat (3.000m)	42,068	0,067	0,002	-0,033	0,798
% de área nuclear (1.000m)	42,116	0,022	0,001	-0,035	0,883
% de área nuclear (2.000m)	42,068	0,067	0,002	-0,033	0,798
% de área nuclear (3.000m)	42,122	0,016	0,001	-0,035	0,899
Área do fragmento focal	41,788	0,330	0,012	-0,024	0,570
Conectividade estrutural	42,030	0,103	0,004	-0,032	0,751
Conectividade funcional	42,131	0,008	0,000	-0,035	0,928
Altitude	41,480	0,623	0,022	-0,013	0,437

Tabela S20 – Valores de referência dos modelos lineares para a influência isolada de cada variável ambiental (e escalas de efeito) sobre a riqueza de aves polinizadoras.

Variável (escala)	AIC	F	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> adj.	P-valor
Quantidade habitat (1.000m)	28,378	3,418	0,109	0,077	0,075
Quantidade habitat (2.000m)	28,003	3,813	0,120	0,088	0,061
Quantidade habitat (3.000m)	29,829	1,935	0,065	0,031	0,175
% de área nuclear (1.000m)	28,366	3,430	0,109	0,077	0,075
% de área nuclear (2.000m)	27,686	4,152	0,129	0,098	0,051
% de área nuclear (3.000m)	28,808	2,971	0,096	0,064	0,096
Área do fragmento focal	29,417	2,348	0,077	0,044	0,137
Conectividade estrutural	31,827	0,006	0,000	-0,036	0,941
Conectividade funcional	31,644	0,177	0,006	-0,029	0,677
Altitude	31,522	0,292	0,010	-0,025	0,593

APÊNDICE D

Tabela S21. – Frequência de ocorrência para cada táxon em cada paisagem amostrada. A frequência se refere a quantas vezes o táxon foi registrado durante o período de amostragem de 12 horas em cada paisagem, considerando cada período de 1 hora como uma unidade amostral.

Táxon	Paisagens																														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
<i>Crypturellus o. obsolentus</i>	0	0	2	4	0	2	4	2	9	3	7	4	3	3	0	2	4	6	3	5	1	5	0	7	1	2	1	6	3	3	
<i>Crypturellus tataupa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Penelope superciliosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Penelope obscura bronzinga</i>	2	0	1	1	1	6	3	5	4	5	3	3	0	4	1	4	3	4	1	0	0	6	2	1	5	1	6	10	2		
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cathartes aura</i>	0	1	1	0	0	1	2	1	2	1	2	1	2	2	3	1	1	4	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	
<i>Cathartes burrovianus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Coragyps atratus</i>	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	0	2	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
<i>Sarcorampus papa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Leptodon cayanensis</i>	0	0	1	0	1	4	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	
<i>Elanoides forficatus</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Harpagus diodon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Accipiter striatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Accipiter bicolor</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ictinia plumbea</i>	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Geranospiza caerulescens</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Heterospizias meridionalis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Rupornis magnirostris</i>	2	4	3	1	0	2	0	2	2	1	4	4	2	1	5	0	1	1	3	2	3	1	2	3	1	1	1	0	0	0	
<i>Parabuteo leucorrhous</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Buteo brachyurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	
<i>Spizaetus tyrannus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4	0	1	0	1	1	0	
<i>Aramides saracura</i>	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	2	1	0	0	
<i>Columbina talpacoti</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Patagioenas picazuro</i>	7	1	2	3	1	0	0	4	0	0	4	3	3	2	1	1	2	4	2	2	2	1	0	1	0	0	0	2	1	0	
<i>Patagioenas cayennensis</i>	0	0	1	0	0	3	0	2	5	0	1	2	3	0	1	4	0	1	0	9	2	0	0	1	8	0	0	0	0	0	
<i>Patagioenas p. plumbea</i>	0	0	0	8	0	0	1	0	0	0	3	6	0	0	0	0	3	1	1	0	0	0	5	0	0	4	0	2	12	7	
<i>Leptotila verreauxi</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	4	4	2	1	0	3	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	
<i>Leptotila rufaxilla</i>	1	1	1	2	1	1	0	0	2	0	3	0	0	0	0	1	3	5	0	0	0	2	1	1	1	1	0	0	4	2	0
<i>Geotrygon montana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	4	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	1	0	
<i>Piaya cayana</i>	2	0	6	0	0	1	1	7	3	5	5	3	0	5	2	4	0	4	3	5	7	4	8	5	2	4	0	0	0	1	

Continua na próxima página.

Taxón	Paisagens																														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
<i>Megascops choliba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megascops atricapilla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Sirix hyllophila</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nyctibius griseus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nyctiphrynus ocellatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2
<i>Nyctidromus albicollis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsalis longirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cypseloides senex</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Streptoprocne zonaris</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	1	0
<i>Chaetura meridionalis</i>	2	0	0	0	3	0	0	0	1	2	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	2	0	1	1	0	0
<i>Phaethornis squalidus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Phaethornis ruber</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Phaethornis pretrei</i>	5	0	1	0	6	2	0	6	5	0	0	2	2	8	2	1	0	2	0	0	1	1	0	0	0	0	2	0	0	0	1
<i>Phaethornis eurynome</i>	0	0	0	6	0	0	8	0	0	2	0	3	6	0	6	3	7	6	6	3	5	4	4	5	5	8	2	5	7	8	
<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	2	2	2	1	2	0	1	1
<i>Florisuga fusca</i>	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	2	0	0	0	0	1	1	1	3	0	0	1	1
<i>Colibri serrirostris</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stephanoxis lalandi</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	2	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	10	0	4	0	0	1	0	0
<i>Thalurania glaucopis</i>	0	0	1	0	0	5	0	0	3	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leucochloris albicollis</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amazilia v. versicolor</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Amazilia lactea</i>	4	1	6	0	2	0	0	5	2	2	3	2	0	3	5	0	0	0	0	1	3	5	0	3	1	0	2	1	0	0	0
<i>Heliodoxa rubricauda</i>	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	6	0	0	0	3	0	0	2	0	3	5	1	1
<i>Heliothryx auritus</i>	0	1	0	0	0	0	0	4	0	0	0	2	0	0	3	1	0	0	0	2	3	2	0	4	3	0	0	0	0	0	0
<i>Helimaster squamosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Trogon surrucura aurantius</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	4	0	0	0	6	7	0	3	0	0	0	0	8
<i>Trogon s. surrucura</i>	0	0	0	1	0	7	0	0	2	0	0	0	3	4	6	0	3	7	0	0	1	2	1	4	5	0	4	0	0	0	0
<i>Trogon rufus chrysoclorus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	3	0	0	1	1	2	0	0	0	0	1	2	0	0	0	2	0	1	0	2	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	1
<i>Gaibula ruficauda</i>	3	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Malacoptila s. striata</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	2	3	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Ramphastos toco</i>	5	2	3	0	5	6	1	5	8	10	2	2	0	3	2	2	0	0	1	11	6	4	1	2	1	1	3	0	0	0	0
<i>Ramphastos dicolorus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	3	4	2	4	0	3	0	2	5	2	0	1	0	1	3	0	4	0	2	1	3	3
<i>Picumnus cirratus</i>	8	2	8	2	4	7	0	4	5	5	7	5	2	5	5	1	0	1	4	4	4	5	4	2	7	2	5	1	0	8	8
<i>Melanerpes canadus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Continua na próxima página.

Táxon	Paisagens																														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
<i>Melanerpes flavifrons</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Veniliornis passerinus</i>	1	0	1	0	2	0	0	0	4	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Veniliornis spilogaster</i>	0	0	0	3	0	0	4	2	0	0	6	6	1	0	3	1	4	7	4	3	4	1	2	7	3	4	3	4	1	4	
<i>Picus aurulentus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	3	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	2	0	
<i>Colaptes melanochloros</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Celeus f. flavescens</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
<i>Dryocopus lineatus erythropus</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Campephilus robustus</i>	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	3	1	0	0	0	2	2	2	1	0	0	1	2	1	1	0	
<i>Caracara plancus</i>	1	1	0	0	1	0	0	1	2	1	0	1	0	0	1	0	0	1	2	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	
<i>Mivago chimachima</i>	2	2	1	4	1	4	1	1	4	0	1	2	1	2	1	3	3	4	1	2	1	0	1	1	0	2	0	1	0	0	
<i>Herpetotheres cachimans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Micrastur ruficollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	1	2	2	
<i>Micrastur semitorquatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0	1	
<i>Falco peregrinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
<i>Primolius maracana</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	2	3	0	0	2	3	
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	8	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	1	1	2	5	1	0	0	1	0	0	2	1	1	1	
<i>Aratinga auricapillus</i>	5	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pyrrhura f. frontalis</i>	0	0	0	1	0	0	7	0	0	0	0	9	1	0	0	0	8	7	0	8	0	5	0	8	0	3	2	2	10	10	
<i>Forpus xanthopterygius</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Brotogeris tirica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	
<i>Brotogeris chiriri</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
<i>Pionopsitta pileata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
<i>Pionus maximiliani melanoblepharus</i>	0	3	2	0	1	0	0	0	0	1	0	0	3	0	2	0	0	0	0	3	3	2	1	0	2	1	0	1	2	5	
<i>Amazona vinacea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Terenura maculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	
<i>Rhopias gularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	7	0	1	
<i>Dysithamnus stictothorax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
<i>Dysithamnus m. mentalis</i>	2	0	5	1	3	7	8	8	4	9	5	7	5	4	8	3	0	1	6	6	6	8	3	2	9	1	10	5	0	5	
<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	4	0	6	4	1	
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	8	0	10	0	11	10	0	0	10	0	0	0	0	4	0	5	0	0	0	4	0	0	0	7	10	0	0	0	0	0	
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Thamnophilus c. caerulescens</i>	3	3	1	5	3	4	5	6	4	5	3	3	9	6	8	2	4	6	10	9	9	7	12	6	3	8	6	10	5	7	
<i>Batara cinerea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
<i>MacKenzieana leachii</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	3	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	1	0	4	2	1	
<i>MacKenzieana severa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	
<i>Myrmoderus loricatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	
<i>Pyrgilena leucoptera</i>	5	0	9	3	2	3	2	0	6	3	10	6	1	10	2	8	0	0	3	8	0	7	8	3	6	6	7	0	0	9	
<i>Drymophila ferruginea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	8	0	5	0	0	0	0	2	0	0	12	

Continua na próxima página.



Taxón	Paisagens																														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
<i>Drymophila rubricollis</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Drymophila genei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Drymophila ochropyga</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	6
<i>Drymophila malura</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	1	0	3	0	0	0	2	2	0	0	1	0	2	1	6	0	1	0	0	0
<i>Conopophaga lineata</i>	2	1	3	8	1	2	7	2	3	3	6	8	2	10	6	3	1	6	6	4	5	8	7	9	6	7	7	4	3	6	
<i>Conopophaga melanops</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
<i>Grallaria varia</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	
<i>Hypolezus mattereri</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	
<i>Merulaxis ater</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	5	0	3	3	0	0	0	0	0	
<i>Scytalopus speluncae</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	12	0	0	
<i>Scytalopus petrophilus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Chamaeza meruloides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	
<i>Chamaeza ruficauda</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	7	6	0	
<i>Sclerurus scansor</i>	0	0	0	0	1	1	4	0	1	0	0	2	0	1	0	0	0	0	6	0	3	1	0	0	4	2	0	4	1	0	
<i>Sittasomus griseicapillus sylviiellus</i>	0	5	4	6	7	6	8	1	12	10	4	9	7	9	9	10	11	9	8	10	9	9	10	11	7	4	12	11	7	11	
<i>Xiphorhynchus f. fuscus</i>	5	0	4	3	2	4	4	4	5	4	3	4	2	4	3	6	2	8	3	8	6	7	8	5	4	5	4	8	3	11	
<i>Campylorhamphus falcularius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepidocolaptes squamatus</i>	0	3	0	0	1	0	4	0	5	0	0	0	0	1	0	0	2	0	2	0	2	2	2	3	0	2	3	0	2	3	1
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dendrocolaptes p. platyrostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Xiphocolaptes a. albicollis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	2	1	2	0	2	0	2
<i>Xenops r. rutilans</i>	0	2	3	1	3	4	1	1	4	6	3	4	3	8	3	1	2	8	4	2	2	3	2	3	2	3	3	2	2	2	2
<i>Lochmias nematura</i>	0	4	0	5	1	0	0	1	1	0	3	2	4	5	2	0	4	0	1	0	2	1	7	2	2	4	0	6	3	4	
<i>Automolus leucophthalmus sulphurescen</i>	0	0	4	0	4	9	1	0	9	0	0	0	0	0	7	5	0	0	0	3	4	7	0	2	4	0	6	0	0	0	
<i>Anabazenops fuscus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	
<i>Anabacerthia lichtensteini</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Philydor rufum</i>	0	3	5	3	4	2	6	6	6	7	4	7	8	2	2	0	7	11	7	0	6	3	11	3	7	6	4	4	2	10	
<i>Heliozetes c. contaminatus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	5	5	0	0	0	0	0	2	0	2	0	6	8	0	
<i>Syndactyla r. rufosuperciliata</i>	0	0	2	4	0	0	2	0	0	1	0	0	0	3	0	0	3	3	5	0	0	0	0	2	1	3	0	6	5	0	
<i>Cichocolaptes leucophrus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
<i>Leptasthenura setaria</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	9	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Phacelidomus erythrophthalmus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	0	2	8	1	1	5	1	5	10	5	12	3	2	7	7	3	1	0	7	4	3	3	6	8	5	2	5	1	0	9	
<i>Synallaxis cinerascens</i>	1	0	0	6	5	6	7	0	6	4	7	8	2	1	4	4	6	11	0	2	9	1	8	4	6	8	1	6	3	2	
<i>Synallaxis frontalis</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Synallaxis spixi</i>	0	0	1	2	1	0	0	1	2	0	0	1	1	1	1	0	5	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0

Continua na próxima página.

Taxon	Paisagens																														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
<i>Crantioleuca pallida</i>	0	0	0	8	0	0	2	0	0	2	0	6	9	0	0	1	10	5	3	3	0	1	4	0	0	2	2	11	4	8	
<i>Neopelma pallescens</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Neopelma chrysolophum</i>	0	0	0	12	0	0	6	0	0	3	0	0	1	2	0	0	4	0	4	0	0	0	2	3	7	9	0	6	2	0	
<i>Ilicura militaris</i>	0	0	0	0	0	5	0	0	3	1	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5	0	0	2	0	1	
<i>Chiroxiphia caudata</i>	1	3	10	11	12	12	11	0	12	7	6	8	12	9	9	9	8	1	10	10	7	9	10	12	11	12	6	12	0	11	
<i>Myiobites atricaudus ridgwayi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	
<i>Schiffornis virescens</i>	0	0	2	4	2	6	7	0	7	5	0	0	4	8	0	2	0	0	1	2	0	0	0	9	6	3	0	10	1	1	
<i>Tityra cayana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Pachyrhamphus viridis</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
<i>Pachyrhamphus c. castaneus</i>	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	3	5	0	0	3	2	3	3	3	0	3	5	1	0	0	1	4	4	0	9	
<i>Pachyrhamphus polychropterus</i>	1	0	2	5	2	1	0	0	3	0	3	6	9	0	1	1	7	2	2	0	4	0	1	0	0	5	3	7	0	3	
<i>Pachyrhamphus validus</i>	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Phibatura flavirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Pyroderus scutatus</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	3	0	0	7	8	0	0	0	0	2	1	0	0	
<i>Lipaugus ater</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	
<i>Piprites pileata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	5	4	0	
<i>Platyrinchus m. mystaceus</i>	4	3	8	1	6	5	3	3	5	2	1	6	5	7	3	7	0	2	2	2	6	6	4	3	10	4	3	4	0	3	
<i>Mionectes rufiventris</i>	0	0	0	1	6	1	1	0	1	3	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	3	1	4	0	5	3	1	3	5	4	7	6	2	1	3	2	1	0	4	2	9	1	11	0	2	4	4	1	0	3	
<i>Corythopsis delalandi</i>	3	0	2	0	9	10	7	0	0	3	7	8	0	0	4	5	0	0	0	4	8	0	0	0	3	0	2	0	0	0	
<i>Phylloscartes eximius</i>	0	0	6	0	2	3	1	0	2	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	5	0	0	3	5	0	0	0	0	0	0	
<i>Phylloscartes ventralis</i>	0	5	4	6	2	4	7	0	3	7	1	3	10	7	0	2	11	9	6	0	0	0	9	11	6	4	0	6	9	0	
<i>Phylloscartes difficilis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	8	0	
<i>Tolmomyias s. sulphurescens</i>	4	9	11	5	10	6	9	10	5	10	11	10	8	8	11	8	7	9	4	9	12	7	11	7	7	10	8	7	1	9	
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	5	1	10	1	6	6	4	12	7	10	11	8	1	10	11	6	0	0	6	7	11	10	1	0	6	1	9	1	0	7	
<i>Poecilotriccus plumbeiceps cinereipectu.</i>	0	0	3	2	0	1	1	0	0	6	0	2	0	0	0	1	0	0	7	0	0	1	0	0	3	0	0	1	0	7	
<i>Myiornis a. auricularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	6	0	0	7	0	0	0	0	3	10	4	1	0	0	0	4	0	0	10	
<i>Hemitriccus diops</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	4	8	0	0	1	8	5	6	0	1	8	0	1	0	0	1	
<i>Hemitriccus o. obsoletus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	3	0	2	3	0	
<i>Hemitriccus nidipendulus paulista</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
<i>Hemitriccus furcatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
<i>Hirundinea ferruginea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Camptostoma obsoletum</i>	5	2	9	0	0	3	0	0	2	2	3	5	1	2	0	6	5	6	0	3	3	1	0	5	2	1	2	0	0	1	
<i>Elaenia flavogaster</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Elaenia mesoleuca</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	6	0	0	0	11	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	8	0
<i>Elaenia obscura sordida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myiopagis caniceps</i>	2	0	0	0	1	6	2	6	5	0	3	7	0	3	9	0	0	0	0	6	5	4	0	0	2	0	5	0	0	0	
<i>Myiopagis viridicata</i>	0	0	2	0	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0

Continua na próxima página.

Taxón	Países																														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
<i>Phylomyias virens</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	8	1	0	0	1	0	0	2	3	0	0	4	1	0	
<i>Phylomyias fasciatus brevirostris</i>	0	0	2	2	3	1	0	0	2	8	4	0	0	0	0	0	10	3	1	1	0	0	4	7	0	10	0	7	9	1	
<i>Phylomyias griseocapilla</i>	0	0	0	7	0	0	4	0	0	3	0	0	4	0	0	0	4	0	3	0	0	1	0	0	9	0	9	11	6		
<i>Serpophaga subtristata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Attila phoeniceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Attila r. rufus</i>	0	0	0	8	0	0	0	0	0	3	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Legatus leucophaius</i>	0	1	6	4	2	2	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	
<i>Ramphotrigon m. megacephalum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0	0	7	1	1	3	0	0	6	1	3	4	3	1	1	2	5	5	2	5	1	2	1	3	0	1	1	1	0	0	
<i>Myiarchus ferox</i>	4	0	1	0	0	2	0	0	3	1	1	0	0	6	0	1	0	0	1	2	0	0	2	1	0	0	0	0	2	0	
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	5	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Syrastes sibilator</i>	9	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	4	0	0	0	0	0	0	6	2	5	0	2	1	0	0	0	2	0	
<i>Pitangus sulphuratus</i>	4	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Myiodynastes maculatus</i>	2	4	2	1	0	0	0	0	0	0	1	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Megarynchus pitangus</i>	0	2	1	0	0	0	0	0	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	4	
<i>Myiozetetes similis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Tyrannus albogularis</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Tyrannus melancholicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Empidonomus varius</i>	0	0	3	1	1	3	0	1	3	0	3	1	0	4	0	2	0	0	2	2	0	2	0	0	3	0	1	1	0	4	
<i>Colonia colinus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Myiophobus fasciatus</i>	0	2	5	0	6	1	2	6	1	2	3	5	2	0	2	6	0	1	4	5	5	4	4	7	3	3	7	0	0	3	
<i>Cnemotriticus fuscatus</i>	1	0	0	0	3	4	1	0	3	0	1	1	2	2	0	3	0	1	1	2	3	1	4	4	3	2	3	0	0	1	
<i>Lathrotriccus euleri</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	4	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Contopus c. cinereus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Knipolegus cyanostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Muscipipra vetula</i>	0	7	3	3	1	8	5	2	11	10	11	8	1	1	9	10	4	9	7	4	9	6	10	4	8	9	7	10	5	5	
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0	0	0	0	4	1	0	0	0	2	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	2	0	1	0	0	
<i>Hylophilus amaurocephalus</i>	0	0	0	4	0	0	4	0	0	0	3	3	6	0	0	0	7	2	4	0	0	0	10	0	0	11	0	9	9	2	
<i>Hylophilus poicilotis</i>	0	2	9	2	2	11	0	0	8	4	3	2	3	1	6	1	0	1	0	4	4	0	0	0	0	6	7	0	0	0	
<i>Vireo chivi</i>	1	0	1	1	1	1	0	1	0	0	1	2	1	0	1	0	4	5	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	
<i>Cyanocorax cristatellus</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cyanocorax chrysops</i>	2	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	0	3	0	1	0	1	0	0	1	1	0	2	2	0	0	0	1	1	0	
<i>Pygocheidon cyanoleuca</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	2	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Progne tapera</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Troglodytes musculus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
<i>Turdus f. flavipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	7	11	0
<i>Turdus leucomelas</i>	8	8	1	0	2	1	0	1	2	1	2	0	1	5	0	2	0	0	0	7	0	0	0	1	2	4	0	1	2	0	

Continúa na próxima página.

Táxon	Paisagens																														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
<i>Turdus rufigiventris</i>	5	2	0	9	1	2	0	0	3	0	1	0	5	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	2	1	1	0
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Turdus subalaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Turdus a. albicollis</i>	0	0	1	2	2	6	7	0	6	0	1	0	8	0	0	0	1	0	4	0	2	1	4	2	7	4	0	8	4	3	0
<i>Zonotrichia capensis</i>	2	0	0	3	1	1	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	3	0	
<i>Arremon semitorquatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	
<i>Arremon flavirostris</i>	2	0	1	0	2	3	0	0	6	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Setophaga pitiayumi</i>	0	0	1	0	1	4	2	0	0	0	1	0	1	2	0	6	1	0	0	2	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	
<i>Basileuterus culicivorus</i>	9	11	7	5	8	9	9	10	5	9	10	9	9	9	11	9	6	12	12	10	10	8	12	8	11	12	12	12	7	8	
<i>Myiothlypis flaveola</i>	8	0	0	0	0	1	0	0	8	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Myiothlypis l. leucoblephara</i>	5	12	10	11	10	10	10	0	9	5	8	12	8	9	10	12	10	12	12	12	10	11	12	9	12	12	11	12	12	1	
<i>Psarocolius decumanus</i>	0	0	0	1	3	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cacicus chrysopterus</i>	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	7	0	0	0	1	3	2	0	0	0	0	0	4	0	7	1	0		
<i>Cacicus haemorrhous</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Orthogonyx chloricterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	
<i>Orchesticus abeillei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	
<i>Pipraeidea melanonota</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	4	2	0	1	4	1	0	1	0	0	0	2	1	4	0	
<i>Stephanophorus diadematus</i>	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	8	12	0	
<i>Cissopsis leverianus major</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	
<i>Schistochlamys ruficapillus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Tangara seledon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	
<i>Tangara cyanoventris</i>	0	0	0	0	1	4	0	0	9	10	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	7	7	0	9	1	0	10	0	3	
<i>Tangara desmaresti</i>	0	3	0	7	0	0	1	0	0	0	0	5	0	0	0	0	6	8	8	8	0	0	3	0	0	8	0	12	12	3	
<i>Tangara sayaca</i>	7	6	0	6	0	2	0	0	0	0	2	2	8	3	0	2	1	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Tangara palmarum</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0
<i>Tangara ornata</i>	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	6	1	1	
<i>Tangara cayana</i>	12	3	9	5	10	8	1	5	8	5	8	8	4	3	8	9	5	3	2	4	9	5	3	8	7	6	3	3	1	1	
<i>Nemosia pileata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Conirostrum speciosum</i>	7	0	1	0	1	1	0	4	1	1	1	6	2	1	4	2	3	4	2	3	7	1	0	1	4	0	8	0	0	1	
<i>Haplospiza unicolor</i>	0	7	0	1	0	0	1	1	4	0	4	3	2	1	0	1	0	2	4	2	1	4	4	1	2	3	0	3	3	3	
<i>Hemitirapuis r. ruficapilla</i>	5	1	1	0	2	5	1	0	5	2	8	1	3	4	0	1	0	1	1	0	3	3	0	6	3	0	4	1	0	3	
<i>Trichothraupis melanops</i>	0	4	3	1	3	5	5	4	2	6	8	1	6	8	0	2	0	3	5	7	4	5	6	10	2	11	5	2	5	5	
<i>Tachyphonus coronatus</i>	4	0	5	3	5	9	0	1	9	5	6	4	8	3	1	0	0	1	0	2	5	6	1	4	5	3	4	1	3	6	
<i>Terstina viridis</i>	6	4	4	0	5	3	6	4	3	1	0	1	1	5	3	0	1	0	4	0	0	2	0	0	1	0	1	0	1	1	
<i>Dacnis cayana</i>	8	11	12	6	10	2	3	3	5	6	2	7	9	8	2	1	3	7	6	1	5	2	5	9	9	5	3	1	1	1	
<i>Coereba flaveola</i>	9	1	2	4	2	3	0	0	8	2	3	3	0	9	6	1	0	1	0	8	3	3	0	1	9	0	5	1	0	1	
<i>Sporophila frontalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	2	2	2	
<i>Sporophila ardesiaca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	

Continua na próxima página.

Táxon	Paisagens																														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
<i>Sporophila caeruleascens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Saltator similis</i>	2	2	5	3	7	11	3	7	12	2	8	6	1	8	7	6	6	4	10	2	8	7	6	8	6	9	9	4	1	4	
<i>Saltator maxillosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	
<i>Saltator fuliginosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
<i>Poospiza thoracica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	
<i>Microspingus lateralis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	7	0	
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
<i>Piranga flava</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Spizus magellanicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	4	0	0	
<i>Euphonia chlorotica</i>	2	0	5	0	3	5	0	1	6	1	1	1	1	3	0	1	0	1	0	2	1	0	0	8	7	1	1	0	0	0	
<i>Euphonia cyanocephala</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	1	0	5	
<i>Euphonia pectoralis</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	8	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4	2	0	0	0	0	4	
<i>Chlorophonia cyanea</i>	0	4	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<b>Riqueza total</b>	<b>74</b>	<b>60</b>	<b>77</b>	<b>96</b>	<b>84</b>	<b>87</b>	<b>67</b>	<b>56</b>	<b>97</b>	<b>78</b>	<b>86</b>	<b>83</b>	<b>127</b>	<b>86</b>	<b>75</b>	<b>72</b>	<b>85</b>	<b>79</b>	<b>88</b>	<b>83</b>	<b>76</b>	<b>75</b>	<b>75</b>	<b>110</b>	<b>86</b>	<b>101</b>	<b>71</b>	<b>107</b>	<b>84</b>	<b>122</b>	