**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

**A paisagem antrópica sob avaliação: a avifauna em remanescentes
florestais, matrizes agrícolas e as implicações para a conservação**

Eduardo Roberto Alexandrino

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências. Área de concentração: Ecologia Aplicada

**Piracicaba
2015**

Eduardo Roberto Alexandrino
Licenciado e Bacharel em Ciências Biológicas

A paisagem antrópica sob avaliação: a avifauna em remanescentes florestais, matrizes agrícolas e as implicações para a conservação

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **HILTON THADEU ZARATE DO COUTO**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências. Área de concentração: Ecologia Aplicada

Piracicaba
2015

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP**

Alexandrino, Eduardo Roberto

A paisagem antrópica sob avaliação: a avifauna em remanescentes florestais, matrizes agrícolas e as implicações para a conservação / Eduardo Roberto Alexandrino. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2015.
196 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Centro de Energia Nuclear na Agricultura.

1. Fragmentos de Mata Atlântica 2. Indicador ecológico 3. Paisagem agrícola 4. Estudos de impactos ambientais 5. Diagnóstico ambiental 6. Cana-de-açúcar 7. Pasto I. Título

CDD 634.94
A382p

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

“O saber se aprende com os mestres. A sabedoria, só com o corriqueiro da vida”

Cora Coralina

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) pela bolsa de doutorado concedida (Processo FAPESP nº 2010/05343-5) e bolsa Estágio de Pesquisa no Exterior - BEPE (Processo FAPESP nº 2014/14925-9), da qual permitiu minha dedicação exclusiva à pesquisa científica no período. Agradeço também aos Auxílios Pesquisa concedidos (“O papel dos remanescentes florestais na manutenção da qualidade da água em microbacias agrícolas” Projeto FAPESP nº 2010/13627-3 / “O papel dos remanescentes florestais nas funções ecossistêmicas de riachos de cabeceira e manutenção da qualidade da água em microbacias agrícolas” Projeto FAPESP nº 2011/19767-4 / “Avaliação multi-escala de impactos ambientais em paisagem agrícola” Projeto FAPESP nº 2011/06782-5), do qual permitiram a coleta de todos os dados utilizados na presente tese. Sem este apoio jamais teria conseguido realizar tanta coisa nestes 4 anos de doutorado.

Agradecimentos especiais a todos os pesquisadores do Brasil e do mundo que se disponibilizaram em ensinar, conversar e discutir os passos de minha pesquisa, sem eles jamais teria elevado tanto minha capacidade crítica e intelectual. Devo meus sinceros agradecimentos aos seguintes (lista segue ordem cronológica dos acontecimentos): John W. Fitzpatrick (Cornell Lab of Ornithology/EUA), Prof. Wesley Rodrigues Silva (UNICAMP), Dr. Luis Reino (CIBIO/Portugal), Dr. Francisco Moreira (Universidade Técnica de Lisboa/Portugal), Dra. Anne van Doorn (ALTERRA/Holanda), Prof. Tereza Pinto Correia (Universidade de Évora/Portugal) (estes quatro últimos durante o IALE 2012), Prof. Augusto João Piratelli (UFScar/Sorocaba), Prof. Milton Cesar Ribeiro (UNESP/Rio Claro), Philip C. Stouffer (LSU/EUA), John T. Rotenberry (UCLA/EUA) (Os dois últimos durante o AUO 2013), Prof. Mauro Galetti (UNESP/Rio Claro), Prof. Pedro Jordano (UNESP/Rio Claro) (os dois últimos durante o SISBIOTA 2013), Prof. Danilo Boscolo (USP/Ribeirão Preto), Prof. Marcos V. Cianciaruso (UFG), Prof. William Sutherland (Universidade de Cambridge/UK), Dr. Martin Fisher (Editor Oryx), Prof. Cristina Banks-Leite (Imperial College London/UK), Prof. Alistair J. Bath (Memorial University of Newfoundland/Canadá), Prof. James Karr (Universidade de Washington/EUA), Prof. Luis dos Anjos (UEL), Dr. Gabriela Bocchio (UEL), Dr. Alexandre C. Franchin, Dr. Pedro F. Develey (SAVE Brasil), Carlos Candia-Gallardo (IB/USP), MSc. Cláudia Terdinan Schaalammann e MSc. Paulo G. Rigonatti (CETESB). Estejam certos que toda conversa que tive com vocês, mesmo que tenham durado alguns minutos, acrescentaram algum conteúdo importante na tese que aqui apresento. No entanto, preciso destacar que o prof. Wesley e Prof. Piratelli foram os principais

incentivadores desta pesquisa que apresento. Muito obrigado! Sem a pronta-ajuda de vocês esta pesquisa não seria a mesma.

Agradecimento especial ao Departamento de Biologia da Universidade de Utah/EUA e ao Prof. Cagan H. Sekercioglu pelo aceite no doutorado sanduíche. Agradeço também a equipe do Prof. Cagan no Biodiversity and Conservation Ecology Lab (em especial Evan R. Buechley e Mark Chynoweth) por todo suporte, aprendizado e troca de experiências.

Agradeço também o aceite para participar e apresentar resumos em congressos e simpósios nacionais e internacionais do qual foram altamente riquíssimos na condução da presente tese: PhD Advanced Course - Agricultural landscapes responding to multiple drivers: Challenges for landscape ecology in Europe (2012); XIX e XXI Congresso Brasileiro de Ornitologia (2012, 2014); American Ornithologists' Union Meeting (2013); I Simpósio Brasileiro sobre o Papel Funcional dos Predadores Topo de Cadeia (2013); Student Conference on Conservation Science (2014), II Curso de Dimensões Humanas da Gestão de Vida Silvestre (2014).

Agradeço também a todos os professores da ESALQ/USP que também contribuíram de alguma forma para a execução de minha pesquisa: Prof. Carlos Tadeu S. Dias (LCE), Prof. Pedro H.S. Brancalion (LCF), Prof. Silvio F.B. Ferraz (LCF), Prof. Alexandre Percequillo (LCB), Prof. Odaléia T.M.M. Queiróz (LES).

Agradecimento mais que especial: Ao meu grande orientador Prof. Hilton Thadeu Z. Couto. Mesmo não sendo um especialista em ornitologia, sua orientação pautada numa forte base teórica em bioestatística, aliada a confiança em meus passos, me fez trilhar um caminho próspero no doutorado. Durante todos esses anos de orientações acadêmicas (desde 2005) aprendi demais com você, principalmente em como seu um orientador e um bom profissional; A minha co-orientadora Prof. Katia Maria Paschoaletto Micchi de Barros Ferraz. Puxa, essa é a pessoa que me faz cada dia querer ser um pesquisador melhor. É quem me dá os degraus para subir e que fica me chamando lá do alto para que eu suba neles. É enormemente gratificante ter acompanhado essa grande pesquisadora durante todos esses anos. Tadeu e Kátia, sempre que precisarem verão em mim um colega de trabalho pronto para atendê-los, e sempre um aluno para aprender com vocês.

Agradeço Livia Moreira pelo auxílio na revisão bibliográfica sobre o uso de Stotz et al. (1996), Rafael Moral pela ajuda com algumas análises estatísticas, Yuri A. Forte e Carla Cassiano com a coleta de dados da paisagem, Ricardo Cesar (Shaulim) pela breve discussão de dados, e Paula Sanches Martin e Ana Paula Rodrigues Pinto (ambas da Itaiti Consultoria Ambiental) que me permitiram visualizar parte do contexto de minha pesquisa.

Agradeço a todos meus colegas do LCF (Depto Ciências Florestais/ESALQ), LEMaC (Laboratório de Ecologia, Manejo e Conservação de Fauna Silvestre) e do LMQ (Laboratório de Métodos Quantitativos) que cheguei a conviver durante os 4 anos de doutorado. São eles: Maísa, Marcelo (estes dois salvaram a pátria em algumas análises...muitíssimo obrigado!), Erica, Vinícius, João, Yuri, Silvio Marchini, Rogério, Daiane, Renata, Cláudia. Aos ornitólogos do LEMaC Alex, Daniela, Vanessa, Ana Navarro, vocês não sabem o quanto ensiná-los sobre aves me fez aprender muito mais sobre este grupo e como usá-las em avaliações ambientais. Vocês foram peças chave em minha pesquisa. Agradeço pelo companheirismo e amizade: Miguel A.Q. Cardona, Isadora, Mauro, Camila (a mamãe do Bakuk), Sabrina, Tito, Andréia, Eric, Jaime, Luciana, Bruno, André (obrigado por várias vezes fazer o papel de “do contra” em minha pesquisa..me deu mais forças para cada vez mais buscar algo melhor), Felipe, Paulo Guilherme Garmim (o agregado), Matheus, Eimi, Rafaela (a estes três meu muitíssimo obrigado pela ajuda nas análises estatísticas no R), Danitiele, Estevan, Samara, Ximena, Léa, Helena, Michel, Camila, Carol (minha eterna doc). Ao Jefferson um super obrigado por sempre ajudar com todos os “pepinos tecnológicos” que uma pesquisa encara. Agradeço também a todos os estagiários do LEMaC que me acompanharam durante meus campos. Ah, faltou também o papai Noel do LMQ que sempre organizou nossos momentos de descontração. Me desculpem se esqueci de alguém, afinal foram tantas pessoas que convivi.

Preciso deixar aqui meu muito obrigado também ao programa de Pós-Graduação Interunidades (PPGI/ESALQ/CENA). A estrutura interdisciplinar deste programa me permitiu explorar diferentes fontes de conhecimento dentro da Ecologia para dar um enorme salto na minha vida acadêmica. Agradecimento especial à Mara Casarin, secretária do programa. Obrigado por sempre me manter informado sobre créditos a cumprir, novas disciplinas, prazos e demais obrigações discentes.

Agradeço também ao casal Kethy e Ed Scott por me hospedar em sua casa durante os meses de doutorado sanduíche na cidade de Salt Lake City (EUA). Vocês foram extremamente importantes durante esta fase, me senti realmente “em casa” e bem amparado quando precisei. Agradeço a todos os amigos que fiz na Universidade de Utah, vocês me ajudaram demais com minha adaptação na cidade...foi realmente ótimo!(um dia traduzirei essa frase para vocês).

Agradeço minha família por tudo que tenho hoje. Se cheguei nesta etapa da vida é porque eu tive base. Ao meu pai Sr. Luiz Antonio Alexandrino obrigado por ser como é, e por ter transmitido a mim toda sua luta na vida, você é meu grande exemplo. A minha mãe

obrigado por entender o porquê estou distante. A todos meus demais familiares, só tenho uma coisa a falar: Vocês são tudo para mim! Não faço nada na minha vida sem ter vocês no meu pensamento.

Agradeço minha esposa (Anaruxa, também conhecida por Dra. Maria J. Calderan Rodrigues) que sempre me falou palavras de carinho e incentivo que me davam força e alegria para tornar meus campos menos exaustivos. Obrigado por não me fazer desistir dos meus objetivos e vibrar comigo a cada conquista. Obrigado pela paciência nos meses que o doutorado sanduíche nos separou. Puxa, como te amo! Ao meu sogro e sogra, obrigado por todo suporte de sempre, e principalmente por aguentarem os dias que eu saía bem cedo para ir a campo.

Por fim agradeço a Deus por ter me proporcionado tantas experiências durante estes 4 anos. Se sempre peço em minhas orações, “sabedoria”, “ser uma boa pessoa”, “que eu possa contribuir para um mundo melhor”, com este doutorado ele me concedeu tudo isso.

SUMÁRIO

RESUMO	13
ABSTRACT	15
1 INTRODUÇÃO.....	17
Referências	21
2 NÍVEIS DE SENSIBILIDADE DE AVES COMO INDICADORES DE DISTÚRBIOS ANTRÓPICOS EM REMANESCENTES FLORESTAIS: UM PROBLEMA A SER CONSIDERADO EM ESTUDOS AMBIENTAIS.....	29
Resumo	29
Abstract.....	29
2.1 Introdução.....	30
2.2 Material e Métodos.....	33
2.2.1 Área de estudo	33
2.2.2 Delineamento amostral	34
2.2.3 Amostragem de aves.....	37
2.2.4. Sensibilidade a distúrbios antrópicos em escala local para espécies florestais	37
2.2.5 Gradiente de distúrbio antrópico	41
2.2.6 O uso da classificação de Parker em EAs.....	43
2.3 Resultados.....	44
2.3.1 Sensibilidade a distúrbios antrópicos em escala local para espécies florestais	44
2.3.2 O uso da classificação de Parker em EAs.....	58
2.4 Discussões	58
2.4.1 Sensibilidade a distúrbios antrópicos em escala local	58
2.4.2 A classificação de Parker como um indicador ecológico.	62
2.4.3 O uso da classificação de Parker e os inventários de aves nos EAs	63
2.5 Conclusões.....	66
Referências	67
3 ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA COM BASE EM ASSEMBLEIAS DE AVES PARA AVALIAR REMANESCENTES FLORESTAIS INSERIDOS EM PAISAGEM ANTRÓPICA.	83
Resumo	83
Abstract.....	84
3.1 Introdução.....	84
3.2 Material e Métodos.....	89

3.2.1 Área de estudo e delineamento amostral.....	89
3.2.2 Amostragem de aves	89
3.2.3 Desenvolvimento do IIB por meio das aves.	89
3.3 Resultados	95
3.3.1 Seleção das métricas finais	95
3.3.2 IIB Final	102
3.4. Discussões	103
3.4.1 Métricas selecionadas – interpretando a integridade dos remanescentes	103
3.4.2 Analisando remanescentes florestais: IIB vs. medidas clássicas	107
3.4.3 Considerações sobre a aplicação do IIB	110
3.5 Conclusões	110
Referências	112
4 ASSEMBLEIAS DE AVES OCORRENTES EM CANA-DE-AÇÚCAR E PASTAGEM.	
DUAS CULTURAS ABUNDANTES NO SUDESTE BRASILEIRO.....	129
Resumo.....	129
Abstract	129
4.1.Introdução	130
4.2.Material e Métodos	133
4.2.1Área de estudo e delineamento amostral.....	133
4.2.2 Seleção dos sítios amostrais em pasto e cana-de-açúcar.....	133
4.2.3 Levantamento das assembleias de aves	135
4.2.4 Coleta das métricas da paisagem	137
4.2.5 Análise de dados	139
4.3 Resultados	141
4.3.1 Avifauna.....	141
4.3.2 Métricas da paisagem.....	145
4.3.3 Avifauna vs. paisagem	147
4.4 Discussões.....	151
4.4.1 A avifauna na paisagem de pasto e de cana-de-açúcar	151
4.4.2 A cultura agrícola de pasto e cana-de-açúcar. Implicações para a ocorrência da avifauna	153
4.5 Considerações finais	155
Referências	156
5 CONCLUSÕES	167
APÊNDICES.....	169

ANEXOS	173
--------------	-----

RESUMO

A paisagem antrópica sob avaliação: a avifauna em remanescentes florestais, matrizes agrícolas e as implicações para a conservação.

Devido o dinamismo e complexidade estrutural observada nas paisagens antrópicas, pesquisas contínuas são necessárias para melhorar o conhecimento sobre quais os impactos delas na biodiversidade, bem como para entender quais espécies ocorrentes nestas paisagens refletem as condições ambientais lá existentes. Desse modo, tomando a avifauna como representante da biodiversidade presente nestas paisagens, esta tese objetivou: 1) caracterizar as assembleias de aves ocorrentes nos remanescentes florestais de Mata Atlântica inseridos em paisagem antrópica agrícola, bem como as assembleias que ocorrem no interior das culturas de pasto e cana-de-açúcar, 2) identificar um método analítico adequado para acessar a integridade ecológica existente nos remanescentes florestais por meio das assembleias de aves, 3) avaliar o efeito da estrutura e dinâmica destas paisagens nas assembleias de aves ocorrentes nos remanescentes florestais, 4) identificar quais características da paisagem antrópica agrícola influenciam as aves ocorrentes no interior das culturas de pasto e cana-de-açúcar. Assembleias de aves foram amostradas mensalmente durante um ano (Nov2011-Nov2012) por meio de pontos fixos e transectos em oito remanescentes florestais com diferentes tamanhos (3-115ha) e históricos de degradação, e oito sítios amostrais localizados no interior das culturas agrícolas (quatro em pasto e quatro em cana-de-açúcar). Estes foram selecionados dentro de cinco unidades amostrais de uma paisagem tipicamente (16 km²) agrícola do Estado de São Paulo (Bacia do Rio Corumbataí). O índice de serviços ecossistêmicos de Ferraz et al. (2014) foi adotado como uma medida do grau de distúrbios antrópicos presente nos remanescentes florestais do qual leva em consideração a dinâmica e estrutura deles. Já as características das paisagens nas culturas agrícolas foram coletadas em duas escalas de análise (buffers circulares de 600 e 1000m) levando em consideração métricas que pudessem refletir uma maior heterogeneidade da paisagem. No total, 191 espécies foram observadas nos remanescentes florestais, enquanto que 137 nas culturas agrícolas. As aves com hábitos florestais, não-florestais, hábitos mistos florestais-não-florestais, pequenos insetívoros de sub-bosque, aves que forrageiam no estrato médio dos remanescentes, espécies endêmicas e ameaçadas foram os melhores indicadores ecológicos nos remanescentes. Estes grupos formaram a base de dados do Índice de Integridade Biótica (IIB) um método multimétrico que obteve um melhor desempenho em refletir a integridade existente nos remanescentes quando comparado com os níveis de sensibilidade a distúrbios antrópicos de Parker III et al. (1996), riqueza geral das assembleias e índice de diversidade de Shannon. Foram registradas 132 espécies nas pastagens enquanto que apenas 72 nos canaviais, sendo que tanto a riqueza geral quanto a abundância relativa de alguns grupos de aves foram explicadas pela variação na heterogeneidade da paisagem. Assim, conclui-se que métodos analíticos classicamente utilizados em ecologia podem apresentar falhas na avaliação ecológica de remanescentes de Mata Atlântica inseridos em paisagem antrópica, ocasionando interpretações errôneas. Novos métodos analíticos devem ser explorados, sendo o IIB um possível substituto. A diferença existente entre as assembleias de aves ocorrentes nas pastagens, (maior heterogeneidade) e nos canaviais (baixa heterogeneidade) indicam as consequências negativas que homogeneização da paisagem agrícola pode ocasionar à biodiversidade ocorrente nestas paisagens.

Palavras-chave: Fragmentos de Mata Atlântica; Indicador ecológico; Paisagem agrícola; Estudos de impactos ambientais; Diagnóstico ambiental; Cana-de-açúcar; Pasto

ABSTRACT

The human-modified landscapes under assessment: Bird in forest patches, agricultural matrices and the implications for conservation

Because human-modified landscapes (HML) are dynamic and have structural complexity, continuous research is necessary to improve knowledge about the HML impacts on the biodiversity, as well as to provide knowledge of which current species may reflect the environmental conditions existing there. Thus, considering birds as sample of the HML existing biodiversity, the following thesis aimed to: 1) describe the bird assemblages of Atlantic Forest patches located in HML and bird assemblages of the interior of cattle pastures and sugar cane crops, 2) identify a proper bird analytical approach to assess the existing ecological integrity of forest patches in HML, 3) assess the effects of the landscape features (dynamic and structure) on the bird assemblages of forest patches in HML, 4) identify which landscapes features of both crops may exert influence on the bird assemblage composition of each crop. Bird sampling was performed monthly along one year (Nov 2011 – Nov 2012) in eight forest patches with different historical and size (3 – 115 ha), and eight sites located in the interior of each crop (four in cattle pasture and four in sugar cane), using point counts and transects. Five focal landscapes (16km²) located in a typical HML of São Paulo state (Corumbataí river basin) were used to select these sampling sites. The rank of ecosystem services provisioning of Ferraz et al. (2014) was used as a measurement of the existing gradient of human disturbance in the forest patches, which was built through information about forest dynamic and structure. The landscape features of each crop were collected through two scale of analysis (circular buffers with 600 and 1000 radius meters) taking into account metrics that may represent the landscape heterogeneity. 191 species were observed in the forest patches while 137 in the crops. The forest birds, non-forest birds, birds with forest-non-forest habits, small understory-midstory insectivorous, species with foraging habits in the midstory strata, threatened and endemic species, were the best ecological indicators of the forest patches. These bird groups were used as database in the development of the Index of Biotic Integrity (IBI), a multimetric approach, which showed a better performance to indicate the existent integrity in the forest patches in comparison with “sensitivity to disturbance” of Parker III et al. (1996), total species richness and Shannon’s diversity index. 132 species were observed in cattle pastures while 72 in sugar cane. Both richness and relative abundance of some bird groups were explained by the landscape heterogeneity variation. Thus, it is possible to conclude that some classical birds analytical approaches may be flawed in the ecological assessment of Atlantic Forest patches inserted in HML. New analytical approaches should be explored, and the IBI is a possible alternative. The bird’s assemblage differences between cattle pastures (high heterogeneity) and sugar cane (low heterogeneity) are an example of the negative consequences caused by the crops homogenization on the living biodiversity of agricultural landscapes.

Keywords: Atlantic Forest remnants; Ecological indicators; Agricultural landscapes; Environmental studies; Environmental impact assessment; Sugar cane; Cattle pasture

1 INTRODUÇÃO

A população humana presente na Terra já passou dos sete bilhões de habitantes, com uma grande maioria vivendo em zonas urbanas e peri-urbanas (PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO, 2005). Desse modo, ações relacionadas à manutenção desta grande população têm alcançado cada vez mais partes do globo até então intocadas (WACKERNAGEL; REES, 1996, DEAN 1997, ELLIS; RAMANKUTTY, 2008). A expansão das zonas urbanas (SETO et al., 2012) bem como a conversão de áreas naturais em áreas agrícolas para produção de alimento (LAMBIN et al., 2003, FOLEY et al., 2005) e matéria prima (GOLDENBERG, 2007), a extração de minérios no sub solo (TIWARY, 2001), a exploração dos recursos florestais (DEAN, 1997; WRIGHT, 2010), são algumas atividades antrópicas (ou atividades humanas) que ameaçam os ecossistemas terrestres ainda existentes (e.g., DEAN, 1997; MORTON et al., 2006; VERDADE et al., 2012; HADDAD et al., 2015).

Em regiões onde a presença humana está consolidada há anos, suas atividades influenciam as características físicas e ambientais destes locais (ELLIS; RAMANKUTTY, 2008), perfazendo o que conhecemos como paisagem antrópica (i.e., paisagens alteradas pela ação humana, termo similar ao *human-modified landscapes* comumente tratado em textos científicos escritos em inglês, ver MELO et al., 2013, PERES et al., 2013). Estas são caracterizadas por possuírem uma grande heterogeneidade de uso e ocupação do solo que vão desde remanescentes do ecossistema original em diversas situações de degradação (e.g., MARRIS, 2009, MELO et al., 2013, FERRAZ et al., 2014), até diversos tipos de culturas agrícolas e outras atividades transformadoras da paisagem, como as zonas urbanas (e.g., VALENTE; VETORAZZI, 2003). Nas áreas agrícolas, o uso e ocupação do solo pode assumir um aspecto dinâmico que acompanha as tendências econômicas do país em que se insere (LAMBIN; MEYFROIDT, 2010). Por exemplo, no início dos anos 90 o Brasil observou uma ligeira retração na produção do etanol a partir do bagaço da cana-de-açúcar (SOCCOL et al., 2005; GAUDER et al., 2011), no entanto no início do século 21 o aumento da demanda mundial por biocombustíveis resultou numa nova expansão dos canaviais (GOLDENBERG, 2007, CAMARGO et al., 2008, MARTINELLI; FILOSO, 2008, BERNARD et al., 2011). A alteração das leis de proteção ambiental é outro fator que pode moldar as paisagens antrópicas. A recente aprovação do novo código florestal brasileiro (BRASIL, 2012) diminuiu a porcentagem de área florestal a ser preservada dentro das propriedades particulares. Logo, é esperado que uma queda na porcentagem de florestas

presente nestas paisagens seja observada num futuro próximo (BRANCALION; RODRIGUES, 2010; METZGER et al., 2010; MICHALSKI et al., 2010).

Pesquisas sobre as consequências negativas que os impactos antrópicos podem gerar tanto aos próprios seres humanos (i.e, afetando a produção agrícola, disponibilidade e qualidade da água, mudanças climáticas) e suas gerações futuras, quanto aos ecossistemas naturais e a biodiversidade, passaram a ser cada vez mais comum a partir da década de 60 (WACKERNAGEL; REES, 1996; LAMBIN et al., 2003; FOLEY et al., 2005; CARSON, 2011; HADDAD et al., 2015). Assim, a consciência ambiental passou a ganhar força (LEFF, 2001) e no decorrer dos anos vários países criaram e colocaram em prática suas políticas ambientais (SÁNCHEZ, 2006). Medidas que visam a minimização dos impactos, tanto ao ambiente ainda intocado quanto ao ambiente já sob influência humana, passaram a ser regidas por leis e tornaram-se obrigatórias (SLOOTWEG; MOLLINGA, 2010). Uma dessas medidas que gradativamente foi sendo adotada pelos países é o programa de Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) (SÁNCHEZ, 2006; SLOOTWEG; MOLLINGA, 2010; SÁNCHEZ; CROAL, 2012). Com este programa em voga todas as atividades humanas passam por um processo de avaliação prévia e acompanhamento contínuo, garantindo que um mínimo impacto seja gerado no decorrer da execução da atividade pretendida. Logo, passa então a existir a possibilidade um crescimento econômico e geração de renda (i.e., numa região, estado, nação) dentro da proposta de sustentabilidade ambiental (LEFF, 2001, SÁNCHEZ; CROAL, 2012).

No entanto, paisagens antrópicas tornaram-se cada vez mais comuns e com isso mais passíveis de receber novas atividades humanas (e.g., MORTON et al., 2006; SÁNCHEZ; SILVA-SÁNCHEZ, 2008; SPAROVEK et al., 2010; EGESKOG et al., 2011; MELO et al., 2013). Por mais que o processo AIA garanta uma minimização dos impactos, a velocidade em que os humanos expandem suas atividades ainda está à frente dos avanços científicos. Hoje, há uma crescente preocupação por parte dos ecólogos sobre quais as melhores formas de avaliar ambientes antropizados, das quais possam sugerir práticas de manejo, medidas mitigadoras e compensatórias que de fato venham garantir a disponibilidade e qualidade dos recursos naturais aos humanos (e.g., KARR, 2006; KOBLITZ et al., 2011; FERRAZ et al., 2014; CASSIANO et al., 2013; MEDEIROS et al., 2015). O complexo sistema ecológico que estas paisagens podem possuir (ver MARRIS, 2009) podem se tornar extremamente difíceis de serem avaliadas (e.g., METZGER, 2006). Logo, negligências sobre a real importância dos remanescentes de habitat naturais ainda existentes nas paisagens antrópicas podem ocorrer, uma vez que a comunidade científica ainda discute quais ferramentas e métodos são mais

adequados à avaliação deles (e.g., LINDENMAYER; FISCHER, 2003; STRAUBE et al., 2010; MEDEIROS et al., 2015).

Dada a dificuldade de se estudar paisagens antrópicas muitos pesquisadores propõem processos de avaliação das condições ecológicas existentes que focam em grupos biológicos indicadores (e.g., KARR, 2006; JORGENSEN et al., 2010). Mesmo leis e resoluções ambientais sugerem tal procedimento, como é o caso do Brasil (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA, 1986; INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA, 2007). Aves é um dos grupos mais utilizados (e.g., BYRON, 2000; CHAMBERS, 2008; STRAUBE et al., 2010), por fornecer uma elevada quantidade de dados em um curto período de tempo (GARDNER et al., 2008) e frequentemente serem citadas como excelentes bioindicadoras (SUTHERLAND et al., 2004; SEKERCIOGLU, 2006). No entanto, acessar as condições ecológicas existentes em alguns remanescentes de habitats naturais por meio da avifauna pode não ser tão simples. Por exemplo, pesquisas recentes têm demonstrado que vários fatores da paisagem podem influenciar a ocorrência da avifauna em remanescentes florestais da Mata Atlântica localizados em paisagens antrópicas (e.g., AWADE; METZGER, 2008; BOSCOLO et al., 2008; MARTENSEN et al., 2008; HANSBAUER et al., 2008, BOSCOLO; METZGER, 2009, 2011; FERRAZ et al., 2012; LIRA et al., 2012). Este fato somado a grande variabilidade de condições ambientais existentes entre tais remanescentes (i.e., diferentes tamanhos, históricos de fragmentação, degradação e regeneração, etc.) (RIBEIRO et al., 2009; MELO et al., 2013; FERRAZ et al., 2014) justificam a cautela que pesquisadores precisam ter na avaliação ecológica destes remanescentes por meio das aves. Problemas relacionados à falta de amostragem eficiente e processos analíticos fracos já foram reportados em processos de avaliação ambiental com aves (VASCONCELOS, 2006; SILVEIRA et al., 2010; STRAUBE et al., 2010), o que coloca em risco o potencial bioindicador que tal grupo biológico possui.

Além de estudar remanescente de habitats naturais em paisagens antrópicas, outra preocupação crescente dos ecólogos é com as áreas destinadas à agricultura. Muitas vezes tais áreas perfazem a matriz existente nas paisagens antrópicas (ver METZGER, 2001; e.g., VALENTE; VETORAZZI, 2003). Sabe-se que o tipo de matriz agrícola pode influenciar até mesmo a biodiversidade dos remanescentes florestais inseridos nas paisagens antrópicas (PREVEDELLO; VIEIRA, 2010). Logo, pesquisadores no mundo todo buscam cada vez mais compreender como diferentes culturas e diferentes esquemas na paisagem agrícola estão conseguindo comportar diferentes grupos biológicos (e.g., DELGADO; MOREIRA, 2000;

PETIT; PETIT, 2003; SODHI et al., 2005; PEH et al., 2006; MULWA et al., 2012; BUECHLEY et al., 2015). Planejar paisagens que permitam a produção agrícola aliada à conservação da biodiversidade é um dos objetivos atuais (e.g., BENNETT et al., 2006; FISCHER et al., 2008, FAHRIG et al., 2011). Embora importante, estudos sobre a biodiversidade ocorrente nas culturas agrícolas existentes no Brasil são extremamente escassas (e.g., MIRANDA; MIRANDA, 2004; CROZARIOL, 2008; BENCKE; DIAS, 2010; CAMPOLIM, 2011; GOMES et al., 2012; SILVA et al., 2015).

Considerando o presente contexto, e tomando a avifauna com um grupo biológico representativo da biodiversidade ocorrente em paisagens antrópicas e útil para avaliar as condições ecológicas existentes em tais paisagens, a presente tese tem os seguintes objetivos:

1) Caracterizar as assembleias de aves ocorrentes nos remanescentes florestais de Mata Atlântica inseridos em paisagem agrícola, bem como assembleias que ocorrem no interior das culturas de pasto e cana-de-açúcar;

Os resultados que alcançam este objetivo são apresentados no capítulo 3 e 4.

2) Identificar um método analítico adequado para acessar a integridade ecológica existente nos remanescentes florestais por meio das assembleias de aves;

3) Avaliar o efeito da estrutura e dinâmica da paisagens agrícola nas assembleias de aves ocorrentes nos remanescentes florestais de Mata Atlântica;

A elaboração do capítulo 2 e 3 atingem ambos objetivos de forma complementar. No capítulo 2 foi testado o uso do parâmetro “sensibilidade a distúrbios humanos” (*sensitivity to disturbance* nome original em inglês) proposto por Parker III et al. (1996) à todas as as aves neotropicais, porém criado de forma subjetiva. No capítulo 3 o Índice de Integridade Biótica com base em aves foi testado. Este é um método multimétrico que apesar de ser comprovadamente útil para avaliar impactos existentes em ecossistemas aquáticos por meio de dados biológicos, foi pouco empregado na avaliação de ecossistemas terrestres. Uma comparação com outros métodos amplamente utilizados em estudos ambientais, como riqueza e índice de diversidade de Shannon, também é fornecido no capítulo 3. Além disso, ambos capítulos discutem as consequências negativas do emprego dos métodos falhos na avaliação de impactos ambientais realizado em paisagens antrópicas.

4) Identificar quais características da paisagem agrícola influenciam a composição das assembleias de aves ocorrentes no interior das culturas de pasto e cana-de-açúcar;

Por fim, este objetivo é alcançado no capítulo 4.

Hipóteses:

A presente tese tem as seguintes hipóteses nulas:

- métodos frequentemente empregados na análise de aves em estudos ambientais (índice de sensibilidade a distúrbios humanos de Parker III et al. (1996) riqueza, Índice de diversidade de Shannon) são adequados para acessar a integridade ecológica existente nos remanescentes florestais inseridos em paisagem agrícola.

Hipótese alternativa: estes métodos não são adequados.

- O Índice de Integridade Biótica elaborado a partir dos dados de aves não é um método eficiente para acessar a integridade ecológica existente em remanescentes florestais inseridos em paisagem agrícola.

Hipótese alternativa: este método é eficiente

- As assembleia de aves ocorrentes na cultura de cana-de-açúcar e pasto são similares.

Hipótese alternativa: as assembleias não são similares.

Referências

AWADE, M.; METZGER, J.P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology**, Carlton, v. 33, n. 7, p. 863-871, Nov. 2008.

BENCKE, G.A.; DIAS, R.A. **Levantamento da avifauna em campos de pecuária extensiva da região da Campanha Meridional, Rio Grande do Sul, Brasil**: relatório das atividades desenvolvidas durante a segunda campanha de investigação promovida pela Save Brasil no âmbito da iniciativa Alianza del Pastizal. Porto Alegre: Save Brasil; Alianza del Pastizal, 2010. 20 p.

BENNETT, A.F.; RADFORD, J.Q.; HASLEM, A. Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments. **Biological Conservation**, Essex, v. 133, n. 2, p. 250-264, Nov. 2006.

BERNARD, E.; MELO, F.P.; PINTO, S.R. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Atlantic Forest in face of bioethanol expansion. **Tropical Conservation Science**, Mongabay, v. 4, n. 3, p. 267-275, 2011.

BOSCOLO, D.; METZGER, J.P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 24, n. 7, p. 907-918, Aug. 2009.

_____. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, Copenhagen, v. 34, n. 6, p. 1018-1029, Dec. 2011.

BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE, M.; METZGER, J.P. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 40, n. 3, p. 273-276, May 2008.

BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R. Agricultural land reduction due to the compliance with the current Forest Code: a study case of sugarcane production in the State of São Paulo. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 10, n. 4, p. 63-66, 2010.

BRASIL. Leis, decretos, etc. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**: dispõe sobre a proteção da vegetação nativa (Código Florestal Brasileiro). Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em: 20 abr. 2015.

BUECHLEY, E.R. SEKERCIOGLU, C.H.; ATICKEM, A.; GEBREMICHAEL, G.; NDUNGU, J.K.; MAHAMUED, B.A.; BEYENE, T.; MEKONNEN, T.; LENS, L. Importance of Ethiopian shade coffee farms for forest bird conservation. **Biological Conservation**, Essex, 2015. In press.

BYRON, H. **Biodiversity and environmental impact assessment**: a good practice guide for road schemes. Sandy: The RSPB; WWF-UK; English Nature and the Wildlife Trusts, 2000. 120 p.

CAMARGO, A.M.M.P.; CASER, D.V.; CAMARGO, F.P.; OLIVETTE, M.P.A.; SACHS, R.C.C.; TORQUATO, S.A. Dinâmica e tendência da expansão da cana-de-açúcar sobre as demais atividades agropecuárias, estado de São Paulo, 2001-2006. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 38, n. 3, p. 47-66, 2008.

CAMPOLIM, M.G. **Utilização de sistemas agrícolas (Tangerinas, *Citrus reticulata*) por aves na região de Pilar do Sul, São Paulo**. 2011. 69 p. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) - Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2011.

CARSON, R. **Primavera silenciosa**. São Paulo: Ed. Gaia, 2011. 327 p.

CASSIANO, C.C.; FERRAZ, S.F.B.; MOLIN, P.G.; VOIGTLAENDER, M.; FERRAZ, K.M.P.M.B. Spatial assessment of water-related ecosystem services to prioritize restoration of forest patches. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 11, n. 2, p. 176-180, dez. 2013.

CHAMBERS, S.A. **Birds as environmental indicators: review of literature**. Melbourne: Parks Victoria, 2008. 53 p. (Technical Series, 55).

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução n. 001 de 23 de janeiro de 1986**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html>>. Acesso em: 20 ago. 2014.

CROZARIOL, M.A. Aves associadas às diferentes fases do crescimento do arroz irrigado no sudeste do Brasil. In: BALZE, V.M.; BLANCO, D.E. (Ed.). **Primer taller para la conservación de aves playeras migratorias en arrozceras del Cono Sur**. Buenos Aires: Wetlands International, 2008. Disponível em: <<http://lac.wetlands.org/Portals/4/Crozairol.pdf>>. Acesso em: 03 abr. 2015.

DEAN, W. **A ferro e fogo**: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras, 1997. 484 p.

DELGADO, A.; MOREIRA, F. Bird assemblages of an Iberian cereal steppe. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 78, n. 1, p. 65-76, Mar. 2000.

ELLIS, E.C.; RAMANKUTTY, N. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 6, n. 8, p. 439-447, 2008.

FAHRIG, L.; BAUDRY, J.; BROTONS, L.; BUREL, F.G.; CRIST, T.O.; FULLER, R.J.; SIRAMI, C.; SIRIWARDENA, G.M.; MARTIN, J.L. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, Oxford, v. 14, n. 2, p. 101-112, Feb. 2011.

FERRAZ, K.M.P.M.B.; SIQUEIRA, M.F.; ALEXANDRINO, E.R.; LUZ, D.T.A.; COUTO, H.T.Z. Environmental suitability of a highly fragmented and heterogeneous landscape for forest bird species in southeastern Brazil. **Environmental Conservation**, Cambridge, v. 39, n. 4, p. 316-324, Dec. 2012.

FERRAZ, S.F.B.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; CASSIANO, C.C.; BRANCALION, P.H.; LUZ, D.T.A.; AZEVEDO, T.N.; TAMBOSI, L.; METZGER, J.P. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 29, n. 2, p. 187-200, Feb. 2014.

FISCHER, J.; BROSI, B.; DAILY, G.C.; EHRLICH, P.R.; GOLDMAN, R.; GOLDSTEIN, J.; LINDENMAYER, D.B.; MANNING, A.D.; MOONEY, H.A.; PEJCHAR, L.; RANGANATHAN, J.; TALLIS, H. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 6, n. 7, p. 380-385, Sept. 2008.

FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.K. Global consequences of land use. **Science**, New York, v. 309, n. 5734, p. 570-574, July 2005.

GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; ARAUJO, I.S.; ÁVILA-PIRES, T.C.; BONALDO, A.B.; COSTA, J.E.; ESPOSITO, M.C.; FERREIRA, L.V.; HAWES, J.; HERNANDEZ, M.I.M.; HOOGMOED, M.S.; LEITE, R.N.; LO-MAN-HUNG, N.F.; MALCOLM, J.R.; MARTINS, M.B.L.; MESTRE, A.M.; MIRANDA-SANTOS, R.; OVERAL, W.L.; PARRY, L.; PETERS, S.L.; RIBEIRO-JUNIOR, M.A.; SILVA, M.N.F.; SILVA MOTTA, C.; PERES, C.A. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. **Ecology Letters**, Oxford, v. 11, n. 2, p. 139-150, Feb. 2008.

GAUDER, M.; GRAEFF-HOENNINGER, S.; CLAUPEIN, W. The impact of a growing bioethanol industry on food production in Brazil. **Applied Energy**, London, v. 88, n. 3, p. 672-679, Mar. 2011.

GOLDEMBERG, J. Ethanol for a sustainable energy future. **Science**, New York, v. 315, n. 5813, p. 808-810, Feb. 2007.

GOMES, S.C.; RIBEIRO, L.T.; TAKEISHI, J.; POLETTTO, M.C.; CHAVES, S.L.M.; BERBERT, C.M.S. Espécies ameaçadas da fauna em áreas de canaviais do setor sucroalcooleiro no Estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO, 1.; CONFERÊNCIA DA REDE DE LÍNGUA PORTUGUESA DE AVALIAÇÃO DE IMPACTOS, 2., 2012, São Paulo. **Resumos...** São Paulo: Associação Brasileira de Avaliação de Impacto, 2012. p. 1-18.

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

HANSBAUER, M.M.; STORCH, I.; LEU, S.; NIETO-HOLGUIN, J-P.; PIMENTEL, R.G.; KNAUER, F.; METZGER, J.P. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic rainforest. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 3, p. 782-791, Mar. 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Instrução normativa n. 146 de 10 de janeiro de 2007**. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/sisbio/images/stories/instrucoes_normativas/IN146_2007_Empreendimentos.pdf>. Acesso em: 20 ago. 2014.

JORGENSEN, S.E.; XU, F.L.; COSTANZA, R. **Ecological indicators of assessment of ecosystem health**. New York: CRC Press. 2010. 484 p.

KARR, J.R. Seven foundations of biological monitoring and assessment. **Biologia Ambientale**, Trieste, v. 20, n. 2, p. 7-18, 2006.

KOBLITZ, R.V.; PEREIRA JÚNIOR, S.J.; AJUZ, R.C.A.; GRELLE, C.E.V. Ecologia de paisagens e licenciamento ambiental. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 9, n. 2, p. 244-248, dez. 2011.

LAMBIN, E.F.; GEIST, H.J.; LEPERS, E. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. **Annual review of environment and resources**, Palo Alto, v. 28, n. 1, p. 205-241, July 2003.

LAMBIN, F.E.; MEYFROIDT, P. Land use transitions: socio-ecological feedback versus socio-economic change. **Land Use Policy**, Guildford, v. 27, n. 2, p. 108-118, 2010.

LEFF, E. **Saber ambiental: sustentabilidade, racionalidade, complexidade e poder**. Petrópolis: Vozes, 2001. 494 p.

LINDENMAYER, D.B.; FISCHER, J. Sound science or social hook: a response to Brooker's application of the focal species approach. **Landscape and urban planning**, Amsterdam, v. 62, n. 3, p. 149-158, 2003.

LIRA, P.K.; EWERS, R.M.; BANKS-LEITE, C.; PARDINI, R.; METZGER, J.P. Evaluating the legacy of landscape history: extinction debt and species credit in bird and small mammal assemblages in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Applied Ecology**, Cambridge, v. 49, n. 6, p. 1325-1333, Dec. 2012.

MARRIS, E. Ecology: ragamuffin earth. **Nature**, London, v. 460, n. 7254, p. 450-453, July 2009.

MARTENSEN, A.C.; PIMENTEL, R.G.; METZGER, J.P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 9, p. 2184-2192, Sept. 2008.

MARTINELLI, L.A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological Applications**, Tempe, v. 18, n. 4, p. 885-898, June 2008.

MEDEIROS, H.R.; BOCHIO, G.M.; RIBEIRO, M.C.; TOREZAN, J.M.; ANJOS, L. Combining plant and bird data increases the accuracy of an index of biotic integrity to assess conservation levels of tropical forest fragments. **Journal for Nature Conservation**, Jena, v. 25, p. 1-7, May 2015.

MELO, F.P.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L.; MARTINEZ-RAMOS, M.; TABARELLI, M. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 28, n. 8, p. 462-468, Aug. 2013.

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, n. 1/2, p. 1-9, 2001.

_____. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 4, n. 2, p. 11-23, out. 2006.

_____. O código florestal tem base científica? **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 8, n. 1, p. 92-99, 2010.

MICHALSKI, F.; NORRIS, D.; PERES, C.A. No return from biodiversity loss. **Science**, New York, v. 329, n. 5997, p. 1282-1282, 2010.

MIRANDA, J.R.; MIRANDA, E.E. **Sistemas de produção orgânica de cana-de-açúcar: monitoramento qualificado de biodiversidade**. Campinas: Embrapa, 2004. 20 p. (Comunicado Técnico, 13).

MORTON, D.C.; DEFRIES, R.S.; SHIMABUKURO, Y.E.; ANDERSON, L.O.; ARAI, E.; ESPIRITO-SANTO, F.B.; FREITAS, R.; MORISETTE, J. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 103, n. 39, p. 14637-14641, Sept. 2006.

MULWA, R.K.; BÖHNING-GAESE, K.; SCHLEUNING, M. High bird species diversity in structurally heterogeneous farmland in western Kenya. **Biotropica**, Washington, v. 44, n. 6, p. 801-809, 2012.

PARKER III, T.A.; STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W. Ecological and distributional databases. In: STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W.; PARKER III, T.A.; MOSKOVITS, D.K. (Ed.). **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: The University of Chicago Press, 1996. chap. 4, p. 111–410.

PEH, K.S.H.; SODHI, N.S.; DE JONG, J.; SEKERCIOGLU, C.H.; YAP, C.A.M.; LIM, S.L.H. Conservation value of degraded habitats for forest birds in southern Peninsular Malaysia. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 12, n. 5, p. 572-581, Sept. 2006.

PERES, C.A.; BARLOW, J.; GARDNER, T.A.; VIEIRA, I.C.G. Conservação da biodiversidade em paisagens florestais antropizadas. In: _____. (Org.). **Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil**. Curitiba: Ed. UFPR, 2013. cap. 1, p. 9-20.

PETIT, L.J.; PETIT, D.R. Evaluating the importance of human-modified lands for Neotropical bird conservation. **Conservation Biology**, Boston, v. 17, n. 3, p. 687-694, June 2003.

PREVEDELLO, J.A.; VIEIRA, M.V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 19, n. 5, p. 1205-1223, May 2010.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO. **Relatório do desenvolvimento humano 2005**. Tradução de J.F. e Silva. Lisboa: Ana Paula Faria Editora, 2005. 372 p.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, June 2009.

SÁNCHEZ, L.E. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2006. 495 p.

SÁNCHEZ, L.E.; CROAL, P. Environmental impact assessment, from Rio-92 to Rio+20 and beyond. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 15, n. 3, p. 41-54, 2012.

SÁNCHEZ, L.E.; SILVA-SÁNCHEZ, S.S. Tiering strategic environmental assessment and project environmental impact assessment in highway planning in São Paulo, Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, New York, v. 28, n. 7, p. 515-522, Oct. 2008.

SEKERCIOGLU, C.H. Increasing awareness of avian ecological function. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 21, n. 8, p. 464-471, Aug. 2006.

SETO, K.C.; GÜNERALP, B.; HUTYRA, L.R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 109, n. 40, p. 16083-16088, 2012.

SILVA, T.W.; DOTTA, G.; FONTANA, C.S. Structure of avian assemblages in grasslands associated with cattle ranching and soybean agriculture in the Uruguayan savanna ecoregion of Brazil and Uruguay. **Condor**, Los Angeles, v. 117, n. 1, p. 53-63, Feb. 2015.

SILVEIRA, L.F.; BEISIEGEL, B.M.; CURCIO, F.F.; VALDUJO, P.H.; DIXO, M.; VERDADE, V.K.; MATTOX, G.M.T.; CUNNINGHAM, P.T.M. What use do fauna inventories serve? **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 24, n. 68, p. 173-207, 2010.

SOCCOL, C.R.; VANDENBERGHE, L.P.; COSTA, B.; WOICIECHOWSKI, A.L.; CARVALHO, J.C.; MEDEIROS, A.B.; FRANSISCO, A.M.; BONOMI, L.J. Brazilian biofuel program: an overview. **Journal of Scientific & Industrial Research**, New Delhi, v. 64, n. 11, p. 897-904, Nov. 2005.

SODHI, N.S.; KOH, L.P.; PRAWIRADILAGA, D.M.; TINULELE, I.; PUTRA, D.D.; TAN, T.H.T. Land use and conservation value for forest birds in Central Sulawesi (Indonesia). **Biological Conservation**, Essex, v. 122, n. 4, p. 547-558, Apr. 2005.

SLOOTWEG, R.; MOLLINGA, P.P. The impact assessment framework. In: SLOOTWEG, R.; RAJVANSI, A.; MATHUR, V.B.; KOLHOFF, A. (Ed.). **Biodiversity in environmental assessment: enhancing ecosystem services for human well-being**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010. chap. 4, p. 87-124.

SPAROVEK, G.; BERNDT, G.; KLUG, I.L.; BARRETTO, A.G. Brazilian agriculture and environmental legislation: status and future challenges. **Environmental Science & Technology**, Washington, v. 44, n. 16, p. 6046-6053, 2010.

STRAUBE, F.C.; VASCONCELOS, M.F.; URBEN-FILHO, A.; CÂNDIDO-JR., J.F. Protocolo mínimo para levantamentos de avifauna em estudos de impacto ambiental. In: MATTER, S.V.; STRAUBE, F.C.; ACCORDI, I.; PIACENTINI, V.; CÂNDIDO-JR., J.F. **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. cap. 9, p. 237-254.

SUTHERLAND, W.J.; NEWTON, I.; GREEN, R.E. **Bird ecology and conservation: a handbook of techniques**. Oxford: Oxford University Press. 2004. 386 p.

TEIXEIRA, A.M.G.; SOARES-FILHO, B.S.; FREITAS, S.R.; METZGER, J.P. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, n. 4, p. 1219-1230, 2009.

TIWARY, R.K. Environmental impact of coal mining on water regime and its management. **Water, Air, and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 132, n. 1/2, p. 185-199, 2001.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. **Mapeamento de uso e cobertura do solo da Bacia do Rio Corumbataí, SP**. Piracicaba: IPEF, 2003. 10 p. (Circular Técnica, 196).

VASCONCELOS, M.F. Uma opinião crítica sobre a qualidade e a utilidade dos trabalhos de consultoria ambiental sobre avifauna. **Atualidades Ornitológicas**, Ivaiporã, n. 131, p. 10-12, maio/jun. 2006.

VERDADE, L.M.; GHELER-COSTA, C.; PENTEADO, M.; DOTTA, G. The impacts of sugarcane expansion on wildlife in the State of São Paulo, Brazil. **Journal of Sustainable Bioenergy Systems**, Chicago, v. 2, n. 4, p. 138-144, 2012.

VIELLIARD, J.M.E.; ALMEIDA, M.E.C.; ANJOS, L.; SILVA, W.R. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o índice pontual de abundância (IPA). In: MATTER, S.V.; STRAUBE, F.C.; ACCORDI, I.; PIACENTINI, V.; CÂNDIDO-JR., J.F. **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. cap. 2, p. 47-60.

WACKERNAGEL M.; REES W. **Our ecological footprint: reducing human impact n the earth**. Philadelphia: The New Catalyst Bioregional, New Society Publ., 1996. 160 p.

WRIGHT, S.J. The future of tropical forests. **Annals of the New York Academy of Sciences**, New York, v. 1195, n. 1, p. 1-27, 2010.

2 NÍVEIS DE SENSIBILIDADE DE AVES COMO INDICADORES DE DISTÚRBIOS ANTRÓPICOS EM REMANESCENTES FLORESTAIS: UM PROBLEMA A SER CONSIDERADO EM ESTUDOS AMBIENTAIS

Resumo

A elaboração de Estudos Ambientais (EAs) é uma das etapas realizadas dentro do processo de Avaliação de Impactos Ambientais (AIA). Aves frequentemente são utilizadas nos EAs como indicadores ecológicos para auxiliar tomadores de decisões na avaliação de impactos antrópicos provenientes de diferentes empreendimentos. Nesse contexto, os níveis de sensibilidade a distúrbios antrópicos (alta, média e baixa) criados por Parker III et al. (1996) para todas aves neotropicais, parece cumprir com os pressupostos que caracterizam um indicador ecológico. No entanto, dada a subjetividade na criação deste parâmetro e falta de testes que validem sua eficácia para tal propósito, o presente estudo objetivou: 1) verificar se numa escala local aves de remanescentes florestais de uma paisagem antrópica podem apresentar níveis de sensibilidade diferentes das propostas por Parker; 2) avaliar a eficácia da riqueza de espécies de cada nível de sensibilidade como indicador ecológico; 3) verificar a frequência e como esta classificação de Parker têm sido utilizado nos EAs. Para isso, primeiramente as aves de oito remanescentes florestais inseridos numa paisagem antrópica foram amostradas durante um ano. Então, uma nova classificação de sensibilidade em escala local foi desenvolvida, considerando informações sobre as espécies ameaçadas e endêmicas, e a ocorrência e a abundância relativa de todas as espécies na área de estudo. 37% das aves florestais classificadas localmente apresentaram diferentes níveis de sensibilidade em comparação com Parker. Confrontando a relação existente entre a riqueza observada de cada nível de sensibilidade (local e Parker) e um gradiente de distúrbios antrópicos presente dos remanescentes amostrados (FERRAZ et al., 2014) observou-se que apenas a riqueza de aves altamente sensíveis localmente cresceu em habitats menos perturbados. Este nível local foi o único que cumpriu com os pressupostos teóricos dos indicadores ecológicos (i.e., forte sensibilidade e respostas previsíveis a estresses ecológicos ou distúrbios antrópicos, resultados facilmente compreendidos pelo público geral). Com isso conclui-se primeiramente que a riqueza de espécies de cada nível de sensibilidade de Parker não funciona como indicador ecológico em estudos desenvolvidos em remanescentes florestais de paisagens antrópicas. 50% dos EAs revisados utilizam tal parâmetro, sendo que 76% deles assumiram os níveis de Parker como indicadores ecológicos dos remanescentes florestais. A falta de critérios claros na criação dos níveis de Parker faz com que os consultores ambientais realizem interpretações diversas e sem padrão sobre o significado ecológico que os níveis de sensibilidade indicam sobre o habitat em avaliação. Este procedimento coloca em risco interpretações corretas sobre os impactos antrópicos nos habitats avaliados nos EAs. Considerando tais resultados conclui-se também que esta classificação de Parker não deve ser utilizado em EAs.

Palavras-chave: Fragmentos de Mata Atlântica; Paisagem agrícola; Bioindicadores; Estudos de Impactos Ambientais; Diagnóstico ambiental; Avifauna; Stotz et al. (1996); Bacia do Rio Corumbataí

Abstract

An environmental study (ES) is one of the steps within the environmental impact assessment process (EIA). Birds are often used as ecological indicators in ES to help decision makers in

the evaluation of human impacts from proposed development activities. The levels of bird's "sensitivity to human disturbance" (scored as high, medium or low), created by Parker III et al. (1996) for all Neotropical species, seems fulfilling the ecological indicator assumptions. However, taking into account the author's subjectivity during the creation of this parameter and the lack of tests to validate their effectiveness as ecological indicators, the following study aimed to: 1) evaluate whether, in a local scale, birds from forest patches in a highly human-modified landscapes (HML) may show different levels of sensitivity when compared with Parker's classification; 2) evaluate the effectiveness of species richness of each sensitivity level as an ecological indicator; 3) raise information about how often and in which way Parker's classification has been used in ES. To do so, first, bird sampling were performed in eight forest patches in HML during a whole year. Then, a local sensitivity to disturbance parameter was created using information about the threatened and endemic species, and occurrence and relative abundance of all species in the study area. As results, 37% of the forest birds that were locally classified had shown different levels of sensitivity when compared with Parker's classification. The relationship between the richness of each sensitivity level (local and Parker) and the existing gradient of anthropogenic disturbance for the studied patches (FERRAZ et al., 2014), revealed that only the richness of high sensitivity species in local scale increased in sites with low disturbances (i.e., better environmental conditions). This local level was the only that fulfilled the ecological indicator assumptions (i.e., high sensitivity and predictable responses to environmental stresses or anthropogenic disturbances, and results easily understood by the public). Therefore, it is possible to conclude that species richness of each sensitivity level of Parker's classification not works as an ecological indicator in patches of HML. In addition, Parker's classification was used in 50% of the reviewed ES. From these, 76% assumed that it was a true ecological indicator of the forest habitat conditions. The lack of clear criteria used in Parker's classification allow diverse interpretations by ornithologists, where there is no agreement about the ecological meaning of each sensitivity levels and what each level may indicate of habitat quality. This procedure may jeopardize accurate interpretations of the anthropogenic impacts in the habitat under assessment in ES. Considering theses results it is also possible to conclude that Parker's classification should not be used in ES.

Keywords: Atlantic Forest fragment; Agricultural landscapes; Bioindicator; Environmental Impact Assessment; Environmental study; Ecological indicator; Bird conservation ecology; Ornithological analysis

2.1 Introdução

Impactos humanos sobre os ecossistemas naturais são altamente prejudiciais ao meio ambiente e a biodiversidade, e perfazem um cenário global comum que dificilmente se cessará no futuro (VITOUSEK et al., 1997; FOLEY et al., 2005). Uma importante ferramenta criada para minimizar e regular tais impactos antrópicos é o processo de Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) (GLASSON; SALVADOR, 2000; CARROLL; TURPIN, 2002; SLOOTWEG; MOLLINGA, 2010; SÁNCHEZ; CROAL, 2012). O AIA é um processo sistemático e multidisciplinar que visa avaliar e mitigar os impactos provenientes das atividades humanas durante toda sua existência, por exemplo, em obras de urbanização e infraestrutura, na instalação e operação de indústrias, na mineração, nas atividades agrícolas,

etc. (KOLHOFF et al., 2010; SÁNCHEZ; CROAL, 2012). O processo AIA tipicamente inclui a elaboração de Estudos Ambientais (EA) prévios também com caráter multidisciplinar do qual inclui a avaliação da biodiversidade ocorrente na área onde um impacto antrópico poderá ser sentido (CONAMA, 1997; GLASSON; SALVADOR, 2000; SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE - SMA, 2014). No Brasil, assim como em vários países (RAJVANSI et al., 2010), esta avaliação da biodiversidade auxilia os tomadores de decisões em interpretar as possíveis consequências que tais atividades humanas poderão gerar ao ambiente (GLASSON; SALVADOR, 2000; SILVEIRA et al., 2010; SÁNCHEZ; CROAL, 2012).

A elaboração de um EA geralmente é limitada pelo tempo e recursos financeiros disponíveis (THOMPSON et al., 1997; VASCONCELOS, 2006; RAJVANSI et al., 2010; SILVEIRA et al., 2010). Assim, a seleção de indicadores ecológicos pode convenientemente auxiliar na avaliação da integridade ecológica existente no ambiente em estudo (e.g., TEMPLE; WIENS, 1989; ORMEROD; TYLER, 1993; DALE; BAYELER, 2001; NIEMI; MCDONALD, 2004; KARR, 2006; TERESA et al., 2011; SYRBE et al., 2013), uma vez que eles farão as vezes dos demais grupos biológicos não acessados (CARIGNAN; VILLARD, 2002; NIEMI; MCDONALD, 2004). Aves são geralmente usados como grupos indicadores (BYRON, 2000; VASCONCELOS, 2006; SILVEIRA et al., 2010; STRAUBE et al., 2010; CHANG et al., 2013), pois são relativamente fáceis de serem amostradas em campo (GARDNER et al., 2008) e uma grande quantidade de estudos promovem o uso delas como indicadoras de qualidade de habitats (e.g., TEMPLE; WIENS, 1989; STOTZ et al., 1996; BRADFORD et al., 1998; CANTERBURY et al., 2000; CARIGNAN; VILLARD, 2002; SUTHERLAND et al., 2004; SEKERCIOGLU, 2006; CHAMBERS, 2008; SEKERCIOGLU, 2012). No caso das aves Neotropicais o marcante livro “Neotropical Birds: Ecology and Conservation” de Stotz et al. (1996) traz um banco de dados com uma variedade de parâmetros biológicos e ecológicos para todas as aves ocorrentes nesta região (i.e., banco de dados A, que será referenciado a partir daqui como “PARKER III et al., 1996” como recomendado pelos autores do livro). Neste, os autores destacam que as espécies são diferentemente vulneráveis à perturbação humana, e então eles criam o parâmetro “sensibilidade a distúrbios antrópicos” (i.e., “*sensitivity to disturbance*” nome original em inglês), classificando todas as aves Neotropicais em “alta”, “média” ou “baixa” sensibilidade. Uma interpretação comum deste parâmetro é que a ocorrência de espécies consideradas altamente sensíveis em um dado habitat indica que este possui uma boa qualidade ambiental (i.e., integridade ecológica elevada), portanto menos perturbada (e.g., ANJOS, 2006; ANJOS

et al., 2009, 2010; LOURES-RIBEIRO et al., 2011). Consequentemente este pressuposto teórico atinge as recomendações da legislação ambiental brasileira (i.e., CONAMA, 1986; IBAMA, 2007, ver item I do 5º artigo) que sugere inventários da biodiversidade nos EAs focados em indicadores ecológicos (STRAUBE et al., 2010). No entanto, ainda existem incertezas quanto ao modo que a “sensibilidade a distúrbios antrópicos” de fato pode representar as condições ecológicas existentes em um determinado local.

Este parâmetro de Parker III et al. (1996) traz elevado grau de subjetivismo. Criado há pelo menos 25 anos atrás, ele foi feito com base no expertise dos autores e relatos de demais ornitólogos, considerando o grau de dificuldade em se observar cada espécie Neotropical e o grau de conservação dos habitats onde elas ocorriam (Fitzpatrick comunicação pessoal¹, ver prefácio e “*Guide to the databases*” em PARKER III et al., 1996). Embora tenha sido um trabalho inovador e altamente instrutivo em 1996, hoje em dia há evidências que indiquem que ele pode estar desatualizado ou ser falho. Por exemplo, espécies na categoria média (e.g., asa-branca - *Patagioenas picazuro*, canário-do-mato - *Myiothlypis flaveola*) e alta sensibilidade (e.g., saracura-três-potes - *Aramides cajaneus*; cigarra-bambu - *Haplospiza unicolor*; peixe-frito-pavonino - *Dromococcyx pavoninus*; tié-do-mato-grosso - *Habia rubica*) são comumente observadas em locais altamente degradados, como cidades e paisagens agrícolas (e.g., WILLIS; ONIKI, 2002; POZZA; PIRES, 2003; FRANZ et al., 2010; CRUZ; PIRATELLI, 2011; FERRAZ et al., 2012; ALEXANDRINO et al., 2013). Logo, para saber a validade em se usar tal classificação é necessário avaliar se hoje as espécies respondem à perturbação humana como esperado pelos autores na época de sua criação. Outro ponto é se a escala neotropical da classificação ainda é válida. Considerando, por exemplo, que uma mesma espécie pode ser classificada em diferentes níveis de ameaçada a extinção em escala geográfica distintas (MILNER-GULLAND et al., 2006; BRITO et al., 2010), abre-se a questão se as categorias de Parker III et al. (1996) estariam de fato refletindo a situação das populações da espécie em escalas regionais.

Henle et al. (2004) adverte que num processo de previsão da sensibilidade da biota aos distúrbios antrópicos ou fragmentação do habitat, as interações entre as características das espécies e as condições ambientais devem ser consideradas, algo que não foi realizado em Parker III et al. (1996). Logo, observando que apenas dois estudos testaram a consistência da classificação de Parker em representar os efeitos da perda e fragmentação do habitat florestal nas aves da Mata Atlântica (RIBON et al., 2003; ANJOS, 2006), ainda é questionável se este

¹ Fitzpatrick, J,W, um dos autores do livro Stotz et al. (1996). Conversa realizada durante o 25º Congresso Internacional de Ornitologia, Campos do Jordão, Brasil. Agosto de 2010.

parâmetro é de fato útil para este grupo. Além disso, poucas pesquisas avaliaram a sensibilidade de aves florestais às tais impactos numa escala local (e.g., RIBON et al., 2003; ANJOS, 2006; PIRATELLI et al., 2008; ANJOS et al., 2009, 2010, 2011; LOURES-RIBEIRO et al., 2011), o que contribui para incertezas sobre o uso de níveis de sensibilidade em estudos ambientais.

Portanto, o presente capítulo testa primeiramente se aves ocorrentes em remanescentes florestais inseridos numa paisagem antrópica pode apresentar níveis de sensibilidade aos distúrbios antrópicos diferentes dos propostos em Parker III et al. (1996). Para isso, foi desenvolvida uma nova classificação em escala local que considera as informações sobre as espécies ameaçadas e endêmicas, e a ocorrência e a abundância relativa de todas as espécies na área de estudo. Após, avaliou-se a eficácia da riqueza de espécies de cada nível de sensibilidade da classificação de Parker como indicador ecológico dos efeitos da perda e fragmentação do habitat florestal, comparando seus resultados com os obtidos pela classificação local. Finalmente foi revisado o modo e frequência com que a classificação de Parker foi utilizada em EAs elaborados para vários empreendimentos que passaram por processos de licenciamento ambiental no estado de São Paulo nas ultimas duas décadas. Com os resultados, discute-se as deficiências e potenciais consequências que o uso da classificação de Parker pode ocasionar em estudos ambientais.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido na bacia do rio Corumbataí localizada na Depressão Periférica Paulista, região centro-oeste do estado de São Paulo (22°04'46"/ 22°41'28"S e 47°26'23"/ 47°56'15"W) (Figura 1), da qual engloba oito municípios: Rio Claro, Piracicaba, Analândia, Charqueada, Ipeúna, Santa Gertrudes, Corumbataí e Itirapina. Esta bacia era predominantemente composta por floresta estacional semi-decidual (domínio da Mata Atlântica de Interior, ver SILVA; CASTELETTI, 2003) e manchas de cerrado. No entanto, após anos de modificação antrópica, atualmente a bacia é composta por zonas urbanas de diferentes tamanhos (e.g., Charqueada com aproximadamente 15.000 habitantes, Rio Claro com aproximadamente 200.000 habitantes) (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE, 2015a; 2015b) permeadas por um mosaico predominantemente agrícola. Sua extensão de 1710km² encontra-se ocupada por 44% de pastagens, 26% de cana-de-açúcar, apenas 11% de floresta atlântica nativa e/ou regenerada (a partir daqui será

referenciada como “floresta nativa”) e 0,7% de cerrados *lato sensu* (VALENTE; VETTORAZZI, 2003; VALENTE, 2005), sendo que estes remanescentes florestais encontram-se espalhados em fragmentos pequenos, isolados e rodeados por matriz agrícola (e.g., FERRAZ et al., 2014). A composição das espécies vegetais existentes nos remanescentes florestais da região pode ser encontrado em Mangueira (2012), Paula et al. (2012) e Sabino (2012). Esta bacia é um exemplo de paisagem antrópica com matriz agrícola encontrada na maior parte do estado de São Paulo do qual também pode ser encontrada em demais regiões dentro do domínio da Mata Atlântica de interior (SILVA; CASTELETTI, 2003). A região apresenta clima subtropical Cwa de acordo com a classificação de Köppen (ALVARES et al., 2013), com verão chuvoso, compreendido entre outubro e fevereiro, e inverno seco, compreendido entre março e setembro. A topografia é predominantemente pouco acidentada e moderadamente ondulada (GARCIA et al., 2006). A cana-de-açúcar e a pastagem perfazem as duas matrizes presentes nesta bacia há mais de 50 anos sendo o pasto a matriz do norte e a cana do sul da bacia, onde poucas alterações de suas áreas ocupadas foram observadas ao longo dos anos (FERRAZ et al., 2014).

2.2.2 Delineamento amostral

Para garantir a seleção de remanescentes de floresta nativa inseridos numa paisagem tipicamente agrícola o presente estudo foi conduzido dentro de cinco unidades amostrais da paisagem (UAP) cada uma com 16km² (Figura 1). A alocação das UAPs foi realizada por meio do Método da Amostragem Adaptativa (THOMPSON; SEBER, 1996) que possibilita a seleção de unidades amostrais que atendam a critérios previamente estabelecidos. Neste caso, cada UAPs foi alocada onde era possível reunir dentro dos 16 km² pelo menos 70% da matriz em questão (pasto ao norte ou cana-de-açúcar no sul da bacia) e pelo menos 10% de áreas de floresta nativa. Esta etapa foi realizada com base na classificação de uso e cobertura do solo de Valente e Vettorazzi (2003). Mais detalhes sobre as etapas de alocação das UAPs bem como a definição da área de 16km² podem ser obtidas nos demais estudos realizados nas UAPs desta bacia (e.g., ALVES, 2012; MANGUEIRA, 2012; SABINO, 2012; CARREIRA, 2013; CASSIANO, 2013; CASSIANO et al., 2013; LUZ, 2013, FERRAZ et al., 2014). Salienta-se que nos estudos prévios seis UAPs foram utilizadas, uma a mais localizada na matriz de cana de açúcar. No entanto, no presente estudo esta foi descartada, pois não era possível selecionar remanescentes aptos à amostragem de aves que cumprissem os critérios de seleção aqui estabelecidos, assim detalhados: Primeiramente utilizando imagens aéreas

históricas (1962, 1978, 1995, 2000 e 2008 de cada UAPs) foi identificada a idade predominante dos remanescentes (e.g., LUZ, 2013; APÊNDICE A). Após, todos os remanescentes foram checados em campo verificando se sua extensão correspondia com o indicado pela imagem aérea mais recente (i.e., 2008) e se sua cobertura florestal correspondia às características de sucessão ecológica esperada para sua idade predominante (i.e., qual altura do dossel, se há estratificação florestal, atenção à presença de espécies pioneiras e secundárias, etc.) (DEWALT et al., 2003; CHAZDON et al., 2007). Assim, somente fragmentos que tivessem acesso concedido pelo proprietário, e com tamanhos e características de sucessão ecológica que correspondiam com as previstas nas imagens foram mantidos para seleção. Então, quatro remanescentes predominantemente velhos (maior parte do remanescente estava presente nas imagens de 1962 ou 1978) e quatro novos (o remanescente estava ausente nas imagens de 1962 ou 1978 e sua regeneração/crescimento secundário foi identificada a partir da imagem de 1995) foram selecionados, sendo dois remanescentes de cada idade localizados em cada matriz agrícola (i.e., pasto e cana), perfazendo um total de oito remanescentes. Este procedimento foi adotado uma vez que estudos demonstram que o histórico de degradação (METZGER et al., 2009; LIRA et al., 2012) e o tipo de matriz (PREVEDELO; VIEIRA, 2010) são fatores que podem influenciar a composição de aves dos remanescentes florestais em paisagens antrópicas.

Figura 1 - Unidades amostrais da paisagem (UAP) (16 km²) alocadas na Bacia do Rio Corumbataí (Estado de São Paulo), e os oito remanescentes florestais selecionados (contornado em preto), com indicação dos pontos fixos utilizados nas amostragens de aves. As letras próximas dos remanescentes indicam suas idades predominantes (N - novo, V - velho). Os nomes das UAPs iniciados em “P” possuem matriz de pasto, e “C” cana-de-açúcar. Esta inicial combinada com as idades e o número da UAPs denominam os remanescentes estudados (i.e., P1N, P1V, P2V, P3N, C1V, C1N, C2V, C2N). Uso do solo segue Ferraz et al. (2014) bem como as subdivisões de 1 hectare. Estas subdivisões possuem o ranking de provisão de serviços ecossistêmicos, aqui utilizado para compor o gradiente de distúrbio antrópico existente nos remanescentes.

2.2.3 Amostragem de aves

Os métodos de ponto fixo e transectos livres foram utilizados para a amostragem de aves (BIBBY et al., 2000; VIELLIARD et al., 2010). Os pontos fixos foram alocados no interior dos remanescentes aleatoriamente por meio do software ArcGIS 9.0, mantendo pelo menos 200 metros de distância entre eles para garantir a independência espacial (e.g., UEZU et al., 2008). O número de pontos alocados por remanescente foi proporcional ao tamanho de cada um (i.e., dois pontos no menor fragmento e nove no maior) (Figura 1). No total 51 pontos fixos foram utilizados, sendo cada um visitado 12 vezes pelo mesmo observador previamente treinado. Cada amostragem nos pontos era realizada por 10 minutos contínuos, sem estabelecer raio fixo (e.g., ANJOS et al., 2004; UEZU et al., 2005) e utilizando subdivisões de 2 minutos na caderneta de campo para aumentar o controle na amostragem quantitativa (e.g., ALEXANDRINO, 2010, APÊNDICE B). As amostragens foram realizadas mensalmente ao longo de um ano, utilizando apenas o período da manhã (i.e., nascer do sol até 11h), entre novembro de 2011 e novembro de 2012. O número de contato acumulado para cada espécie (i.e., proveniente dos registros visuais ou auditivos) durante as amostragens nos pontos foi utilizado como uma medida de abundância relativa (e.g., ANJOS et al., 2004; BIBBY et al., 2000; VIELLIARD et al., 2010). Já os transectos foram alocados entre os pontos fixos e utilizados apenas para a complementação da lista de espécies do remanescente enquanto o observador se deslocava entre os pontos (ver APÊNDICE A). Apenas espécies claramente registradas dentro do domínio florestal (i.e., interior ou borda, até o dossel da floresta) foram consideradas nas amostragens. O observador cuidadosamente identificava a direção e distância de cada registro em relação a sua posição no remanescente, evitando aqueles registros que não permitissem uma identificação segura da localização da ave. A sequência de amostragem dos pontos fixos era sempre sorteada antes do início do dia de campo a fim de evitar erros amostrais, bem como dias chuvosos foram evitados. A nomenclatura e a ordem taxonômica utilizada para as aves segue a sugerida pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2014).

2.2.4. Sensibilidade a distúrbios antrópicos em escala local para espécies florestais

Uma classificação local da “sensibilidade a distúrbios antrópicos” (i.e., considerando a área de estudo) foi criada com o objetivo de comparar com a classificação pan-Neotropical de Parker III et al. (1996). Os mesmos níveis, alta, média e baixa, sensibilidade foram utilizados. Embora não seja especificado a quais tipos de distúrbios antrópicos os autores da classificação de Parker III et al. (1996) consideraram, para o presente estudo foi assumido que tal

classificação foi criada tendo em conta a resposta das aves à perda e fragmentação dos habitats naturais. Este foi o pressuposto assumido por estudos que também realizaram comparações com Parker (e.g., RIBON et al., 2003; ANJOS, 2006), sendo a perda e fragmentação do habitat florestal o distúrbio fixado. Do mesmo modo, considerando que a classificação de Parker não traz uma definição clara sobre o que cada nível de sensibilidade significa ecologicamente, desenvolveu-se aqui uma classificação que leva em conta os conhecimentos fornecidos por estudos prévios que também testaram localmente a sensibilidade das aves aos distúrbios aqui definidos (e.g., RIBON et al., 2003; ANJOS, 2006; PIRATELLI et al., 2008; ANJOS et al., 2009, 2010; LOURES-RIBEIRO et al., 2011).

Assumiu-se como espécies florestais aquelas consideradas ocorrentes a pelo menos um tipo de habitat florestal da região Neotropical, seguindo o parâmetro “habitat” também fornecido no banco de dados de Parker III et al. (1996). Embora o presente estudo investigue os problemas relacionados com o parâmetro “sensibilidade a distúrbios antrópicos” desta obra, reconhece-se que nela existem outros parâmetros ecológicos ainda úteis. Devido ao longo período de estudo e amplo expertise acumulado pelos autores, eles distinguiram 41 tipos de habitats existentes na região Neotropical levando em consideração em como as aves utilizam os diferentes tipos de vegetação. Assim, eles consideraram diferentes categorias de habitats florestais (F), não florestais (NF) e aquáticos (A) e apontaram onde cada espécie Neotropical pode ocorrer, porém, algumas podem ser consideradas ocorrentes em mais de um tipo de habitat. Dessa forma, utilizando uma classificação com base ao realizado em Alexandrino et al. (2013) (ver ANEXO A) toda ave apontada como ocorrente em habitats florestais (F), em habitats florestais e também em não florestais (F-NF) e em habitats florestais e também aquáticos (F-A) foram consideradas como “florestais” no presente estudo.

Inicialmente foram identificadas todas as espécies ameaçadas de extinção no estado de São Paulo (SILVEIRA et al., 2009) e endêmicas da Mata Atlântica e Cerrado (BENCKE et al., 2006), uma vez que estas espécies já foram consideradas sensíveis à impactos antrópicos (GOERCK, 1997; RIBON et al., 2003; ANJOS et al., 2010). Após, foi realizada a Análise de Espécies Indicadoras (Teste AEI) (*Indicator Species Analysis* - nome original em inglês, de DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997) utilizando o teste de Monte Carlo ($\alpha=1\%$) por meio do software PCOrd 4.01 (MCCUNE; MEFFORD, 1997), assim como realizado em Piratelli et al. (2008). Nesta análise, os dados de frequência de ocorrência de cada espécie nos remanescentes (i.e., dias de ocorrência da espécie em cada remanescente florestal, dados obtidos nos transectos e pontos fixos) foram combinados com seus dados de abundância relativa (i.e., número de contato acumulado em cada remanescente, dado proveniente apenas

dos pontos fixos) gerando o Valor de Indicação (VI), do qual indica a porcentagem de ocorrência possível da espécie em cada remanescente. O VI é validado por meio de comparações estatísticas entre os resultados proveniente dos dados reais (i.e., observados em campo) e VI obtido com os dados reais aleatorizados (DUFRENE; LEGENDRE, 1997). Resultados significativos do teste AEI (i.e., provenientes do teste Monte Carlo, $F < 0,01$) indicam quais espécies possuem distribuição não aleatória entre os remanescentes florestais estudados, sugerindo assim que elas podem ter preferência por algum remanescente. De forma oposta, espécies com resultado do teste não significativo são consideradas aleatoriamente distribuídas entre os remanescentes, ou seja, não possuem preferência por algum deles. Partiu-se do pressuposto que espécies com preferência a poucos remanescentes, seguindo o indicado pelo VI, possuem populações viáveis restritas, sendo então mais sensíveis a distúrbios antrópicos do que as espécies amplamente distribuídas entre os remanescentes (ANJOS, 2006; PIRATELLI et al., 2008). Salienta-se que neste estudo não houve a preocupação com qual remanescente apresentou maior ou menor VI de cada espécie. Em vez disso, apenas foi considerado o número de remanescentes indicados a possuir ocorrência significativa da espécie (i.e., IV diferente de zero). Então, para obter uma classificação para as espécies florestais em três níveis de sensibilidade, foi explorada as tênues diferenças ecológicas indicadas tanto pelo teste AEI, quanto as informações sobre endemismo e ameaça à extinção, como segue detalhado na tabela 1.

Tabela 1 – Critérios utilizados para classificar as espécies florestais em três níveis de sensibilidade à distúrbios antrópicos na escala local. AEI = Análise de Espécies Indicadoras utilizando o teste de Monte Carlo por meio do software PCOrd 4.01. VI = Valor de Indicação obtido pelo teste AEI

Níveis de Sensibilidade	Critérios de classificação
Alta	Espécies citadas em alguma categoria de ameaça de extinção (independente da sua abundância e/ou frequência de ocorrência)/ Espécies endêmicas com distribuição não aleatória entre os remanescentes, tendo ocorrência indicada pelo VI para 1, 2 ou 3 remanescentes.
Média	Espécies endêmicas com distribuição não aleatória entre os remanescentes, tendo ocorrência indicada pelo VI para 4 ou 5 remanescentes/ Espécies não endêmicas e não ameaçadas com distribuição não aleatória entre os remanescentes, tendo ocorrência indicada pelo VI para 1, 2, 3, 4 ou 5 remanescentes.
Baixa	Espécies endêmicas, não endêmicas e não ameaçadas com distribuição não aleatória entre os remanescentes, tendo ocorrência indicada pelo VI para 6, 7 ou 8 remanescentes. Espécies com teste AEI estatisticamente não significativo também foram consideradas nesta categoria (exceto espécies estritamente florestais com registros em 4 ou menos remanescentes).

Espécies consideradas ameaçadas foram automaticamente consideradas na categoria de alta sensibilidade independentemente dos seus dados de abundância relativa. Listas de espécies ameaçadas regionalmente, como no caso do Estado de São Paulo, levam em consideração informações mais detalhadas sobre as condições dos habitats e os recursos utilizados pelas espécies, bem como os impactos antrópicos existentes que os ameaçam (GÄRDENFORS et al., 2001; BRESSAN et al., 2009). Portanto, mesmo que localmente fosse observada uma ampla distribuição de uma espécie ameaçada nos remanescentes estudados, não é possível ignorar que numa escala mais ampla suas populações continuam em estado crítico. Além disso, remanescentes que abrigam espécies florestais ameaçadas provavelmente possuem boas condições ambientais e recursos que não são facilmente encontrados na paisagem antrópica (e.g., RIBON et al., 2003; BENCKE et al., 2006; MENDONÇA et al., 2009). Consequentemente, o status de ameaça à extinção torna-se uma ferramenta útil para criar uma classificação local de sensibilidade aos efeitos da perda e fragmentação de habitat florestal (HENLE et al., 2004; HOCKEY; CURTIS, 2009).

Embora estudos considerem que aves endêmicas da Mata Atlântica são sensíveis à perda e fragmentação de habitat florestal (GOERCK, 1997; RIBON et al., 2003; ANJOS et al., 2010), Loures-Ribeiro et al. (2011) estudando uma ampla reserva florestal não encontrou tais espécies sendo necessariamente sensíveis a distúrbios antrópicos (i.e, neste caso foi fogo causado por humanos). Além disso, a área de estudo aqui focada não é considerada centro de endemismo para espécies da Mata Atlântica (SILVA et al., 2004) e está localizada apenas na borda do domínio do Cerrado, onde poucos remanescentes pequenos ainda são encontrados (SILVA; BATES, 2002; KRONKA et al., 2005). Assim, muitas espécies endêmicas de biomas florestais aqui observadas podem ser observadas em outras localidades destes domínios (BENKE et al., 2006; mas veja MOTTA Jr. et al., 2008; CAVARZERE et al., 2011; LIMA, 2013). Estes fatores não permitem aceitar que aves endêmicas possuem a mesma tolerância à perda e fragmentação do habitat florestal, e por causa disso foi necessário considerar a distribuição delas entre os remanescentes estudados para a classificação local.

Com o intuito de evitar caso de espécies vagantes e problemas associados a detectabilidade de espécies com poucos registrados em campo (ver THOMPSON, 2002), apenas espécies que tiveram pelo menos cinco contatos acumulados durante o todo o período do estudo foi considerada no teste AEI. Do mesmo modo, todas as espécies com resultados não significativos para este teste tiveram seus dados de campo analisados a fim de reconhecer sua ocorrência observada nos remanescentes. Este procedimento foi feito para evitar casos de espécies que foram registradas em poucos remanescentes, mas com abundância similar entre

eles, o que poderia causar um resultado do teste AEI não significativo. Assim, espécies florestais observadas em quatro ou menos remanescentes foram excluídas das classificações, uma vez que não seria seguro classificá-las na categoria de baixa sensibilidade considerando apenas seus dados observados (Tabela 1). Todas as espécies não florestais (i.e., espécies exclusivamente aquáticas e/ou não florestais, seguindo os critérios de ALEXANDRINO et al. 2013, ANEXO A) também foram excluídas das classificações.

2.2.5 Gradiente de distúrbio antrópico

Foi utilizado o ranking de provisão de serviços ecossistêmicos elaborado por Ferraz et al. (2014) para cada quadrante de 1 hectare dos remanescentes estudados como um gradiente de distúrbios antrópicos presente dos remanescentes amostrados (Figura 1). O uso deste ranking é possível, pois os autores o elaboraram considerando os fatores ambientais que podem causar influência à conservação da biodiversidade nas florestas tropicais secundárias (e.g., PARDINI et al., 2005; SANTOS et al., 2008; MELO et al., 2013). A dinâmica de degradação e regeneração de cada trecho do remanescente florestal (i.e., representado pela idade média do trecho florestal) e as características da paisagem antrópica circundante (i.e., métricas de uso dominante na vizinhança local da floresta, proximidade florestal e contiguidade florestal), foram considerados para compor um ranking que varia de 3 (i.e., trechos florestais com baixa possibilidade de prover serviços ecossistêmicos) até 13 (i.e., trechos florestais com alta possibilidade de prover serviços ecossistêmicos) nos remanescentes estudados. Já foi comprovado que cada um destes fatores exerce influência na riqueza e composição das assembleias de aves ocorrentes em remanescentes florestais tropicais (Tabela 2), o que torna este ranking também um apropriado indicador do gradiente de distúrbios antrópicos presentes nos remanescentes estudados que pode ser percebido pela avifauna. Devido a distância mínima de 200 metros entre os pontos fixos, nenhum ponto ficou localizado dentro do mesmo quadrante de 1 ha, fazendo com que cada ponto fixo tivesse seu próprio valor de gradiente (ver Figura 1).

Tabela 2 – Breve descrição de cada métrica ambiental utilizada para gerar o ranking de provisão de serviços ecossistêmicos em Ferraz et al. (2014) e as respostas da avifauna às características ambientais medidas por cada métrica. Estas respostas justificam o uso deste ranking como um gradiente de distúrbios antrópicos presentes nos remanescentes estudados. A métrica 1 considera aspectos apenas internos do remanescente, enquanto as métricas 2,3 e 4 consideram aspectos da paisagem em que cada trecho florestal se insere

Métrica ambiental coletada em cada trecho quadrado de 1 hectare nos remanescentes	Respostas da avifauna
1) Idade média do trecho florestal – Cada trecho dos remanescentes florestais estudados possuem diferentes históricos de degradação e regeneração da vegetação nativa. Esta métrica foi definida por meio da sobreposição de mapas de usos de solo de diferentes idades (provenientes da interpretação das imagens aéreas históricas), usando a diferença entre o mapa mais recente e o primeiro ano de ocorrência do trecho florestal no mapa do passado. Esta métrica pode ser considerada como um indicativo da estruturação florestal existente dentro dos remanescentes. Trechos florestais existentes há mais tempo resultaram num valor de ranking mais elevado.	A ocorrência de aves em remanescentes florestais no tempo presente é dependente das diferentes trajetórias de degradação e regeneração da cobertura florestal, bem como a dinâmica da paisagem (METZGER et al., 2009; LIRA et al., 2012). A idade dos remanescentes florestais (BROOKS et al., 1999; DURÃES et al. 2013) e diferentes estágios sucessionais (e.g., LOURES-RIBEIRO et al., 2011; MODENA et al., 2013) também já foram relatados como fatores que influenciam a riqueza e composição de espécies de aves nos remanescentes.
2) Uso dominante na vizinhança local da floresta – Para cada trecho florestal de 1ha oito trechos de 1ha vizinhos foram mensurados a fim de calcular a proporção de cobertura florestal existente neste local. Então, esta métrica leva em consideração a posição de cada trecho florestal (e.g., interior ou borda), sendo que trechos totalmente rodeados por floresta resultaram num valor de ranking mais elevado, e trechos mais próximos da borda em valores menores.	A riqueza e composição de espécies de aves no interior e borda dos remanescentes florestais podem ser extremamente diferentes (e.g., CANDIDO JR., 2000; MANU et al., 2007; HANSBAUER et al., 2008a; BANKS-LEITE et al., 2010; ZURITA et al., 2012).
3) Proximidade da floresta – Essa métrica foi utilizada como substituta da mensuração de conectividade entre os remanescentes florestais da paisagem (MCGARIGAL et al., 2012). Para cada trecho florestal de 1ha foi calculada a média de proximidade com os demais remanescentes florestais na paisagem considerando um buffer de 2km. Assim, trechos florestais mais próximos de demais remanescentes, perfaziam maior conectividade, e favoreciam um valor de ranking mais elevado.	O grau de isolamento de um remanescente florestal pode influenciar na movimentação das aves florestais na paisagem (e.g., AWADE; METZGER, 2008; BOSCOLO et al., 2008; MARTENSEN et al., 2008; MARINI, 2010; BOSCOLO; METZGER, 2011), o que consequentemente irá influenciar nos processos de colonização dos remanescentes (e.g., STOUFFER et al., 2009), e as espécies a serem observadas neles (e.g., ANJOS et al., 2004; ANJOS, 2006; MANU et al., 2007; MARTENSEN et al., 2012).
4) Contiguidade da floresta – Essa métrica traz para cada trecho florestal de 1ha o tamanho seu do remanescente em relação à UAP (16km ²). Assim, trechos florestais inseridos em remanescentes maiores receberam um maior valor desta métrica, o que favoreceu um maior valor do ranking.	O tamanho do remanescente florestal é um fator que determina a riqueza e composição das espécies de aves ocorrentes (ANJOS; BOÇON, 1999; STRATFORD; STOUFFER, 1999; ANJOS et al., 2004; ANJOS, 2006; MANU et al., 2007; MARTENSEN et al., 2008; UEZU; METZGER, 2011; ZURITA; BELLOCQ, 2012).

Cada espécie florestal registrada nos pontos fixos foi classificada quanto sua sensibilidade a distúrbios antrópicos, tanto pela classificação de Parker quanto a classificação local desenvolvida. O objetivo foi checar se a riqueza de espécies de cada nível de sensibilidade, proveniente de cada tipo de classificação, apresentariam relações com o ranking

de provisão de serviços ecossistêmicos (i.e., gradiente de distúrbio antrópico) significativamente diferente. Para isso, assumiu-se que a riqueza (Y_k) para o k -ésimo gradiente, $k = 3, \dots, 13$, seguia a distribuição Poisson com média μ_k . Então modelos de regressão Poisson foram ajustados (MCCULLAGH; NELDER, 1989) sendo o preditor linear definido como $\log(\mu_k) = \beta_0 + \beta_1 r_k$, considerando r_k o k -ésimo ranking. Finalmente, por meio do teste da razão de verossimilhanças, foi testado se β_1 (i.e., o coeficiente angular do preditor linear) era igual ou estatisticamente diferente de zero ($p = 0,05$). Se β_1 fosse diferente de zero significava que haveria relação entre as variáveis. A qualidade do ajuste dos modelos foi avaliada por meio de gráficos meio-normais com envelope simulado (DEMÉTRIO et al., 2014). Todas as análises foram realizadas por meio do software R (R CORE TEAM, 2014). Salienta-se que para esta análise três pontos fixos localizados próximos da borda da UAP C1 não foram utilizados, uma vez que eles não possuíam valores de ranking de serviços ecossistêmicos de Ferraz et al. (2014) disponíveis (ver Figura 1).

Foi fixado como resultado esperado, que a riqueza de espécies da categoria alta sensibilidade apresentaria forte relação positiva com o ranking de serviços ecossistêmicos (i.e., coeficiente angular da regressão significativamente > 0), uma vez que remanescentes pouco degradados podem abrigar espécies florestais mais especialistas (e.g., ANJOS, 2006; DEVELEY; MARTENSEN, 2006; MARTENSEN et al., 2012; ANTUNES et al., 2013). De forma oposta, esperava-se que nenhuma relação seria encontrada entre a riqueza de espécies da categoria baixa sensibilidade com o ranking de serviços ecossistêmicos (i.e., coeficiente angular da regressão $= 0$), uma vez que estas espécies podem ocorrer em qualquer situação ambiental (e.g., ANJOS, 2006; FRANZ et al., 2010; MARTENSEN et al., 2012). Para a riqueza de espécies da sensibilidade média, esperava-se um resultado intermediário entre as relações apresentadas pelas categorias baixa e alta sensibilidade, ou seja, uma relação positiva com o ranking (i.e., coeficiente angular da regressão significativamente > 0), mas visualmente menor quando comparado com o resultado da alta sensibilidade.

2.2.6 O uso da classificação de Parker em EAs

Foram revisados os inventários de aves realizados por 50 EAs produzidos entre 1996 e 2013 (ANEXO B). Estes estudos, conhecidos por “Estudos de Impactos Ambientais” e “Relatório Ambiental Preliminar” (CONAMA, 1986, 1997; GLASSON; SALVADOR, 2000; SMA, 2014) foram selecionados aleatoriamente da biblioteca da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, responsável pela análise dos EAs e emissão das licenças

ambientais, e do website do Conselho Estadual do Meio Ambiente – CONSEMA (2014), onde tais estudos permanecem para consulta pública. O presente estudo focou apenas os EAs realizados dentro do estado de São Paulo, uma vez que com exceção do sudeste deste estado, onde ainda se encontram extensas áreas de Mata Atlântica protegida, sua maior parte perfaz paisagens antrópicas com pequenos remanescentes florestais (VICTOR et al., 2005; RIBEIRO et al., 2009), uma situação semelhante à focada no presente estudo. Do mesmo modo, a maioria dos EAs realizados no estado focaram estas paisagens (e.g., SÁNCHEZ; SILVIA-SÁNCHEZ, 2008; mas ver ANEXOS B e C). Tais semelhanças permitem que os resultados dos testes com a classificação do Parker possam ser discutidos no âmbito dos EAs realizados neste estado.

Em primeiro lugar, foram levantados quais EAs utilizaram a classificação de Parker na análise do inventário de avifauna. Em seguida, para cada estudo que utilizou esta classificação foi identificada a porcentagem de espécies registradas de cada categoria de sensibilidade. Então, uma leitura crítica ao EA foi realizada para responder as seguintes questões: (1) A amostragem de aves florestais foi realizada com o objetivo de interpretar condições ambientais do habitat amostrado? (2) Conclusões foram feitas sobre as condições ambientais do habitat florestal com base na classificação de Parker? (3) O ornitólogo que conduziu o estudo expressou alguma preocupação ou discordância com os níveis de sensibilidade sugeridos em Parker? As respostas a estas perguntas foram utilizadas para entender o quão frequente a classificação de Parker tem sido utilizado como indicador ecológico dentro dos EAs.

2.3 Resultados

2.3.1 Sensibilidade a distúrbios antrópicos em escala local para espécies florestais

Após um total de 447 horas de esforço amostral, foram registradas 191 espécies em campo, das quais 144 eram espécies florestais (ver ANEXO D para a curva de rarefação de espécies para cada remanescente amostrado). A classificação local contou com oito espécies ameaçadas no estado de São Paulo e 13 espécies endêmicas (uma do Cerrado e 12 da Mata Atlântica). Adicionalmente 103 espécies florestais com pelo menos cinco registros nos pontos fixos foram considerados no teste AEI. Quarenta e sete espécies apresentaram distribuições não aleatórias entre os remanescentes, sugerindo que elas possuíram preferência por algum(s) remanescente(s) estudados, enquanto 56 tiveram resultados do teste AEI não significativos, indicando distribuição aleatória entre os remanescentes (Tabela 3). Destas, oito espécies

florestais (*Elaenia mesoleuca*, *Hemithraupis guira*, *Malacoptila striata*, *Mesembrinibis cayennensis*, *Saltator similis*, *Turdus rufiventris*, *Turdus subalaris* e *Veniliornis spilogaster*) com registros em campo para quatro ou menos remanescentes foram excluídas das classificações, pois seus resultados não significativos para o teste AEI foram causados por registros similares entre os remanescentes. Portanto, após tais triagens, 100 espécies florestais foram consideradas nas classificações de sensibilidade local, o que abrangeu 70% de todas as aves florestais amostradas e 52,3% de todas as espécies registradas em campo. As outras 44 espécies florestais não foram consideradas na classificação, pois tiveram menos que cinco registros e não eram nem ameaçadas e nem endêmicas (Tabela 3).

Comparando os resultados provenientes da classificação de Parker e da classificação local, 63% das espécies florestais foram classificadas na mesma categoria de sensibilidade, enquanto 37% foram classificadas em outras categorias. Ambas classificações indicaram que as assembleias de aves florestais foram compostas principalmente por espécies com baixa sensibilidade a distúrbios antrópicos. No entanto, mais espécies foram classificadas nesta categoria quando utilizada a classificação local (63% na classificação de Parker e 75% pela classificação local) (Figura 2). Entre as espécies que apresentaram categorias de sensibilidade local diferente a da sugerida em Parker, 20 espécies foram consideradas em categorias de sensibilidade menores e 17 foram consideradas em categorias mais elevadas. Três espécies consideradas com baixa sensibilidade (*Bubo virginianus*, *Chiroxiphia caudata* e *Hemithraupis ruficapilla*) e nove espécies consideradas com média sensibilidade (*Amazona aestiva*, *Antilophia galeata*, *Campephilus robustus*, *Cyanoloxia brissonii*, *Dryophila ferruginea*, *Lanio penicillatus*, *Leptodon cayanensis*, *Mackenziaena severa* e *Penelope superciliaris*) na classificação de Parker foram consideradas altamente sensíveis localmente. Estas alterações ocorreram, pois oito delas eram ameaçadas de extinção e quatro delas eram endêmicas com distribuições restritas entre os remanescentes florestais (i.e., até três remanescentes). Além disso, cinco espécies consideradas na categoria de baixa sensibilidade em Parker (*Capsiempis flaveola*, *Galbula ruficauda*, *Herpetotheres cachinnans*, *Patagioenas cayennensis* e *Tiaris fuliginosus*) foram localmente consideradas na categoria média. Embora estas espécies não sejam endêmicas elas apresentaram distribuições restritas entre os remanescentes (i.e., até cinco remanescentes). A única espécie considerada altamente sensível em Parker (*Habia rubica*) foi considerada pouco sensível localmente, ou seja, na categoria baixa (ver Tabela 3). Esta espécie não é ameaçada e nem endêmica, e de acordo com o teste AEI ela não apresentou distribuição restrita a algum remanescente ($F = 0.047$). Dezenove espécies consideradas na categoria de média sensibilidade em Parker foram consideradas localmente na categoria

baixa. Estas espécies foram amplamente registradas em mais que cinco remanescentes, mesmo algumas consideradas endêmicas da Mata Atlântica (e.g., *Automolus leucophthalmus*, *Conopophaga lineata* e *Synallaxis ruficapilla*) (Tabela 3).

Figura 2 - Número de espécies florestais classificadas em cada categoria de sensibilidade a distúrbios antrópicos por meio da classificação de Parker III et al. (1996) e da classificação local

Tabela 3 – Lista das 191 espécies observadas em cada um dos oito remanescentes florestais estudados. Os resultados apresentados para cada remanescente devem ser interpretados como: Frequência de ocorrência da espécie %, (número de contato acumulado) [Valor de Indicação]. Espécies registradas apenas nos transectos tem seus dados de frequência de ocorrência apresentados, mas valor zero para o número de contato acumulado. Apenas espécies com cinco contatos acumulados foram consideradas para a Análise de Espécies Indicadoras (AEI), obtendo assim o Valor de Indicação (VI) de ocorrência para os remanescentes. Espécies com resultado do teste AEI com $F < 0,01$ possuem distribuição preferencial por algum dos remanescentes. VI iguais a zero significam que a espécie não possuiu ocorrência significativa para o respectivo remanescente.

(continua)

Espécies	Remanescentes Florestais								Res. AEI (F)	Hab.	Sens.		D
	C1 N	C1 V	C2 N	C2 V	P1 N	P1 V	P2 V	P3 N			Pk	L	
<i>Amazilia lactea</i>	75(11) [6]	83,3(17) [10]	91,6(20) [11]	100(17) [10]	75(10) [5]	83,3(19) [12]	75(10) [5]	100(29) [22]	0.0040	F	B	B	0
<i>Amazilia versicolor</i>	-	-	-	-	-	8,3(0)	-	-		F	B		
<i>Amazona aestiva</i> ^{QA}	-	-	-	-	-	8,3(0)	41,6(4)	-		F-NF	M	A	+
<i>Amazona amazonica</i>	-	-	-	-	-	-	33,3(1)	-		F-NF	M		
<i>Ammodramus humeralis</i>	16,6(0)	16,6(0)	16,6(0)	16,6(0)	-	8,3(0)	8,3(0)	-		NF	B		
<i>Anthus lutescens</i>	-	8,3(0)	-	-	-	-	-	-		NF	B		
<i>Antilophia galeata</i> ^{QA,CE}	75(13) [9]	58,3(8) [4]	100(22) [17]	- [0]	- [0]	91,6(21) [16]	100(43) [40]	- [0]	0.0010	F	M	A	+
<i>Aramides cajanea</i>	-	8,3(1)	16,6(2)	8,3(1)	-	8,3(0)	-	8,3(0)		F-A	A		
<i>Arremon flavirostris</i>	75(15) [5]	83,3(44) [22]	58,3(12) [4]	83,3(15) [8]	41,6(9) [2]	91,6(15) [5]	100(28) [17]	100(26) [15]	0.0060	F	M	B	-
<i>Automolus leucophthalmus</i> ^{ATL}	83,3(15) [8]	100(31) [27]	100(27) [23]	67(8) [3]	- [0]	75(18) [11]	50(7) [2]	- [0]	0.0030	F	M	B	-
<i>Basileuterus culicivorus</i>	100(89) [11]	100(179) [22]	100(152) [19]	100(77) [10]	75(15) [1]	100(78) [10]	100(125) [16]	100(89) [11]	0.0010	F	B	B	0
<i>Brotogeris chiriri</i>	16,6(0) [0]	41,6(6) [2]	8,3(0) [0]	16,6(2) [0]	91,6(40) [35]	67(31) [17]	16,6(8) [1]	67(17) [8]	0.0010	F	M	M	0
<i>Bubo virginianus</i> ^{VU}	-	-	-	-	-	25(1)	-	-		F-NF	B	A	+
<i>Buteo brachyurus</i>	16,6(0)	41,6(0)	8,3(0)	-	-	-	25(0)	-		F	M		
<i>Butorides striata</i>	-	-	-	8,3(0)	-	8,3(0)	-	-		F-A	B		
<i>Calliphlox amethystina</i>	8,3(0)	-	-	-	-	-	-	-		F	B		
<i>Campephilus robustus</i> ^{QA, ATL}	8,3(0) [0]	41,6(5) [15]	25(2) [3]	8,3(0) [0]	- [0]	- [0]	16,6(4) [6]	- [0]	0.0540	F	M	A	+
<i>Camptostoma obsoletum</i>	83,3(13) [6]	91,6(27) [19]	83,3(14) [9]	67(18) [10]	25(3) [1]	67(8) [2]	83,3(23) [13]	75(12) [4]	0.0580	F-NF	B	B	0
<i>Cantorchilus leucotis</i>	-	-	-	-	-	16,6(0)	-	-		F	B		
<i>Capsiempis flaveola</i>	- [0]	58,3(20) [38]	- [0]	- [0]	- [0]	58,3(11) [21]	- [0]	8,3(0) [0]	0.0010	F	B	M	+
<i>Caracara plancus</i>	50(2) [1]	33,3(3) [3]	58,3(7) [13]	58,3(3) [1]	- [0]	58,3(2) [1]	33,3(1) [0]	16,6(0) [0]	0.1370	NF	B		
<i>Cariama cristata</i>	-	-	-	-	-	8,3(0)	-	25(0)		F-NF	M		
<i>Cathartes aura</i>	-	16,6(0)	25(1)	-	-	-	-	-		F-NF	B		
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	-	-	-	8,3(0)	-	8,3(0)	-	-		F-A	M		

Tabela 3 – Lista das 191 espécies observadas em cada um dos oito remanescentes florestais estudados. Os resultados apresentados para cada remanescente devem ser interpretados como: Frequência de ocorrência da espécie %, (número de contato acumulado) [Valor de Indicação]. Espécies registradas apenas nos transectos tem seus dados de frequência de ocorrência apresentados, mas valor zero para o número de contato acumulado. Apenas espécies com cinco contatos acumulados foram consideradas para a Análise de Espécies Indicadoras (AEI), obtendo assim o Valor de Indicação (VI) de ocorrência para os remanescentes. Espécies com resultado do teste AEI com $F < 0,01$ possuem distribuição preferencial por algum dos remanescentes. VI iguais a zero significam que a espécie não possuiu ocorrência significativa para o respectivo remanescente.

(continuação)

Espécies	Remanescentes Florestais								Res. AEI (F)	Hab.	Sens.		D
	C1 N	C1 V	C2 N	C2 V	P1 N	P1 V	P2 V	P3 N			Pk	L	
<i>Chiroxiphia caudata</i> ^{ATL}	50(6) [3]	91,6(42) [51]	83,3(23) [20]	8,3(2) [0]	- [0]	8,3(1) [0]	- [0]	8,3(1) [0]	0.0010	F	B	A	+
<i>Chloroceryle amazona</i>	-	-	-	8,3(1)	-	-	-	-		F-A	B		
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	33,3(2) [5]	25(0) [0]	8,3(1) [1]	16,6(2) [5]	8,3(0) [0]	16,6(1) [1]	16,6(1) [1]	- [0]	0.7390	F-NF	B	B	0
<i>Chrysomus ruficapillus</i>	- [0]	- [0]	- [0]	8,3(4) [6]	- [0]	16,6(2) [3]	- [0]	- [0]	1	NF-A	B		
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	75(14) [7]	91,6(35) [22]	100(33) [23]	91,6(21) [13]	- [0]	67(9) [3]	67(12) [5]	67(9) [4]	0.0110	F	B	B	0
<i>Coereba flaveola</i>	100(59) [12]	100(80) [16]	100(83) [17]	100(64) [12]	75(18) [3]	100(58) [11]	100(67) [13]	100(74) [15]	0.1950	F-NF	B	B	0
<i>Colaptes campestris</i>	16,6(1) [0]	8,3(1) [0]	50(2) [2]	50(8) [11]	16,6(3) [3]	8,3(2) [1]	16,6(0) [0]	8,3(1) [0]	0.1860	NF	B		
<i>Colaptes melanochloros</i>	50(5) [3]	58,3(13) [14]	41,6(7) [6]	33,3(2) [1]	8,3(1) [0]	58,3(14) [17]	16,6(1) [0]	50(5) [3]	0.0750	F	B	B	0
<i>Colibri serrirostris</i>	16,6(4)	25(0)	-	8,3(0)	-	-	-	-		F-NF	B		
<i>Colonia colonus</i>	67(15) [16]	91,6(25) [34]	58,3(8) [6]	16,6(2) [1]	33,3(4) [2]	50(4) [2]	33,3(2) [1]	58,3(2) [1]	0.0010	F	B	B	0
<i>Columbina squammata</i>	- [0]	- [0]	33,3(0) [0]	- [0]	- [0]	50(6) [29]	16,6(1) [1]	- [0]	0.0050	NF	B		
<i>Columbina talpacoti</i>	50(16) [5]	83,3(19) [7]	83,3(7) [2]	58,3(16) [5]	91,6(20) [13]	67(36) [18]	50(9) [2]	58,3(9) [4]	0.1090	NF	B		
<i>Conirostrum speciosum</i>	- [0]	- [0]	33,3(3) [10]	8,3(0) [0]	8,3(0) [0]	16,6(0) [0]	- [0]	16,6(2) [7]	0.3220	F	B	B	0
<i>Conopophaga lineata</i> ^{ATL}	91,6(27) [11]	91,6(64) [25]	91,6(45) [18]	91,6(17) [6]	8,3(0) [0]	100(25) [11]	100(37) [16]	83,3(19) [6]	0.0010	F	M	B	-
<i>Coragyps atratus</i>	16,6(2) [1]	8,3(1) [1]	33,3(4) [7]	33,3(0) [0]	16,6(3) [3]	33,3(5) [6]	- [0]	- [0]	0.5580	F-NF	B	B	0
<i>Corythopsis delalandi</i>	8,3(0)	-	16,6(2)	-	-	8,3(2)	-	-		F	M		
<i>Cranioleuca vulpina</i>	8,3(0) [0]	- [0]	- [0]	100(27) [57]	- [0]	67(14) [15]	33,3(3) [1]	16,6(3) [1]	0.0010	F-NF	M	M	0
<i>Crotophaga ani</i>	-	8,3(0)	8,3(0)	8,3(1)	16,6(0)	-	8,3(0)	25(0)		NF	B		
<i>Crypturellus parvirostris</i>	16,6(1) [0]	33,3(5) [7]	33,3(8) [11]	- [0]	- [0]	8,3(1) [0]	- [0]	33,3(3) [3]	0.2130	NF	B		
<i>Crypturellus tataupa</i>	8,3(1) [1]	16,6(1) [1]	8,3(3) [4]	- [0]	- [0]	25(2) [5]	8,3(0) [0]	8,3(0) [0]	0.7670	NF	B		
<i>Cyanocorax cristatellus</i> ^{CE}	75(14) [14]	33,3(5) [2]	50(8) [4]	8,3(1) [0]	8,3(4) [1]	33,3(1) [0]	58,3(13) [8]	67(5) [3]	0.1370	NF	M		
<i>Cyanoloxia brissonii</i> ^{VU}	50(2) [2]	83,3(18) [57]	8,3(0) [0]	- [0]	- [0]	16,6(1) [0]	- [0]	- [0]	0.0010	F-NF	M	A	+
<i>Cyanoloxia glaucocerulea</i>	-	8,3(2)	-	-	-	-	-	-		F-NF	B		
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	100(36) [11]	100(49) [14]	100(108) [34]	100(23) [7]	41,6(5) [1]	91,6(22) [6]	91,6(30) [8]	100(41) [13]	0.0010	F	M	B	-

Tabela 3 – Lista das 191 espécies observadas em cada um dos oito remanescentes florestais estudados. Os resultados apresentados para cada remanescente devem ser interpretados como: Frequência de ocorrência da espécie %, (número de contato acumulado) [Valor de Indicação]. Espécies registradas apenas nos transectos tem seus dados de frequência de ocorrência apresentados, mas valor zero para o número de contato acumulado. Apenas espécies com cinco contatos acumulados foram consideradas para a Análise de Espécies Indicadoras (AEI), obtendo assim o Valor de Indicação (VI) de ocorrência para os remanescentes. Espécies com resultado do teste AEI com $F < 0,01$ possuem distribuição preferencial por algum dos remanescentes. VI iguais a zero significam que a espécie não possuiu ocorrência significativa para o respectivo remanescente.

(continuação)

Espécies	Remanescentes Florestais								Res. AEI (F)	Hab.	Sens.		D
	C1 N	C1 V	C2 N	C2 V	P1 N	P1 V	P2 V	P3 N			Pk	L	
<i>Dacnis cayana</i>	41,6(7) [25]	8,3(0) [0]	16,6(0) [0]	25(0) [0]	- [0]	8,3(0) [0]	- [0]	- [0]	0.0150	F	B	B	0
<i>Dendrocygna bicolor</i>	-	-	-	-	-	-	8,3(0)	-		A	B		
<i>Donacobius atricapilla</i>	- [0]	33,3(5) [28]	8,3(0) [0]	16,6(1) [1]	- [0]	- [0]	- [0]	- [0]	0.0040	A	M		
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	-	25(2)	16,6(1)	-	-	-	-	-		F	A		
<i>Dryomphila ferruginea</i> ^{ATL}	- [0]	100(69) [100]	- [0]	- [0]	- [0]	- [0]	- [0]	- [0]	0.0010	F	M	A	+
<i>Dryocopus lineatus</i>	25(3) [3]	41,6(3) [3]	16,6(1) [0]	16,6(2) [2]	- [0]	50(5) [8]	33,3(6) [10]	8,3(0) [0]	0.2730	F	B	B	0
<i>Dysithamnus mentalis</i>	91,6(34) [17]	100(72) [39]	75(16) [6]	83,3(15) [5]	- [0]	50(9) [2]	100(35) [19]	33,3(3) [0]	0.0010	F	M	B	-
<i>Elaenia chiriquensis</i>	-	8,3(1)	-	-	-	-	-	-		F-NF	B		
<i>Elaenia flavogaster</i>	33,3(5) [2]	58,3(11) [9]	50(7) [5]	83,3(24) [24]	67(12) [11]	67(8) [5]	41,6(2) [0]	50(5) [1]	0.0040	F-NF	B	B	0
<i>Elaenia mesoleuca</i>	8,3(0) [0]	8,3(3) [5]	- [0]	- [0]	- [0]	8,3(0) [0]	8,3(2) [3]	- [0]	1	F	B		
<i>Elaenia spectabilis</i>	-	-	-	8,3(2)	-	-	8,3(0)	16,6(2)		F	B		
<i>Emberizoides herbicola</i>	-	-	-	8,3(0)	-	8,3(1)	8,3(0)	-		NF	B		
<i>Empidonomus varius</i>	16,6(0) [0]	8,3(1) [0]	25(5) [5]	50(7) [9]	33,3(5) [6]	41,6(6) [7]	8,3(0) [0]	16,6(3) [2]	0.5330	F	B	B	0
<i>Estrilda astrild</i>	-	16,6(0)	25(0)	-	8,3(0)	-	-	-		NF	B		
<i>Eupetomena macroura</i>	16,6(1)	8,3(0)	-	8,3(0)	16,6(2)	16,6(1)	-	-		F-NF	B		
<i>Euphonia chlorotica</i>	100(20) [13]	75(13) [6]	91,6(25) [13]	41,6(6) [2]	41,6(8) [2]	91,6(32) [20]	100(22) [13]	83,3(18) [9]	0.0250	F	B	B	0
<i>Euphonia cyanocephala</i>	-	-	8,3(0)	-	-	-	-	-		F	B		
<i>Euphonia violacea</i>	- [0]	16,6(2) [3]	16,6(1) [1]	8,3(1) [1]	- [0]	41,6(3) [5]	33,3(4) [9]	25(0) [0]	0.4130	F	B	B	0
<i>Falco femoralis</i>	-	-	-	8,3(0)	-	-	-	-		NF	B		
<i>Falco sparverius</i>	-	8,3(0)	-	-	-	-	-	-		F-NF	B		
<i>Fluvicola nengeta</i>	- [0]	- [0]	- [0]	16,6(4) [11]	8,3(1) [1]	- [0]	8,3(0) [0]	8,3(1) [1]	0.3220	NF	B		
<i>Forpus xanthopterygius</i>	8,3(0) [0]	67(12) [12]	33,3(7) [3]	25(3) [1]	33,3(5) [2]	75(17) [19]	25(0) [0]	58,3(8) [5]	0.0270	NF	B		
<i>Furnarius rufus</i>	- [0]	- [0]	41,6(1) [0]	33,3(8) [8]	75(16) [48]	16,6(0) [0]	8,3(0) [0]	- [0]	0.0010	NF	B		

Tabela 3 – Lista das 191 espécies observadas em cada um dos oito remanescentes florestais estudados. Os resultados apresentados para cada remanescente devem ser interpretados como: Frequência de ocorrência da espécie %, (número de contato acumulado) [Valor de Indicação]. Espécies registradas apenas nos transectos tem seus dados de frequência de ocorrência apresentados, mas valor zero para o número de contato acumulado. Apenas espécies com cinco contatos acumulados foram consideradas para a Análise de Espécies Indicadoras (AEI), obtendo assim o Valor de Indicação (VI) de ocorrência para os remanescentes. Espécies com resultado do teste AEI com $F < 0,01$ possuem distribuição preferencial por algum dos remanescentes. VI iguais a zero significam que a espécie não possuiu ocorrência significativa para o respectivo remanescente.

(continuação)

Espécies	Remanescentes Florestais								Res. AEI (F)	Hab.	Sens.		D
	C1 N	C1 V	C2 N	C2 V	P1 N	P1 V	P2 V	P3 N			Pk	L	
<i>Galbula ruficauda</i>	- [0]	- [0]	- [0]	- [0]	- [0]	58,3(7) [33]	- [0]	- [0]	0.0020	F	B	M	+
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	100(14) [14]	91,6(24) [27]	83,3(2) [0]	100(22) [28]	25(3) [1]	41,6(2) [0]	16,6(0) [0]	25(6) [2]	0.0030	NF-A	B		
<i>Geranospiza caerulescens</i>	- [0]	- [0]	- [0]	- [0]	- [0]	- [0]	8,3(0) [0]	58,3(6) [33]	0.0020	F	M	M	0
<i>Gubernates yetapa</i> ^{CE}	- [0]	16,6(2) [3]	- [0]	58,3(9) [41]	- [0]	- [0]	- [0]	- [0]	0.0010	NF	M		
<i>Guira guira</i>	- [0]	- [0]	33,3(0) [0]	16,6(1) [1]	25(3) [9]	8,3(0) [0]	25(4) [4]	- [0]	0.4160	F-NF	B	B	0
<i>Habia rubica</i>	67(12) [12]	91,6(14) [16]	75(9) [7]	8,3(1) [0]	- [0]	75(16) [18]	58,3(14) [12]	- [0]	0.047	F	A	B	-
<i>Helimaster longirostris</i>	8,3(1)	-	-	-	-	-	-	-		F	M		
<i>Hemithraupis guira</i>	- [0]	- [0]	16,6(2) [4]	- [0]	- [0]	33,3(4) [13]	- [0]	25(2) [4]	0.1520	F	B		
<i>Hemithraupis ruficapilla</i> ^{ATL}	- [0]	- [0]	67(10) [42]	- [0]	- [0]	8,3(0) [0]	- [0]	8,3(0) [0]	0.0010	F	B	A	+
<i>Hemitriccus nidipendulus</i> ^{ATL}	16,6(1) [1]	8,3(2) [1]	33,3(4) [2]	- [0]	- [0]	25(4) [5]	16,6(3) [4]	- [0]	0.8290	F	B	B	0
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	16,6(1) [1]	16,6(1) [1]	50(6) [28]	- [0]	- [0]	- [0]	- [0]	25(1) [1]	0.0020	F	B	M	+
<i>Heterospizias meridionalis</i>	-	-	-	-	-	8,3(0)	16,6(1)	-		NF	B		
<i>Hydropsalis albicollis</i>	- [0]	16,6(1) [2]	16,6(1) [2]	8,3(0) [0]	25(2) [7]	- [0]	16,6(1) [2]	- [0]	0.7840	F	B	B	0
<i>Hydropsalis torquata</i>	-	8,3(0)	-	16,6(0)	-	-	-	-		NF	B		
<i>Hylophilus amaurocephalus</i> ^{ATL}	-	-	-	-	-	8,3(1)	-	-		F-NF	M		
<i>Icterus pyrrhopterus</i>	25(2) [1]	58,3(4) [4]	41,6(4) [3]	41,6(4) [4]	25(3) [2]	33,3(5) [6]	50(6) [7]	58,3(2) [1]	0.9710	F	M	B	-
<i>Ictinia plumbea</i>	16,6(0) [0]	16,6(1) [2]	25(1) [2]	- [0]	- [0]	- [0]	16,6(0) [0]	25(3) [15]	0.1060	F	M	B	-
<i>Lanio cucullatus</i>	16,6(0)	8,3(0)	8,3(0)	-	-	25(0)	16,6(1)	25(0)		F-NF	B		
<i>Lanio melanops</i>	-	-	-	-	-	16,6(0)	-	8,3(0)		F	M		
<i>Lanio penicillatus</i> ^{EN}	-	-	-	-	-	-	16,6(2)	25(2)		F	M	A	+
<i>Lathrotriccus euleri</i>	83,3(23) [11]	91,6(29) [14]	91,6(23) [11]	41,6(4) [1]	- [0]	91,6(27) [14]	91,6(36) [19]	100(34) [18]	0.0580	F	M	B	-
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	33,3(4) [2]	8,3(1) [0]	25(2) [1]	8,3(2) [0]	58,3(5) [4]	100(26) [50]	58,3(6) [5]	58,3(2) [1]	0.0010	F-NF	M	B	-
<i>Leptodon cayanensis</i> ^{QA}	8,3(0)	8,3(1)	8,3(1)	-	-	-	8,3(0)	-		F	M	A	+
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	75(10) [5]	41,6(4) [1]	91,6(29) [19]	67(10) [4]	8,3(2) [0]	91,6(23) [13]	100(35) [26]	100(24) [16]	0.0040	F	M	B	-

Tabela 3 – Lista das 191 espécies observadas em cada um dos oito remanescentes florestais estudados. Os resultados apresentados para cada remanescente devem ser interpretados como: Frequência de ocorrência da espécie %, (número de contato acumulado) [Valor de Indicação]. Espécies registradas apenas nos transectos tem seus dados de frequência de ocorrência apresentados, mas valor zero para o número de contato acumulado. Apenas espécies com cinco contatos acumulados foram consideradas para a Análise de Espécies Indicadoras (AEI), obtendo assim o Valor de Indicação (VI) de ocorrência para os remanescentes. Espécies com resultado do teste AEI com $F < 0,01$ possuem distribuição preferencial por algum dos remanescentes. VI iguais a zero significam que a espécie não possuiu ocorrência significativa para o respectivo remanescente.

(continuação)

Espécies	Remanescentes Florestais								Res. AEI (F)	Hab.	Sens.		D
	C1 N	C1 V	C2 N	C2 V	P1 N	P1 V	P2 V	P3 N			Pk	L	
<i>Leptotila rufaxilla</i>	41,6(4) [3]	50(14) [14]	25(4) [1]	41,6(11) [7]	- [0]	50(14) [14]	16,6(3) [1]	- [0]	0.1930	F	M	B	-
<i>Leptotila verreauxi</i>	100(68) [8]	83,3(104) [13]	91,6(121) [17]	100(79) [12]	50(8) [1]	100(110) [18]	100(77) [12]	83,3(41) [5]	0.1350	F	B	B	0
<i>Lochmias nematura</i>	16,6(1) [0]	- [0]	41,6(1) [0]	50(5) [6]	- [0]	58,3(6) [12]	67(13) [25]	8,3(0) [0]	0.0030	F	M	M	0
<i>Mackenziaena severa</i> ^{ATL}	- [0]	100(48) [96]	33,3(2) [0]	- [0]	- [0]	- [0]	- [0]	- [0]	0.0010	F	M	A	+
<i>Malacoptila striata</i> ^{ATL}	- [0]	- [0]	58,3(4) [17]	- [0]	- [0]	- [0]	33,3(4) [17]	- [0]	0.0590	F	M		
<i>Manacus manacus</i>	50(6) [17]	8,3(1) [1]	33,3(1) [1]	16,6(1) [1]	- [0]	16,6(3) [4]	- [0]	- [0]	0.0250	F	B	B	0
<i>Megaceryle torquata</i>	-	-	-	8,3(1)	-	-	8,3(0)	8,3(0)		F-A	B		
<i>Megarynchus pitangua</i>	58,3(6) [2]	67(9) [5]	83,3(31) [22]	58,3(6) [2]	83,3(20) [16]	58,3(4) [1]	58,3(6) [2]	75(22) [12]	0.0210	F	B	B	0
<i>Megascops choliba</i>	-	-	-	-	-	8,3(1)	-	-		F	B		
<i>Melanerpes candidus</i>	8,3(0) [0]	- [0]	33,3(2) [4]	8,3(0) [0]	25(3) [6]	16,6(1) [1]	16,6(2) [4]	8,3(0) [0]	0.6500	F-NF	B	B	0
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	- [0]	- [0]	16,6(1) [1]	33,3(6) [17]	- [0]	33,3(1) [1]	8,3(1) [1]	- [0]	0.0550	F-A	M		
<i>Micrastur semitorquatus</i>	-	-	8,3(1)	-	-	-	-	-		F	M		
<i>Milvago chimachima</i>	16,6(1) [1]	- [0]	58,3(2) [4]	25(1) [1]	- [0]	16,6(2) [4]	16,6(1) [1]	8,3(1) [1]	0.6490	NF	B		
<i>Mimus saturninus</i>	-	8,3(0)	16,6(0)	25(2)	-	-	-	-		NF	B		
<i>Molothrus bonariensis</i>	8,3(0) [0]	- [0]	8,3(0) [0]	16,6(0) [0]	8,3(1) [2]	16,6(4) [13]	- [0]	- [0]	0.2150	F-NF	B	B	0
<i>Myiarchus ferox</i>	83,3(14) [10]	91,6(19) [16]	91,6(18) [14]	91,6(10) [5]	50(8) [4]	91,6(12) [8]	83,3(16) [10]	91,6(13) [9]	0.2890	F	B	B	0
<i>Myiarchus swainsoni</i>	67(11) [10]	41,6(12) [7]	67(9) [4]	33,3(4) [1]	33,3(6) [3]	50(6) [3]	75(9) [4]	50(10) [6]	0.3610	F	B	B	0
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	67(8) [8]	33,3(2) [1]	58,3(7) [6]	16,6(3) [1]	50(8) [8]	50(4) [3]	58,3(8) [6]	67(13) [12]	0.7620	F-NF	B	B	0
<i>Myiodynastes maculatus</i>	25(2) [0]	16,6(3) [1]	50(20) [14]	50(10) [7]	33,3(4) [2]	33,3(15) [7]	25(4) [1]	50(15) [10]	0.2210	F	B	B	0
<i>Myiopagis caniceps</i>	- [0]	- [0]	8,3(1) [1]	8,3(1) [1]	- [0]	58,3(7) [25]	33,3(5) [9]	- [0]	0.0020	F	M	M	0
<i>Myiopagis viridicata</i>	33,3(5) [4]	8,3(1) [0]	41,6(6) [3]	16,6(2) [0]	16,6(2) [1]	67(16) [27]	- [0]	41,6(7) [6]	0.0010	F	M	M	0
<i>Myiophobus fasciatus</i>	83,3(10) [11]	91,6(27) [39]	41,6(4) [2]	67(12) [14]	8,3(1) [0]	25(2) [1]	33,3(1) [0]	8,3(1) [0]	0.0010	NF	B		
<i>Myiornis auricularis</i> ^{ATL}	-	-	-	-	-	-	8,3(1)	8,3(1)		F	B		
<i>Myiothlypis flaveola</i>	100(68) [14]	100(59) [12]	100(95) [19]	100(56) [11]	67(7) [1]	100(59) [12]	100(49) [10]	100(104) [21]	0.0010	F	M	B	-

Tabela 3 – Lista das 191 espécies observadas em cada um dos oito remanescentes florestais estudados. Os resultados apresentados para cada remanescente devem ser interpretados como: Frequência de ocorrência da espécie %, (número de contato acumulado) [Valor de Indicação]. Espécies registradas apenas nos transectos tem seus dados de frequência de ocorrência apresentados, mas valor zero para o número de contato acumulado. Apenas espécies com cinco contatos acumulados foram consideradas para a Análise de Espécies Indicadoras (AEI), obtendo assim o Valor de Indicação (VI) de ocorrência para os remanescentes. Espécies com resultado do teste AEI com $F < 0,01$ possuem distribuição preferencial por algum dos remanescentes. VI iguais a zero significam que a espécie não possuiu ocorrência significativa para o respectivo remanescente.

(continuação)

Espécies	Remanescentes Florestais								Res. AEI (F)	Hab.	Sens.		D
	C1 N	C1 V	C2 N	C2 V	P1 N	P1 V	P2 V	P3 N			Pk	L	
<i>Myiozetetes similis</i>	8,3(1) [0]	33,3(3) [1]	33,3(3) [1]	67(8) [8]	16,6(3) [1]	41,6(6) [3]	58,3(15) [11]	100(19) [30]	0.0020	F	B	B	0
<i>Nemosia pileata</i>	- [0]	41,6(2) [1]	75(11) [19]	25(4) [2]	41,6(6) [9]	25(2) [1]	16,6(1) [0]	41,6(3) [3]	0.0240	F	B	B	0
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	58,3(7) [4]	58,3(11) [9]	33,3(3) [1]	58,3(14) [10]	- [0]	67(20) [17]	25(3) [1]	75(11) [9]	0.0700	F	B	B	0
<i>Pachyramphus validus</i>	-	-	-	-	-	16,6(1)	-	-		F	M		
<i>Patagioenas cayennensis</i>	16,6(2) [0]	75(32) [29]	83,3(18) [15]	8,3(1) [0]	16,6(2) [0]	83,3(13) [13]	75(11) [8]	33,3(3) [1]	0.0050	F	B	M	+
<i>Patagioenas picazuro</i>	100(50) [11]	100(83) [18]	100(94) [21]	100(53) [12]	75(24) [4]	100(58) [13]	100(69) [15]	91,6(23) [4]	0.0010	F-NF	M	B	-
<i>Penelope supercilialis</i> ^{QA}	-	25(1)	16,6(2)	-	-	16,6(0)	8,3(1)	-		F	M	A	+
<i>Phacellodomus ferrugineigula</i> ^{ATL}	-	25(3)	-	-	-	8,3(0)	-	-		A-F-NF	M		
<i>Phaethornis pretrei</i>	100(28) [17]	100(39) [22]	91,6(18) [8]	91,6(22) [11]	25(2) [0]	83,3(20) [10]	83,3(20) [10]	58,3(11) [3]	0.0060	F	B	B	0
<i>Piaya cayana</i>	58,3(6) [3]	100(24) [22]	91,6(20) [16]	83,3(9) [4]	- [0]	91,6(8) [4]	100(18) [13]	100(17) [15]	0.0290	NF	B		
<i>Picumnus albosquamatus</i>	91,6(20) [8]	100(52) [23]	91,6(24) [11]	91,6(26) [12]	41,6(4) [1]	100(21) [9]	83,3(27) [10]	100(30) [13]	0.0010	F-NF	B	B	0
<i>Picumnus cirratus</i>	8,3(0) [0]	8,3(0) [0]	8,3(1) [1]	8,3(3) [4]	- [0]	- [0]	8,3(2) [3]	- [0]	1	F	B	B	0
<i>Pionus maximiliani</i>	-	8,3(0)	-	-	-	8,3(2)	-	25(1)		F	M		
<i>Pitangus sulphuratus</i>	58,3(4) [1]	75(12) [4]	91,6(21) [8]	91,6(22) [12]	100(20) [12]	100(39) [24]	100(23) [13]	91,6(24) [12]	0.0010	F-NF	B	B	0
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	91,6(12) [13]	83,3(18) [18]	67(9) [7]	75(13) [10]	- [0]	83,3(7) [5]	75(8) [6]	58,3(8) [6]	0.0790	F	M	B	-
<i>Porzana albicollis</i>	-	8,3(2)	-	-	-	8,3(0)	-	-		NF-A	M		
<i>Progne chalybea</i>	-	-	-	-	-	-	8,3(0)	-		NF	B		
<i>Progne tapera</i>	-	-	8,3(0)	-	-	8,3(1)	-	-		NF-A	B		
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	8,3(0) [0]	16,6(2) [3]	8,3(0) [0]	8,3(2) [3]	- [0]	16,6(2) [3]	8,3(0) [0]	- [0]	1	NF-A	B		
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	- [0]	25(5) [2]	25(2) [0]	8,3(1) [0]	41,6(16) [18]	41,6(5) [1]	33,3(5) [2]	25(4) [2]	0.0480	F	B	B	0
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	8,3(2) [2]	8,3(1) [1]	41,6(6) [17]	8,3(0) [0]	- [0]	- [0]	- [0]	25(0) [0]	0.0590	NF	B		
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	-	-	8,3(0)	-	-	-	-	-		F-NF	B		
<i>Pyrhocomma ruficeps</i> ^{ATL}	-	8,3(1)	-	-	-	-	8,3(1)	-		F	M		
<i>Ramphastos toco</i>	58,3(8) [9]	25(1) [0]	67(7) [13]	- [0]	8,3(0) [0]	58,3(5) [4]	16,6(0) [0]	16,6(1) [0]	0.1240	F-NF	M	B	-

Tabela 3 – Lista das 191 espécies observadas em cada um dos oito remanescentes florestais estudados. Os resultados apresentados para cada remanescente devem ser interpretados como: Frequência de ocorrência da espécie %, (número de contato acumulado) [Valor de Indicação]. Espécies registradas apenas nos transectos tem seus dados de frequência de ocorrência apresentados, mas valor zero para o número de contato acumulado. Apenas espécies com cinco contatos acumulados foram consideradas para a Análise de Espécies Indicadoras (AEI), obtendo assim o Valor de Indicação (VI) de ocorrência para os remanescentes. Espécies com resultado do teste AEI com $F < 0,01$ possuem distribuição preferencial por algum dos remanescentes. VI iguais a zero significam que a espécie não possuiu ocorrência significativa para o respectivo remanescente.

(continuação)

Espécies	Remanescentes Florestais								Res. AEI (F)	Hab.	Sens.		D
	C1 N	C1 V	C2 N	C2 V	P1 N	P1 V	P2 V	P3 N			Pk	L	
<i>Ramphocelus carbo</i>	100(58) [20]	100(74) [25]	100(33) [9]	91,6(23) [6]	16,6(3) [0]	91,6(28) [8]	91,6(54) [17]	83,3(22) [6]	0.0010	F-NF	B	B	0
<i>Rupornis magnirostris</i>	83,3(5) [3]	83,3(9) [5]	75(8) [7]	41,6(1) [0]	41,6(6) [4]	83,3(9) [6]	91,6(11) [12]	91,6(11) [9]	0.4310	F	B	B	0
<i>Saltator similis</i>	- [0]	50(8) [22]	- [0]	8,3(1) [1]	- [0]	- [0]	41,6(6) [13]	- [0]	0.0140	F	B		
<i>Serpophaga subcristata</i>	-	-	8,3(0)	-	-	-	-	8,3(1)		F	B		
<i>Setophaga pitaiyumi</i>	- [0]	8,3(1) [0]	67(5) [6]	8,3(0) [0]	- [0]	100(23) [55]	- [0]	50(6) [4]	0.0010	F	M	M	0
<i>Sicalis flaveola</i>	-	-	-	-	8,3(0)	-	-	8,3(0)		NF	B		
<i>Sicalis luteola</i>	8,3(0)	16,6(0)	16,6(0)	8,3(2)	-	-	8,3(0)	8,3(0)		NF	B		
<i>Sirystes sibilator</i>	-	-	33,3(4)	-	-	-	-	-		F	M		
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	16,6(2) [1]	58,3(6) [5]	83,3(17) [30]	- [0]	- [0]	83,3(16) [19]	16,6(2) [1]	- [0]	0.0020	F	M	M	0
<i>Sporophila caerulea</i>	75(10) [9]	67(16) [12]	50(6) [2]	58,3(5) [2]	8,3(1) [0]	25(4) [2]	16,6(2) [0]	16,6(0) [0]	0.2100	NF	B		
<i>Sporophila leucoptera</i>	-	8,3(0)	-	16,6(3)	-	-	-	-		NF	B		
<i>Sporophila lineola</i>	- [0]	- [0]	8,3(0) [0]	25(6) [14]	25(4) [9]	25(1) [1]	- [0]	- [0]	0.0980	NF	M		
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	25(1) [2]	50 [0]	8,3(0) [0]	16,6(3) [5]	- [0]	16,6(0) [0]	33,3(0) [0]	33,3(1) [2]	1	NF-A	B		
<i>Synallaxis frontalis</i>	100(17) [7]	100(30) [17]	100(21) [10]	100(25) [10]	75(13) [5]	83,3(6) [1]	100(23) [12]	100(44) [25]	0.0020	F	B	B	0
<i>Synallaxis ruficapilla</i> ^{ATL}	100(40) [11]	100(116) [33]	100(51) [15]	91,6(26) [6]	- [0]	91,6(31) [7]	100(71) [20]	75(16) [3]	0.0010	F	M	B	-
<i>Synallaxis spixi</i>	83,3(3) [2]	91,6(6) [8]	83,3(3) [1]	75(11) [19]	- [0]	67(6) [6]	33,3(4) [3]	- [0]	0.0280	NF	B		
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	-	-	-	-	-	8,3(1)	-	-		NF	B		
<i>Tachyphonus coronatus</i> ^{ATL}	91,6(19) [9]	91,6(56) [29]	91,6(37) [19]	75(13) [4]	- [0]	83,3(19) [7]	83,3(20) [8]	67(16) [6]	0.0010	F	B	B	0
<i>Tangara cayana</i>	67(13) [5]	75(8) [3]	100(25) [15]	75(7) [2]	91,6(16) [10]	100(31) [22]	83,3(18) [11]	83,3(22) [12]	0.0090	F-NF	M	B	-
<i>Tangara sayaca</i>	83,3(7) [1]	83,3(23) [8]	91,6(25) [10]	91,6(24) [10]	91,6(19) [9]	100(45) [20]	91,6(13) [5]	100(36) [19]	0.0520	F-NF	B	B	0
<i>Tapera naevia</i>	- [0]	16,6(2) [2]	8,3(1) [1]	- [0]	- [0]	58,3(6) [13]	50(3) [5]	33,3(4) [6]	0.1700	NF	B		
<i>Taraba major</i>	50(6) [3]	100(23) [27]	16,6(1) [0]	75(13) [11]	- [0]	91,6(17) [18]	75(7) [3]	33,3(5) [2]	0.0010	F-NF	B	B	0
<i>Tersina viridis</i>	16,6(2) [1]	16,6(0) [0]	- [0]	- [0]	16,6(3) [4]	25(0) [0]	33,3(5) [10]	8,3(2) [1]	0.2450	F	B	B	0
<i>Thalurania glaucopis</i> ^{ATL}	16,6(1) [1]	25(0) [0]	16,6(1) [1]	8,3(0) [0]	- [0]	8,3(1) [1]	50(4) [19]	8,3(0) [0]	0.0380	F	B	B	0

Tabela 3 – Lista das 191 espécies observadas em cada um dos oito remanescentes florestais estudados. Os resultados apresentados para cada remanescente devem ser interpretados como: Frequência de ocorrência da espécie %, (número de contato acumulado) [Valor de Indicação]. Espécies registradas apenas nos transectos tem seus dados de frequência de ocorrência apresentados, mas valor zero para o número de contato acumulado. Apenas espécies com cinco contatos acumulados foram consideradas para a Análise de Espécies Indicadoras (AEI), obtendo assim o Valor de Indicação (VI) de ocorrência para os remanescentes. Espécies com resultado do teste AEI com $F < 0,01$ possuem distribuição preferencial por algum dos remanescentes. VI iguais a zero significam que a espécie não possuiu ocorrência significativa para o respectivo remanescente.

Espécies	Remanescentes Florestais								Res. AEI (F)	Hab.	Sens.		D
	C1 N	C1 V	C2 N	C2 V	P1 N	P1 V	P2 V	P3 N			Pk	L	
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	91,6(28) [8]	100(77) [23]	100(102) [31]	91,6(32) [8]	- [0]	83,3(25) [5]	100(44) [13]	100(21) [5]	0.0010	F	B	B	0
<i>Thamnophilus doliatus</i>	75(15) [6]	100(47) [29]	91,6(25) [14]	100(26) [16]	16,6(2) [0]	67(14) [5]	58,3(1) [0]	83,3(18) [9]	0.0010	F-NF	B	B	0
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	-	16,6(2)	-	16,6(2)	-	-	-	-		F-NF	B		
<i>Theristicus caudatus</i>	8,3(0) [0]	33,3(2) [3]	16,6(1) [1]	- [0]	- [0]	- [0]	33,3(7) [23]	- [0]	0.0070	NF	B		
<i>Thlypopsis sordida</i>	50(8) [3]	91,6(25) [17]	83,3(27) [21]	67(8) [4]	33,3(4) [1]	67(11) [5]	58,3(12) [5]	83,3(14) [10]	0.0440	F-NF	B	B	0
<i>Tiaris fuliginosus</i>	75(19) [28]	67(9) [9]	50(6) [5]	8,3(1) [0]	- [0]	50(5) [3]	58,3(10) [8]	16,6(1) [0]	0.0010	F-NF	B	M	+
<i>Todirostrum cinereum</i>	67(9) [2]	91,6(17) [12]	83,3(10) [5]	100(32) [25]	83,3(14) [9]	50(10) [4]	91,6(13) [8]	91,6(24) [17]	0.0020	F	B	B	0
<i>Todirostrum poliocephalum</i> ^{ATL}	100(48) [13]	100(72) [19]	100(32) [8]	100(43) [11]	91,6(13) [3]	100(47) [12]	100(55) [14]	100(73) [19]	0.0020	F	B	B	0
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	100(46) [12]	100(60) [16]	100(53) [14]	100(34) [8]	58,3(8) [1]	100(47) [13]	100(71) [19]	100(50) [14]	0.0020	F	M	B	-
<i>Troglodytes musculus</i>	67(5) [2]	33,3(3) [1]	67(11) [11]	67(18) [20]	91,6(18) [27]	25(0) [0]	41,6(0) [0]	67(6) [5]	0.0020	NF	B		
<i>Turdus amaurochalinus</i>	8,3(0) [0]	33,3(8) [6]	33,3(5) [4]	41,6(5) [4]	8,3(2) [0]	50(5) [5]	50(8) [8]	58,3(11) [10]	0.4410	F	B	B	0
<i>Turdus leucomelas</i>	100(41) [11]	91,6(35) [9]	100(54) [16]	100(38) [11]	100(24) [7]	91,6(46) [12]	91,6(54) [15]	100(46) [14]	0.3720	F	B	B	0
<i>Turdus rufiventris</i>	- [0]	- [0]	16,6(4) [4]	- [0]	- [0]	25(6) [9]	16,6(5) [5]	8,3(1) [1]	0.3520	F	B		
<i>Turdus subalaris</i> ^{ATL}	8,3(0) [0]	- [0]	- [0]	- [0]	- [0]	- [0]	8,3(4) [7]	8,3(1) [2]	1	F	B		
<i>Tyrannus melancholicus</i>	16,6(4) [2]	25(3) [2]	58,3(5) [6]	50(10) [13]	41,6(6) [6]	25(1) [0]	33,3(2) [1]	25(2) [1]	0.1770	F-NF	B	B	0
<i>Tyrannus savana</i>	-	-	-	8,3(0)	-	-	8,3(0)	8,3(1)		NF	M		
<i>Tyto furcata</i>	-	8,3(0)	-	-	-	-	-	-		NF	B		
<i>Veniliornis passerinus</i>	75(9) [5]	83,3(6) [3]	83,3(25) [20]	75(10) [7]	33,3(4) [1]	75(10) [5]	100(16) [13]	83,3(16) [13]	0.0330	F	B	B	0
<i>Veniliornis spilogaster</i> ^{ATL}	8,3(0) [0]	16,6(7) [9]	16,6(2) [3]	16,6(4) [5]	- [0]	- [0]	- [0]	- [0]	0.3180	F	M		
<i>Vireo chivi</i>	41,6(16) [4]	41,6(31) [8]	58,3(43) [15]	50(17) [5]	8,3(1) [0]	58,3(29) [10]	58,3(17) [5]	41,6(14) [3]	0.2490	F	B	B	0
<i>Volatinia jacarina</i>	67(19) [38]	58,3(3) [1]	33,3(0) [0]	50(2) [1]	8,3(1) [0]	41,6(0) [0]	8,3(0) [0]	8,3(0) [0]	0.0010	NF	B		
<i>Xenops rutilans</i>	41,6(4) [3]	50(7) [10]	75(6) [6]	- [0]	- [0]	50(7) [6]	58,3(6) [6]	50(6) [7]	0.5300	F	M	B	-
<i>Zenaida auriculata</i>	16,6(1) [0]	33,3(3) [3]	41,6(1) [1]	8,3(1) [0]	50(7) [25]	16,6(1) [1]	- [0]	- [0]	0.0030	NF	B		
<i>Zonotrichia capensis</i>	91,6(13) [9]	91,6(26) [22]	75(2) [0]	91,6(27) [20]	33,3(8) [4]	75(2) [0]	58,3(7) [2]	33,3(3) [0]	0.0190	F-NF	B	B	0

(conclusão)

Abreviações: Res. AEI (F) = Resultado da Análise de Espécies Indicadoras indicado pelo valor F, Hab = Habitat de ocorrência (seguindo ALEXANDRINO et al., 201; ver ANEXO A); F- forestal/ NF- não-florestal / F-NF – forestal - não-florestal / F-A – forestal - aquática / NF-A – não-florestal - aquática / A – Aquática. Sens. = Níveis de sensibilidade a distúrbios antrópicos segundo a classificação de Parker III et al. (1996) (Pk) e pela classificação local (L), A = alta, M = Média, B = baixa. D = Diferença entre o nível da classificação de Parker e a classificação local: 0 sem diferença; - espécie diminuiu seu nível na classificação local; + espécie aumentou seu nível na classificação local; Status de ameaçada no estado de São Paulo: QA – Quase ameaçada / VU – Vulnerável / CR – Criticamente em Perigo / EN – Em perigo. Endemismo: ATL – Espécie endêmica da Mata Atlântica / CE: Espécie endêmica do Cerrado

Embora a maior parte das espécies florestais (63%) não tenha alterado sua categoria de sensibilidade, foi observado que a alteração das outras 37% produziram diferenças significativas na relação entre a riqueza das espécies de cada categoria com o ranking de serviços ecossistêmicos nos remanescentes. Os coeficientes angulares da relação do ranking versus a riqueza da categoria baixa e média sensibilidade pela classificação local, bem como a riqueza da categoria baixa e alta sensibilidade pela classificação de Parker não apresentaram valores estatisticamente diferentes de zero, sugerindo não haver relação entre o ranking e a riqueza destas categorias. Apenas as riquezas da categoria alta sensibilidade pela classificação local (coeficiente angular significativamente > 0 , pois $\beta_1 = 0.3562$ e Erro Padrão = 0.0689), e média sensibilidade pela classificação de Parker (coeficiente angular significativamente > 0 , pois $\beta_1 = 0.0513$ e Erro Padrão = 0.0173) alcançaram as relações esperadas com o gradiente (Figura 3, Tabela 4).

Figura 3 - Regressão Poisson entre riqueza de espécies de cada categoria de sensibilidade (proveniente das classificações de Parker e local) e o ranking de provisão de serviços ecossistêmicos (gerado em FERRAZ et al., 2014) existente para cada 1 ha dos remanescentes estudados. Este ranking é uma medida que reflete as condições ambientais dos remanescentes e foi aqui usado para compor um gradiente de distúrbio antrópico. Valores mais baixos do ranking indicam níveis elevados dos efeitos da perda de habitat e fragmentação florestal, enquanto valores mais elevados indicam o oposto.

Tabela 4 - Relação existente entre a riqueza de cada categoria de sensibilidade de cada classificação (Parker e local) e o ranking de provisão de serviços ecossistêmicos (gerado em FERRAZ et al., 2014) presente nos remanescentes. Resultados provenientes do teste da razão de verossimilhanças para modelos aninhados para testar se os coeficientes angulares observados (β_1 obs) não diferiam estatisticamente de zero em cada regressão Poisson realizada (Dev. – desvio padrão, gl – graus de liberdade, * indica resultado significativo a 5% de probabilidade). Coeficientes angulares diferentes de zero significam que a riqueza da respectiva categoria de sensibilidade possui relação com o ranking.

	Classificação local				Classificação de Parker			
	Dev.	gl	<i>p</i>	β_1 obs	Dev.	gl	<i>p</i>	β_1 obs
Alta	31.62	1	< 0.001*	>0	1.11	1	0.292	=0
Média	2.75	1	0.097	=0	9.13	1	0.003*	>0
Baixa	0.28	1	0.599	=0	1.32	1	0.251	=0

2.3.2 O uso da classificação de Parker em EAs

No total, 50% (n=25) de todos os EAs revisados utilizaram a classificação de Parker em seus inventários de aves. Estes estudos foram realizados em diferentes partes do estado de São Paulo, entre 2008 e 2013 (ANEXOS B e C), compreendendo diferentes tipos de empreendimentos, tais como atividades industriais e agronegócio (n=7), rodovias, estradas e avenidas urbanas (n=6), atividades de mineração (n=3), aterro sanitário e estação de tratamento de esgoto (n=3), indústria geral, usina de produção energia, aeroporto, gasoduto, metrô, hidroelétrica e barragem (um EA para cada) (ANEXO B). Todos estes estudos amostraram remanescentes florestais e 19 deles (76% dos estudos que usaram Parker) suportaram suas conclusões sobre as condições ambientais dos remanescentes amostrados com base nos resultados de sensibilidade das aves, portanto, assumindo a classificação de Parker como um indicador ecológico. Embora cinco EAs tenham utilizado a classificação de Parker, eles não suportaram suas conclusões sobre as condições ambientais dos remanescentes com base nesta classificação. Apenas um estudo soube utilizar este parâmetro combinado com outros parâmetros ecológicos (e.g., frequência de ocorrência das espécies, abundância relativa, categorias tróficas, identificação das espécies endêmicas e ameaçadas) para suportar suas discussões sobre os remanescentes florestais. Apenas três estudos discordaram com a classificação de sensibilidade proposta por Parker para alguma das espécies amostradas. Nestes os ornitólogos argumentaram que apenas por meio de um estudo em longo prazo seria possível entender o real impacto que a atividade antrópica poderia causar às assembleias de aves amostradas. Por fim, todos os estudos que utilizaram Parker relataram uma elevada riqueza de espécies da categoria baixa (riqueza variando entre 50% a 95% das espécies registradas), seguida pela riqueza de espécies da categoria média sensibilidade (variando entre 4% a 52%). A riqueza de espécies altamente sensíveis foi sempre pequena entre os estudos ou completamente ausente (variando em 0% a 10%) (ANEXO B).

2.4 Discussões

2.4.1 Sensibilidade a distúrbios antrópicos em escala local

Os resultados demonstram que os níveis de sensibilidade de espécies florestais à perda e fragmentação deste habitat não são necessariamente os mesmos na escala Neotropical e local. Comparando os resultados da classificação local com estudos prévios que também testaram os níveis de sensibilidade no domínio da Mata Atlântica é possível identificar uma falta de padrão

para algumas espécies. Por exemplo, *Habia rubica* (tié-do-mato-grosso) foi considerado um bom bioindicador dos efeitos da fragmentação florestal para remanescentes grandes no estado do Rio de Janeiro (PIRATELLI et al., 2008, aproximadamente 650 km a leste das áreas aqui estudadas) e vulnerável à extinção local no estado de Minas Gerais (RIBON et al., 2003, aproximadamente 670 km a nordeste das áreas aqui estudadas). Além disso, esta espécie foi considerada altamente sensível à simplificação da estrutura florestal causada pelo fogo no Parque Estadual do Rio Doce, também no estado de Minas Gerais (LOURES-RIBEIRO et al., 2011, um dos maiores remanescentes florestais da Mata Atlântica do interior, aproximadamente 800 km a nordeste das áreas aqui estudadas). Estes estudos poderiam corroborar com a classificação de Parker que sugere que a espécie é altamente sensível a distúrbios antrópicos. No entanto, em remanescentes florestais do nordeste no estado do Paraná (aproximadamente 500 km a sudoeste das áreas aqui estudadas) esta espécie foi considerada pouco sensível (i.e, baixa sensibilidade) à fragmentação florestal (ANJOS, 2006), assim como os resultados aqui obtidos. Outro exemplo é *Penelope superciliaris* (jacupemba), da qual foi aqui considerada altamente sensível, criticamente ameaçada à extinção local em Ribon et al. (2003), mas foi considerada pouco sensível à simplificação da estrutura florestal em Loures-Ribeiro et al. (2011) e considerada na categoria de média sensibilidade em Parker III et al. (1996).

Uma possível razão para estas variações na sensibilidade é a localização geográfica de cada estudo. Populações de espécies na borda de suas distribuições geográficas podem ser mais sensíveis à fragmentação florestal do que aquelas localizadas no centro de distribuição geográfica (ANJOS, 2006; MENDONÇA et al., 2009; ANJOS et al., 2010), já que o recrutamento de novos indivíduos em populações de remanescentes geograficamente mais periféricos podem ser menores (CHANNELL; LOMOLINO, 2000). Além disso, a composição, configuração e o histórico da paisagem estudada também são fatores que exercem variações na seletividade das populações silvestres (FAHRIG, 2003; BOSCOLO; METZGER, 2009; METZGER et al., 2009; PARDINI et al., 2009; PREVEDELO; VIEIRA, 2010; BOSCOLO; METZGER, 2011; LIRA et al., 2012; MARTENSEN et al., 2012). Assim, cada paisagem poderá apresentar distintos processos seletivos e consequentemente favorecer diferentes espécies (WATSON et al., 2005; NABE-NIELSEN et al., 2010).

Outra fonte de variação entre os diferentes estudos pode ser a falta de padrão na atribuição de critérios ecológicos para a criação de cada nível de sensibilidade. Como já mencionado, Parker

III et al. (1996) não fornece critérios claros em sua classificação. Em Anjos (2006) e Loures-Ribeiro et al. (2011) somente a ocorrência das aves nos locais amostrados (i.e., remanescentes florestais em ANJOS, 2006 e trechos de um mesmo remanescente florestal em LOURES-RIBEIRO et al., 2011) foi utilizado como critério de classificação da sensibilidade. Nestes estudos a ocorrência das aves aos remanescentes maiores e mais preservados em Anjos (2006) e apenas às áreas não perturbadas do Parque Estadual do Rio Doce em Loures-Ribeiro et al. (2011), foram os critérios utilizados para atribuir os maiores níveis de sensibilidade. Já em Piratelli et al. (2008) apesar dos dados de captura das espécies também ter sido considerado para avaliá-las como bioindicadoras dos efeitos da fragmentação florestal, a ocorrência delas nos remanescentes maiores também exerceu influência na classificação final, assim como feito em Anjos (2006). Em Ribon et al. (2003) o nível de ameaça a extinção local para as espécies estudadas foi acessado comparando registros históricos com registros recentes. No entanto, para a presente tese não haviam remanescentes grandes e preservados para utilizá-los como “remanescentes modelos”, não existem registros ornitológicos passados disponíveis e diferentes históricos de degradação e regeneração são encontrados entre os remanescentes (e.g., FERRAZ et al., 2014). Assim, aqui necessariamente outros critérios precisaram ser utilizados para desenvolver a classificação local, do qual teve base nos conhecimentos gerados por todos estes estudos. Este procedimento certamente contribuiu para gerar diferentes níveis de sensibilidade a algumas espécies.

Estudos prévios realizados em escala local ajudam a explicar as diferenças na riqueza de espécies para cada nível de sensibilidade. Em Martensen et al. (2012), onde foram investigadas três paisagens de 108 km² (dentro do domínio da Mata Atlântica) com diferentes quantidades de habitat florestal, foi observado que a riqueza de aves altamente sensíveis de Parker era maior em paisagens com mais de 50% de habitat florestal disponível. Similarmente, numa paisagem de 120 km² com elevada quantidade de habitat florestal, Ribon et al. (2003) observou que a ocorrência de espécies pertencentes a esta categoria era maior (i.e., 18 espécies) numa época em que pressões antrópicas eram menores na área estudada. Assim, considerando que aqui foram estudadas paisagens antrópicas menores (i.e., cinco paisagens com 16 km² cada) e com pouco habitat florestal (i.e., apenas 11%), e que apenas uma espécie considerada altamente sensível em Parker foi registrada, acredita-se que o registro de uma maior riqueza destas espécies só é possível em paisagens menos impactadas e com elevada quantidade de habitat florestal. Outros estudos realizados em grandes reservas florestais protegidas da Mata Atlântica também relataram

uma elevada riqueza destas aves, o que permite corroborar tal argumentação (e.g., mais de 15 espécies altamente sensíveis foram registradas em DEVELEY; MARTENSEN 2006; CARVAZERE et al., 2009; ANTUNES et al., 2013). Logo, é possível entender porque houve a falta de relação da riqueza de espécies alta sensíveis em Parker com o gradiente de distúrbio antrópico existente nos remanescentes florestais.

Em remanescentes florestais inseridos em paisagens antrópicas a riqueza de espécies pertencentes à categoria média sensibilidade de Parker, geralmente possuem números intermediários às das espécies das categorias alta e baixa sensibilidade (e.g., RIBON et al., 2003; FRANZ et al., 2010; ARENDT et al., 2012; MARTENSEN et al., 2012). Apesar de ter sido o resultado aqui observado, foi identificado que as espécies pertencentes a esta categoria englobam desde espécies florestais consideradas comuns em localidades perturbadas (e.g., *Patagioenas picazuro*, *Tangara cayana*, *Brotogeris chiriri*, *Tolmomyias sulphurescens*, *Icterus pyrrhopterus*), como zonas urbanas (e.g., FRANZ et al., 2010; CRUZ; PIRATELLI, 2011; ALEXANDRINO et al., 2013) até espécies consideradas mais vulneráveis à perda de habitat e fragmentação florestal, tais como algumas espécies endêmicas (e.g., *Automolus leucophthalmus*, *Conopophaga lineata*, *Dryophila ferruginea*, *Mackenziaena severa*) e ameaçadas (e.g., *Amazona aestiva*, *Antilophia galeata*, *Campephilus robustus*, *Leptodon cayanensis* e *Penelope superciliaris* consideradas na categoria “quase ameaçada”; *Lanio penicillatus* considerada “em perigo”; *Cyanoloxia brissonii* considerada “vulnerável”). Estas últimas são geralmente observadas em remanescentes grandes e preservados (e.g., ANJOS, 2006; DEVELEY; MARTENSEN, 2006; CARVAZERE et al., 2009; ANTUNES et al., 2013). Logo, considerando os critérios de classificação local para a categoria média sensibilidade, percebe-se que foi graças a ocorrência destas espécies listadas que a riqueza de média sensível de Parker apresentou relação com o gradiente de distúrbio antrópico considerado. É possível corroborar este argumento observando o resultado da classificação local, onde as espécies médias em Parker que são ameaçadas ou endêmicas passaram a ser classificadas na categoria de alta sensibilidade local, enquanto as espécies mais comuns passaram a ser classificadas na categoria de baixa sensibilidade local (Figura 2, Tabela 3). Isto gerou uma baixa riqueza da categoria média local da qual não acompanhou o gradiente de distúrbio antrópico existente nos remanescentes estudados.

Enquanto isso a riqueza de espécies pertencentes à categoria baixa sensibilidade foi elevada, seja utilizando a classificação local quanto utilizando a classificação Neotropical de

Parker. Considerando as espécies com baixa sensibilidade segundo Parker, vários estudos já relataram um elevado número delas em demais exemplos de paisagens antrópicas (e.g., WILLIS; ONIKI, 2002; POZZA; PIRES, 2003; ANJOS, 2006; FRANZ et al., 2010; ARENDT et al., 2012; CRUZ; PIRATELLI, 2011; MARTENSEN et al., 2012; ALEXANDRINO et al., 2013). Martensen et al. (2012) aponta que a maior riqueza de espécies desta categoria foi observada em paisagens com apenas 11% de habitat florestal disponível, ou seja, uma situação ambiental similar ao que foi aqui estudado. Do mesmo modo, Ribon et al. (2003) aponta poucas chances de extinção das espécies desta categoria em áreas antrópicas. Estas referências sugerem que tais espécies sempre serão registradas em grandes números em paisagens antrópicas. No entanto, os resultados aqui observados apontam que mesmo numa classificação de sensibilidade local, a riqueza destas espécies não acompanham a variação do grau de distúrbio antrópico existente nos remanescentes florestais, nem positivamente nem negativamente, assim como a classificação de Parker aponta.

2.4.2 A classificação de Parker como um indicador ecológico.

Espécies e assembleias de aves fazem parte da composição de um sistema ecológico (ANGERMEIER; KARR, 1994; NIEMI; MCDONALD, 2004; KARR, 2006). Se o acesso de uma dada composição biótica for capaz de refletir as condições ambientais existentes em um dado local, bem como for capaz de lançar um diagnóstico seguro sobre as alterações ambientais sofridas neste local, este pode ser considerado um indicador ecológico (DALE; BEYELER, 2001). Do mesmo modo, considera-se um bom indicador ecológico aquele que possui forte sensibilidade (i.e., negativa ou positiva) e respostas previsíveis a estresses ecológicos ou distúrbio antrópicos particulares, e que tais respostas possam ser facilmente compreendidas pelo público geral (DALE; BEYELER, 2001; NIEMI; MCDONALD, 2004). Embora a riqueza de cada nível de sensibilidade da classificação de Parker seja um parâmetro de fácil consulta e teoricamente de fácil interpretação, os efeitos da perda e fragmentação do habitat florestal poderiam ser representadas por tal parâmetro se uma elevada riqueza de aves da categoria alta sensibilidade fosse registrada na área sob investigação. Com isso a classificação de Parker cumpriria os requisitos para ser considerado como indicador ecológico. No entanto, os resultados da presente tese sugerem que tal parâmetro não poderia ser utilizado como indicador ecológico das condições ambientais presentes nos remanescentes florestais em paisagens antrópicas degradadas, pois a

maior parte da população das espécies da categoria alta sensibilidade de Parker provavelmente já desapareceu destas paisagens há anos atrás (e.g., RIBON et al., 2003). Além disso, mesmo que a riqueza de espécies da categoria média sensibilidade de Parker possa apresentar um número viável para análises estatísticas, o uso de um grupo biótico que sofre “moderadamente” com os impactos antrópicos não atinge o pressuposto de um indicador ecológico. Como o nível de sensibilidade à perda e fragmentação florestal pode estar relacionada com a localização da área de estudo (ANJOS, 2006; ANJOS et al., 2010) não é possível assegurar que o nível médio de Parker possa refletir tais efeitos em todas as paisagens antrópicas. Do mesmo modo, a riqueza de aves da categoria de baixa sensibilidade não pode ser usada como indicador ecológico do habitat florestal, uma vez que estas espécies não possuem relação com nenhum tipo específico de condições ambientais.

Os resultados aqui obtidos sugerem que o modo mais seguro para acessar os efeitos da perda e fragmentação florestal numa paisagem antrópica por meio da riqueza de níveis de sensibilidade de aves florestais é a identificação das espécies altamente sensíveis numa escala local (Figura 3). Este procedimento foi o único dentre os demais aqui testados que conseguiu atingir os pressupostos dos indicadores ecológicos (DALE; BEYELER, 2001; CARIGNAN; VILLARD, 2002; NIEMI; MCDONALD, 2004).

2.4.3 O uso da classificação de Parker e os inventários de aves nos EAs

Embora a classificação de Parker tenha sido utilizada em apenas metade dos EAs revisados, a maioria dos ornitólogos que utilizou tal parâmetro o considerou como um indicador ecológico. Do mesmo modo, uma vez que poucos demonstraram preocupação ou discordância com as classificações de Parker, a maioria não percebe a possibilidade das espécies florestais possuírem diferentes níveis de sensibilidade a distúrbios antrópicos em diferentes escalas e locais de estudo. Os usuários também não parecem familiarizados com as recomendações existentes no livro (STOTZ et al., 1996). Embora falte clareza nos pressupostos da classificação de Parker, Stotz et al. (1996) explicam na introdução do livro que esta classificação se destina principalmente à identificação de regiões e habitats com comunidades ameaçadas na região Neotropical, fomentando assim propostas de conservação da natureza. No entanto, os autores também encorajam os usuários a planejarem suas próprias análises ecológicas em escalas locais de estudo, ao invés de apenas consultar o banco de dados do livro.

Entre ornitólogos que usaram a classificação de Parker nos EAs, diferentes argumentos foram apresentados para explicar a riqueza encontrada em cada nível de sensibilidade, bem como explicar o que cada nível de sensibilidade significa. Alguns explicaram que a falta de mais espécies pertencentes à categoria alta sensibilidade em suas áreas estudadas deve-se ao fato destas espécies possuírem populações naturalmente pequenas, ou porque elas são difíceis de serem detectadas em campo, ou porque são ameaçadas de extinção. Do mesmo modo, todos os estudos consideram a presença de espécies pertencentes à categoria baixa sensibilidade como indicativos de uma alta degradação ambiental, não importando a escala de análise em questão. Outra situação observada foi a interpretação de que espécies das categorias média e alta sensibilidade podem indicar condições ambientais do habitat estudado de forma similar, ignorando qualquer possível diferença ecológica existente entre tais níveis. Isto foi observado em estudos em que um pequeno número de espécies altamente sensíveis foi observado em campo. Estas diferentes explicações são provas de que a falta de critérios ecológicos claros na elaboração da classificação de Parker pode gerar diversas interpretações por parte dos usuários, onde uma variedade de conceitos ecológicos (i.e., padrões de raridade, abundância relativa, distribuição espacial, detectabilidade) acaba sendo misturado num mesmo nível, mas com pesos totalmente subjetivos.

O processo AIA é um dos poucos instrumentos internacionalmente reconhecidos, e incorporado nas políticas de várias nações, que buscam prever e minimizar as potenciais consequências negativas das atividades antrópicas no meio ambiente (GLASSON; SALVADOR, 2000; CARROLL; TURPIN, 2002; SLOOTWEG; MOLLINGA, 2010; SÁNCHEZ; CROAL, 2012). Como regra geral, recomenda-se que organizações ambientais apropriadas (i.e., instituições de pesquisa, universidades, órgãos ambientais e organizações não governamentais - ONGs) que mantêm programas de monitoramento e pesquisas sobre a fauna silvestre nos locais sob investigação pelos EAs, sejam consultadas pelos profissionais que realizam tais estudos, o que pode aumentar a qualidade dos diagnósticos ambientais (BYRON, 2000; RAJVANSHI et al., 2010). No entanto, em países onde existem poucas organizações que realizam pesquisas ornitológicas, como é o caso do Brasil, dependendo da localidade em questão, os profissionais consultores que executam os inventários de aves nos EAs acabam tendo pouco suporte externo para discutir seus dados (VASCONCELOS, 2006; STRAUBE et al., 2010). Além disso, considerando que gestores ambientais, políticos e tomadores de decisões, buscam sempre utilizar

indicadores ecológicos facilmente entendíveis pelo público geral (SCHILLER et al., 2001; CARIGNAN; VILLARD, 2002; NIEMI; MCDONALD, 2004), torna-se claro porque os consultores ambientais tentam reconhecer as condições dos ecossistemas e prever o futuro para a fauna e seus habitats por meio de parâmetros ecológicos simples, como é o caso da classificação de Parker. Do mesmo modo, no processo AIA realizado no Brasil, os empreendimentos possuem em média alguns meses para realizar o EA que suporta o pedido das licenças ambientais (CONAMA, 1986; 1997; GLASSON; SALVADOR, 2000; SMA, 2014). Este período curto força a realização de uma amostragem de aves, a análise de seus dados e a elaboração de um relatório final também em um período curto de tempo (VASCONCELOS, 2006; SILVEIRA et al., 2010; STRAUBE et al., 2010). Portanto, este cenário também pode fazer com que muitos ornitólogos utilizem parâmetros de fácil consulta, como a classificação de Parker, ao invés de desenvolver alguma classificação mais local.

O uso constante da classificação de Parker em estudos acadêmicos pode ser outro fator que incentiva o uso deste parâmetro nos EAs. Desde sua publicação a classificação de Parker III et al. (1996) tem sido utilizado em vários estudos acadêmicos, como uma variável dependente no teste dos efeitos da fragmentação e das características da paisagem nas assembleias de aves (e.g., BARLOW et al., 2002, 2006; PETIT; PETIT, 2003; BARLOW; PERES, 2004; UEZU et al., 2005; MATLOCK Jr.; EDWARDS, 2006; FEELEY et al., 2007; ROMPRÉ et al., 2007; HANSBAUER et al., 2008b; HAWES et al., 2008; LEES; PERES, 2008, 2010; MARTENSEN et al., 2008, 2012; BANKS-LEITE et al., 2010, 2013; FERRAZ et al., 2012), como um parâmetro para suportar discussões sobre os efeitos dos distúrbios antrópicos na comunidade de aves e nas condições ambientais dos habitats (e.g., WOLTMANN, 2003; GRESSLER, 2008; OOSTRA et al., 2008; GIACOMO; CASENAVE, 2010; MANICA et al., 2010; LOBO-ARAÚJO et al., 2013) e utilizado para caracterizar a comunidade de aves de um dado local (e.g., MATLOCK Jr. et al., 2002; TEJEDA-CRUZ; SUTHERLAND, 2004; MAGALHÃES et al., 2007; RODRIGUES et al., 2007; FRANZ et al., 2010; CREMER et al., 2011; MANHÃES; LOURES-RIBEIRO, 2011; PEREIRA; AZEVEDO JUNIOR, 2011; ARENDT et al., 2012; LYRA-NEVES et al., 2012; NUNES; MACHADO, 2012). No entanto, um parâmetro ecológico frequentemente presente na literatura científica não significa que ele é adequado a todos os tipos de avaliação ambientais (DALE; BEYELER, 2001; CARIGNAN; VILLARD, 2002). Ignorar este fato durante a

elaboração de um EA pode colocar em risco a interpretação do real impacto que a atividade antrópica pode causar à vida selvagem e aos habitats naturais (e.g., THOMPSON et al., 1997).

Por fim, considerando os resultados aqui obtidos e levando em consideração que as EAs são frequentemente conduzidos em paisagens antrópicas (e também longe de áreas com extensas áreas florestais preservadas, ver ANEXO C) discorda-se que análises ambientais feitas por meio da classificação de Parker possam conceder suporte adequado para tomadas de decisões. Sugere-se também que a classificação de Parker não seja utilizada com um indicador ecológico em futuros EAs a serem realizados em paisagens antrópicas. Da mesma forma, é necessário alertar que os níveis de sensibilidade locais aqui obtidos para cada espécie não são replicáveis a outras paisagens ou escalas de estudo. No entanto, encoraja-se que profissionais busquem as respostas das aves aos diferentes distúrbios antrópicos em escala local, favorecendo assim uma melhor avaliação das condições ambientais nos remanescentes florestais sob investigação.

Numa época em que há um crescente interesse pelos potenciais serviços ecossistêmicos prestados por remanescentes florestais inseridos em paisagens antrópicas (e.g., UEZU et al., 2008; TABARELLI et al., 2010; MUÑOZ et al., 2013; MELO et al., 2013; FERRAZ et al., 2014), é necessário que consultores ambientais, biólogos de campo, bem como gestores ambientais e tomadores de decisões, tenham certeza que os métodos de análises adotados para a interpretação dos impactos no ambiente sejam de fato úteis para suportar suas decisões (WALSH et al., 2015). Caso contrário, predições errôneas sobre os impactos das atividades antrópicas continuarão sendo comuns em EAs (e.g., THOMPSON et al., 1997).

2.5 Conclusões

- 1) Os níveis de sensibilidade a distúrbios antrópicos em escala local para aves ocorrentes em remanescentes florestais inseridos numa paisagem antrópica não são necessariamente os mesmos propostos pela classificação Neotropical de Parker III et al. (1996).
- 2) Em remanescentes florestais inseridos numa paisagem antrópica apenas a riqueza de aves consideradas altamente sensíveis em escala local atinge os pressupostos dos indicadores ecológicos.
- 3) A classificação de Parker não deve ser utilizada como indicador ecológico para remanescentes florestais inseridos em paisagens antrópicas degradadas, uma vez que ela não cumpre os pressupostos teóricos necessários.

- 4) A falta de critérios ecológicos claros na elaboração da classificação de Parker pode gerar diversas interpretações por parte dos usuários, o que pode colocar em risco reais interpretações sobre os impactos antrópicos aos habitats naturais durante a elaboração dos estudos ambientais.

Referências

- ALEXANDRINO, E.R. **Amostragem de avifauna urbana por meio de pontos fixos: verificando a eficiência do método**. 2010. 97 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.
- ALEXANDRINO, E.R.; BOVO, A.A.A.; LUZ, D.T.A.; COSTA, J.C.; BETINI, G.S.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; COUTO, H.T.Z. Aves do campus “Luiz de Queiroz” (Piracicaba/SP) da Universidade de São Paulo: mais de 10 anos de observações neste ambiente antrópico. **Atualidades Ornitológicas**, Ivaiporã, n. 173, p. 40-52, maio/jun. 2013.
- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Berlin, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALVES, M.Z. **Caracterização da comunidade de mamíferos de médio e grande porte em paisagem agrícola fragmentada**. 2012. 95 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.
- ANGERMEIER, P.L.; KARR, J.R. Biological integrity versus biological diversity as policy directives. **BioScience**, Washington, v. 44, n. 10, p. 690-697, Nov. 1994.
- ANJOS, L. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 38, n. 2, p. 229-234, Mar. 2006.
- ANJOS, L.; BOÇON, R. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. **Wilson Bulletin**, Lawrence, v. 111, n. 3, p. 397-414, Sept. 1999.
- ANJOS, L.; HOLT, R.; ROBINSON, S. Position in the distributional range and sensitivity to forest fragmentation in birds: a case history from the Atlantic forest, Brazil. **Bird Conservation International**, Cambridge, v. 20, n. 4, p. 392-399, Dec. 2010.
- ANJOS, L.; ZANETTE, L.; LOPES, E.V. Effects of fragmentation on the bird guilds of the Atlantic Forest in North Paraná, Southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, Washington, v. 15, p. 137-144, 2004. Supplement.
- ANJOS, L.; BOCHIO, G.M.; SILVA, J.V.C.E.; MCCRATE, G. Sobre o uso de níveis de sensibilidade de aves à fragmentação florestal na avaliação da integridade biótica: um estudo de caso no norte do Estado do Paraná, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 28-36, mar. 2009.

- ANJOS, L.; COLLINS, C.D.; HOLT, R.D.; VOLPATO, G.H.; MENDONÇA, L.B.; LOPES, E.V.; BOÇON, R.; BISHEIMER, M.V.; SERAFINI, P.P.; CARVALHO, J. Bird species abundance: occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 144, n. 9, p. 2213–2222, Sept. 2011.
- ANTUNES, A.Z.; SILVA, B.G.; MATSUKUMA, C.K.; ESTON, M.R.; SANTOS, A.M.R. Birds from Carlos Botelho Park state of São Paulo southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 13, n. 2, p. 124-140, 2013.
- ARENDT, W.J.; TÓRREZ, M.; VÍLCHEZ, S. Diversidad de aves en agropaisajes en la region norte de Nicaragua. **Ornitologia Neotropical**, Washington, v. 23, n. 1, p. 113-131, 2012.
- AWADE, M.; METZGER, J.P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology**, Carlton, v. 33, n. 7, p. 863-871, Nov. 2008.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R.M.; METZGER, J.P. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. **Oikos**, Copenhagen, v. 119, n. 6, p. 918-926, June 2010.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R.M.; METZGER, J.P. The confounded effects of habitat disturbance at the local, patch and landscape scale on understorey birds of the Atlantic Forest: Implications for the development of landscape-based indicators. **Ecological Indicators**, Kiel, v. 31, p. 82-88, Aug. 2013.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R.M.; KAPOV, V.; MARTENSEN, A.C.; METZGER, J.P. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 48, n. 3, p. 706-714, June 2011.
- BARLOW, J.; PERES, C.A. Avifaunal responses to single and recurrent wildfires in Amazonian forests. **Ecological Applications**, Tempe, v. 14, n. 5, p. 1358-1373, 2004.
- BARLOW, J.; HAUGAASEN, T.; PERES, C.A. Effects of ground fires on understorey bird assemblages in Amazonian forests. **Biological Conservation**, Essex, v. 105, n. 2, p. 157-169, 2002.
- BARLOW, J.; PERES, C.A.; HENRIQUES, L.M.P.; STOUFFER, P.C.; WUNDERLE, J.M. The responses of understorey birds to forest fragmentation, logging and wildfires: an Amazonian synthesis. **Biological Conservation**, v. 128, n. 2, p. 182-192, Mar. 2006.
- BENCKE, G.A.; MAURICIO, G.N.; DEVELEY, P.F.; GOERCK, J.M. **Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil**. São Paulo: SAVE, 2006. pt. 1: Estados do domínio da Mata Atlântica, 494p.

BIBBY, C.J.; BURGESS, N.D.; HILL, D.A.; MUSTOE, S.H. **Bird census techniques**. 2nd ed. San Diego: Academic Press, 2000. 302 p.

BOSCOLO, D.; METZGER, J.P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 24, n. 7, p. 907-918, Aug. 2009.

_____. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, Copenhagen, v. 34, n. 6, p. 1018-1029, Dec. 2011.

BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE, M.; METZGER, J.P. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 40, n. 3, p. 273-276, May 2008.

BRADFORD, D.F.; FRANSON, S.E.; NEALE, A.C.; HEGGEM, D.T.; MILLER, G.R.; CANTERBURY, G.E. Bird species assemblages as indicators of biological integrity in Great Basin rangeland. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 49, n. 1, p. 1-22, Jan. 1998.

BRESSAN, P.M.; KIERULFF, M.C.M.; SUGIEDA, A.M. **Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo**. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo; Secretaria do Meio Ambiente, 2009. 645 p.

BRITO, D.; AMBAL, R.G.; BROOKS, T.; SILVA, N.; FOSTER, M.; HAO, W.; HILTON-TAYLOR, C.; PAGLIA, A.; RODRÍGUEZ, J.P.; RODRÍGUEZ, J.C. How similar are national red lists and the IUCN Red List? **Biological Conservation**, Essex, v. 143, n. 5, p. 1154-1158, May 2010

BROOKS, T.M.; PIMM, S.L.; OYUGI, J.O. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. **Conservation Biology**, Boston, v. 13, n. 5, p. 1140-1150, Oct. 1999.

BYRON, H. **Biodiversity and environmental impact assessment: a good practice guide for road schemes**. Sandy: The RSPB; WWF-UK; English Nature and the Wildlife Trusts, 2000. 120 p.

CANDIDO JR., J.F. The Edge Effect in a forest bird community in Rio Claro, Sao Paulo State, Brazil. **Ararajuba**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 1, p. 9-16, Jun. 2000.

CANTERBURY, G.E.; MARTIN, T.E.; PETIT, D.R.; PETIT, L.J.; BRADFORD, D.F. Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 2, p. 544-558, Apr. 2000.

CARIGNAN, V.; VILLARD, M. A. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v.78, n.1, p. 45-61. Aug. 2002.

CARREIRA, D.C. **Chuva de sementes sob árvores isoladas em pastagens próximas a fragmentos florestais**. 2013. 66 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura e Ambiente) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de São Carlos, Araras, 2013.

CARROLL, B.; TURPIN, T. **Environmental impact assessment handbook: a practical guide for planners, developers and communities**. London: Thomas Telford, 2002. 177 p.

CASSIANO, C.C. **O papel dos remanescentes florestais na manutenção da qualidade da água em microbacias agrícolas**. 2013. 115 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

CASSIANO, C.C.; FERRAZ, S.F.B.; MOLIN, P.G.; VOIGTLAENDER, M.; FERRAZ, K.M.P.M.B. Spatial assessment of water-related ecosystem services to prioritize restoration of forest patches. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 11, n. 2, p. 176-180, dez. 2013.

CAVARZERE, V.; MORAES, G.P.; DONATELLI, R.J. Avifauna of caetetus ecological station, interior of São Paulo, Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 49, n. 35, p. 477-485, 2009.

CAVARZERE, V.; MORAES, G.P.; DALBETO, A.C.; MACIEL, F.D.G.; DONATELLI, R.J. Birds from cerrado woodland, an overlooked forest of the Cerrado region, Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 51, n. 17, p. 259-273, 2011.

CHAMBERS, S.A. **Birds as environmental indicators: review of literature**. Melbourne: Parks Victoria, 2008. 53 p. (Technical Series, 55).

CHANG, T.; NIELSEN, E.; AUBERLE, W.; SOLOP, F.I. A quantitative method to analyze the quality of EIA information in wind energy development and avian/bat assessments. **Environmental Impact Assessment Review**, New York, v. 38, p. 142-150, Jan. 2013.

CHANNELL, R.; LOMOLINO, M. V. Dynamic biogeography and conservation of endangered species. **Nature**, London, v. 403, p. 84–86. 2000

CHAZDON, R.L.; LETCHER, S.G.; BREUGEL, M.V.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; FINEGAN, B. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences**, London, v. 362, n. 1478, p. 273-289, Feb. 2007.

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. **Listas das aves do Brasil**. 11. ed. 2014. Disponível em: <www.cbro.org.br/CBRO/index.htm>. Acesso em: 18 jul. 2014.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE - CONSEMA. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/consema/category/audiencias-publicas>>. Acesso em: 18 jan. 2014.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução n. 001 de 23 de janeiro de 1986**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html>>. Acesso em: 20 ago. 2014.

_____. Resolução n. 237 de 19 de dezembro de 1997. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res97/res23797.html>>. Acesso em: 20 ago. 2014.

CREMER, M.J.; CERCAL, E.J.; AGE, E.C.; GROSE, A.V. A avifauna de planícies de maré sob influência antrópica na Baía da Babitonga, norte de Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, São Paulo, v. 19, n. 4, p. 498-504, 2011.

CRUZ, B.B.; PIRATELLI, A.J. Avifauna associated to an urban extend of the Sorocaba River, Southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 4, p. 255-264, out./dez. 2011.

DALE, V.H.; BEYELER, S.C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, Kiel, v. 1, n. 1, p. 3-10, Aug. 2001.

DEMÉTRIO, C.G.B.; HINDE, J.; MORAL, R.A. Models for overdispersed data in entomology. In: FERREIRA, C.P.; GODOY, W.A.C. (Ed.). **Ecological modelling applied to entomology**. Cham: Springer, 2014. chap. 9, p. 219-259.

DEVELEY, P.F.; CAMARGO MARTENSEN, A. Birds of Morro Grande Reserve (Cotia, SP). **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 2, p. 1-16, 2006.

DEWALT, S.J.; MALIAKAL, S.K.; DENSLOW, J.S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 182, n. 1/3, p. 139-151, Sept. 2003.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 67, n. 3, p. 345-366, Aug. 1997.

DURÃES, R.; CARRASCO, L.; SMITH, T.B.; KARUBIAN, J. Effects of forest disturbance and habitat loss on avian communities in a Neotropical biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, Essex, v. 166, p. 203-211, Oct. 2013.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, 2003.

FEELEY, K.J.; GILLESPIE, T.W.; LEBBIN, D.J.; WALTER, H. S. Species characteristics associated with extinction vulnerability and nestedness rankings of birds in tropical forest fragments. **Animal Conservation**, Cambridge, v. 10, n. 4, p. 493-501, Nov. 2007.

FERRAZ, K.M.P.M.B.; SIQUEIRA, M.F.; ALEXANDRINO, E.R.; LUZ, D.T.A.; COUTO, H.T.Z. Environmental suitability of a highly fragmented and heterogeneous landscape for forest bird species in southeastern Brazil. **Environmental Conservation**, Cambridge, v. 39, n. 4, p. 316-324, Dec. 2012.

FERRAZ, S.F.B.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; CASSIANO, C.C.; BRANCALION, P.H.; LUZ, D.T.A.; AZEVEDO, T.N.; TAMBOSI, L.; METZGER, J.P. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 29, n. 2, p. 187-200, Feb. 2014.

FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.K. Global consequences of land use. **Science**, New York, v. 309, n. 5734, p. 570-574, July 2005.

FRANZ, I.; CAPPELATTI, L.; BARROS, M.P. Bird community in a forest patch isolated by the urban matrix at the Sinos River basin, Rio Grande do Sul State, Brazil, with comments on the possible local defaunation. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 70, n. 4, p. 1137-1148, dez. 2010.

GARCIA, J.G.; ANTONELLO, S.L.; MAGALHÃES, M.G.M. The environmental atlas of the Corumbataí watershed. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 58, p. 73-78, abr. 2006.

GÄRDENFORS, U.; HILTON-TAYLOR, C.; MACE, G.M.; RODRÍGUEZ, J.P. The application of IUCN Red List criteria at regional levels. **Conservation Biology**, Boston, v. 15, n. 5, p. 1206-1212, Oct. 2001.

GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; ARAUJO, I.S.; ÁVILA-PIRES, T.C.; BONALDO, A.B.; COSTA, J.E.; ESPOSITO, M.C.; FERREIRA, L.V.; HAWES, J.; HERNANDEZ, M.I.M.; HOOGMOED, M.S.; LEITE, R.N.; LO-MAN-HUNG, N.F.; MALCOLM, J.R.; MARTINS, M.B.L.; MESTRE, A.M.; MIRANDA-SANTOS, R.; OVERAL, W.L.; PARRY, L.; PETERS, S.L.; RIBEIRO-JUNIOR, M.A.; SILVA, M.N.F.; SILVA MOTTA, C.; PERES, C.A. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. **Ecology Letters**, Oxford, v. 11, n. 2, p. 139-150, Feb. 2008.

GIACOMO, A.S.D.; CASENAVE, J.L. D. Use and importance of crop and field-margin habitats for birds in a Neotropical agricultural ecosystem. **The Condor**, Los Angeles, v. 112, n. 2, p. 283-293, 2010.

GLASSON, J.; SALVADOR, N.N.B. EIA in Brazil: A procedures-practice gap. A comparative study with reference to the European Union, and especially the UK. **Environmental Impact Assessment Review**, New York, v. 20, n. 2, p. 191-225, 2000.

GOERCK, J.M. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. **Conservation Biology**, Boston, v. 11, n. 1, p. 112-118, Feb. 1997.

GRESSLER, D.T. Effects of habitat fragmentation on grassland bird communities in a private farmland in the Pampa biome. **Revista Brasileira De Ornitologia**, São Paulo, v. 16, n. 4, p. 316-322, dez. 2008.

HANSBAUER, M.M.; STORCH, I.; PIMENTEL, R.G.; METZGER, J.P. Comparative range use by three Atlantic Forest understorey bird species in relation to forest fragmentation. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 24, p. 291-299, May 2008b.

HANSBAUER, M.M.; STORCH, I.; LEU, S.; NIETO-HOLGUIN, J-P.; PIMENTEL, R.G.; KNAUER, F.; METZGER, J.P. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic rainforest. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 3, p. 782-791, Mar. 2008a.

HAWES, J.; BARLOW, J.; GARDNER, T.A.; PERES, C.A. The value of forest strips for understorey birds in an Amazonian plantation landscape. **Biological Conservation**, Essex, v.141, n.9, p. 2262-2278, 2008.

HENLE, K.; DAVIES, K.F.; KLEYER, M.; MARGULES, C.; SETTELE, J. Predictors of species sensitivity to fragmentation. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 13, n. 1, p. 207-251, Jan. 2004.

HOCKEY, P.A.R.; CURTIS, O.E. Use of Basic biological information for rapid prediction of the response of species to habitat loss. **Conservation Biology**, Boston, v. 23, n. 1, p. 64-71, Feb. 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais. **Estatísticas de Rio Claro**. Disponível em: <<http://cod.ibge.gov.br/8Q86>>. Acesso em: 15 fev. 2015a.

_____. **Estatísticas de Charqueada**. Disponível em: <<http://cod.ibge.gov.br/71NV>>. Acesso em: 15 fev. 2015b.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Instrução normativa n. 146 de 10 de janeiro de 2007**. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/sisbio/images/stories/instrucoes_normativas/IN146_2007_Empreendimentos.pdf>. Acesso em: 20 ago. 2014.

KARR, J.R. Seven foundations of biological monitoring and assessment. **Biologia Ambientale**, Trieste, v. 20, n. 2, p. 7-18, 2006.

KOLHOFF, A.; SCHIJF, B.; VERHEEM, R.; SLOOTWEG, R. Environmental assessment. In: SLOOTWEG, R.; RAJVANSI, A.; MATHUR, V.B.; KOLHOFF, A. (Ed.). **Biodiversity in environmental assessment: enhancing ecosystem services for human well-being**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010. chap. 5, p. 125-153.

KRONKA, F.J.N.; NALON, M.A.; MATSUKUMA, C.K.; KANASHIRO, M.M.; YWANE, M.S.S.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L.M.P.R.; GUILLAUMON, J.R.; BAITELLO, J.B.; BORGO, S.C.; MANETTI, L.A.; BARRADAS, A.M.F.; FUKUDA, J.C.; SHIDA, C.N.; MONTEIRO, C.H.B.; PONTINHA, A.A.S.; ANDRADE, G.G.; BARBOSA, O.; SOARES, A.P. **Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; Instituto Florestal; Imprensa Oficial, 2005. 200 p.

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

LEES, A.C.; PERES, C.A. Avian life-history determinants of local extinction risk in a hyper-fragmented Neotropical forest landscape. **Animal Conservation**, Oxford, v. 11, n. 2, p. 128-137, Apr. 2008.

_____. Habitat and life history determinants of antbird occurrence in variable-sized Amazonian forest fragments. **Biotropica**, Washington, v. 42, n.5, p. 614-621, 2010.

LIMA, L.M. **Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação**. 2013. 513p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.

LIRA, P.K.; EWERS, R.M.; BANKS-LEITE, C.; PARDINI, R.; METZGER, J.P. Evaluating the legacy of landscape history: extinction debt and species credit in bird and small mammal assemblages in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Applied Ecology**, Cambridge, v. 49, n. 6, p. 1325-1333, Dec. 2012.

LOBO-ARAÚJO, L.W.; TOLEDO, M.T.; EFE, M.A.; MALHADO, A.; VITAL, M.V.; TOLEDO-LIMA, G.S.; MACARIO, P.; SANTOS, J.G.; LADLE, R.J. Bird communities in three forest types in the Pernambuco Centre of Endemism, Alagoas, Brazil. **Iheringia Serie Zoologia**, Porto Alegre, v. 103, n. 2, p. 85-96, jun. 2013.

LOURES-RIBEIRO, A.; MANHAES, M.A.; DIAS, M.M. Sensitivity of understory bird species in two different successional stages of the lowland Atlantic Forest, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 83, n. 3, p. 973-980, set. 2011.

LUZ, D.T.A. **Ecologia trófica em matrizes agrícolas: uso da ferramenta isotópica para conservação de aves em ambientes antrópicos**. 2013. 159 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

LYRA-NEVES, R.M.; TELINO JR., W.R.; LARRAZ, M.E.L. The birds of the talhado do Sao Francisco natural monument in the semi-arid Brazilian Northeast. **Revista Brasileira de Ornitologia**, São Paulo, v. 20, n. 3, p. 268-289, set. 2012.

MAGALHÃES, V.S.; AZEVEDO JÚNIOR, S.M.D.; LYRA-NEVES, R.M.D.; TELINO-JÚNIOR, W.R.; SOUZA, D.P.D. Biology of birds captured in an Atlantic Forest fragment at Igarassu, Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 24, n. 4, p. 950-964, dez. 2007.

MANGUEIRA, J.R.S.A. **A regeneração natural como indicadora de conservação, de sustentabilidade e como base do manejo adaptativo de fragmentos florestais remanescentes inseridos em diferentes matrizes agrícolas**. 2012. 127 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

MANHÃES, M.A.; LOURES-RIBEIRO, A. Avifauna da Reserva Biológica Municipal Poço D'Anta, Juiz de Fora, MG. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 3, p. 275-286, set. 2011.

MANICA, L.T.; TELLES, M.; DIAS, M.M. Bird richness and composition in a Cerrado fragment in the State of São Paulo. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 70, n. 2, p. 243-254, May 2010.

MANU, S.; PEACH, W.; CRESSWELL, W. The effects of edge, fragment size and degree of isolation on avian species richness in highly fragmented forest in West Africa. **Ibis**, London, v. 149, n. 2, p. 287-297, Apr. 2007.

MARINI, M.A. Bird movement in a fragmented Atlantic Forest landscape. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Lisse, v. 45, n. 1, p. 1-10, 2010.

MARTENSEN, A.C.; PIMENTEL, R.G.; METZGER, J.P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 9, p. 2184-2192, Sept. 2008.

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

MARTIN, P.A.; NEWTON, A.C.; BULLOCK, J.M. Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. **Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences**, London, v. 280, n. 1773, p. 1 -8, Dec. 2013.

MATLOCK JR., R.B.; EDWARDS, P.J. The influence of habitat variables on bird communities in forest remnants in Costa Rica. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 15, n. 9, p. 2987-3016, 2006.

MATLOCK JR., R.B.; ROGERS, D.; EDWARDS, P.J.; MARTIN, S.G. Avian communities in forest fragments and reforestation areas associated with banana plantations in Costa Rica. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 91, n. 1/3, p. 199-215, Sept. 2002.

MCCULLAGH, P., NELDER, J.A. **Generalized linear models**. London: Chapman and Hall, 1989. 532 p.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. **PC-ORD**: multivariate analysis of ecological data. Gleneden Beach: MJM Software Design, 1997. 28 p.

MELO, F.P.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L.; MARTINEZ-RAMOS, M.; TABARELLI, M. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 28, n. 8, p. 462-468, Aug. 2013.

MENDONCA, L.B.; LOPES, E.V.; ANJOS, L. On the possible extinction of bird species in the Upper Parana River floodplain, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 69, n. 2, p. 747-755, June 2009.

METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; DIXO, M.; BERNACCI, L.C.; RIBEIRO, M.C.; TEIXEIRA, A.M.G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1166-1177, June 2009.

MILNER-GULLAND, E.J.; KREUZBERG-MUKHINA, E.; GREBOT, B.; LING, S.; BYKOVA, E.; ABDUSALAMOV, I.; BEKENOV, A.; GÄRDENFORS, U.; HILTON-TAYLOR, C.; SALNIKOV, V.; STOGOVA, L. Application of IUCN red listing criteria at the regional and national levels: a case study from central Asia. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 15, n. 6, p. 1873-1886, June 2006.

MODENA, E.S.; RODRIGUES, M.; SOUZA, A.L.T. Trophic structure and composition of an understory bird community in a succession gradient of Brazilian Atlantic forest. **Ornithologia**, Cabedelo, v. 6, n. 1, p. 78-88, Dec. 2013.

MOTTA-JUNIOR, J.C.; GRANZINOLLI, M.A.M.; DEVELEY, P.F. Birds of the Estacao Ecologica de Itirapina, State of Sao Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n. 3, p. 207-227, 2008.

MUÑOZ, J.C.; AERTS, R.; THIJS, K.W.; STEVENSON, P.R.; MUYS, B.; SEKERCIOGLU, C.H. Contribution of woody habitat islands to the conservation of birds and their potential ecosystem services in an extensive Colombian rangeland. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 173, p. 13-19, July 2013.

NABE-NIELSEN, J.; SIBLY, R.M.; FORCHHAMMER, M.C.; FORBES, V.E.; TOPPING, C.J. The effects of landscape modifications on the long-term persistence of animal populations. **Plos One**, San Francisco, v. 5, n. 1, p. 1-7, Jan. 2010.

NIEMI, G.J.; MCDONALD, M.E. Application of ecological indicators. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**. Palo Alto, v. 35, p. 89-111, June 2004.

NUNES, C.E.C.; MACHADO, C.G. Avifauna de duas áreas de caatinga em diferentes estados de conservação no Raso da Catarina, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, São Paulo, v. 20, n. 3, p. 215-229, 2012.

OOSTRA, V.; GOMES, L.G.L.; NIJMAN, V. Implications of deforestation for the abundance of restricted-range bird species in a Costa Rican cloud-forest. **Bird Conservation International**, Cambridge, v. 18, n. 1, p. 11-19, Mar. 2008.

ORMEROD, S.J.; TYLER, S.J. Birds as indicators of changes in water quality. In: FURNESS, R.W.; GREENWOOD, J.J.D. (Ed.). **Birds as monitors of environmental change**. London: Chapman & Hall, 1993. chap. 5, p. 179-216.

PARDINI, R.; SOUZA, S.M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J.P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, Essex, v. 124, n. 2, p. 253–266, 2005.

PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G.M.; LAPS, R.R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M.L.B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1178-1190, June 2009.

PARKER III, T.A.; STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W. Ecological and distributional databases. In: STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W.; PARKER III, T.A.; MOSKOVITS, D.K. (Ed.). **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: The University of Chicago Press, 1996. chap. 4, p. 111–410.

PAULA, F.R.; GERHARD, P.; WENGER, S.J.; FERREIRA, A.; VETTORAZZI, C.A.; FERRAZ, S.F.B. Influence of forest cover on in-stream large wood in an agricultural landscape of southeastern Brazil: a multi-scale analysis. **Landscape ecology**, Dordrecht, v. 28, n. 1, p. 13-27, 2013.

PEREIRA, G.A.; AZEVEDO JÚNIOR, S.M. Estudo comparativo entre as comunidades de aves de dois fragmentos florestais de caatinga em Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, São Paulo, v. 19, n. 1, p. 22-31, 2011.

PETIT, L.J.; PETIT, D.R. Evaluating the importance of human-modified lands for Neotropical bird conservation. **Conservation Biology**, Boston, v. 17, n. 3, p. 687-694, June 2003.

PIRATELLI, A.; SOUSA, S.D.; CORRÊA, J.S.; ANDRADE, V.A.; RIBEIRO, R.Y.; AVELAR, L.H.; OLIVEIRA, E.F. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 68, n. 2, p. 259-268, May 2008.

POZZA, D.D.; PIRES, J.S.R. Bird communities in two fragments of semideciduous forest in rural Sao Paulo State. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 63, n. 2, p. 307-319, May 2003.

PREVEDELLO, J.A.; VIEIRA, M.V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 19, n. 5, p. 1205-1223, May 2010.

RAJVANSI, A.; MATHUR, V.B.; SLOOTWEG, R. Biodiversity in environmental impact assessment. In: SLOOTWEG, R.; RAJVANSI, A.; MATHUR, V.B.; KOLHOFF, A. (Ed.). **Biodiversity in environmental assessment: enhancing ecosystem services for human well-being**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010. chap. 6, p. 154-204.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 30 set. 2014.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, June 2009.

RIBON, R.; SIMON, J.E.; DE MATTOS, G.T. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. **Conservation Biology**, Boston, v. 17, n. 6, p. 1827-1839, Dec. 2003.

RODRIGUES, R.C.; ARAUJO, H.F.; LYRA-NEVES, R.M.; TELINO-JÚNIOR, W.R.; BOTELHO, M.C.N. Caracterização da avifauna na área de proteção ambiental de Guadalupe, Pernambuco. **Ornithologia**, Cabedelo, v. 2, n. 1, p. 47-61, 2010.

ROMPRÉ, G.; ROBINSON, W.D.; DESROCHERS, A.; ANGEHR, G. Environmental correlates of avian diversity in lowland Panama rain forests. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 34, n. 5, p. 802-815, 2007.

SABINO, A.P.S. **Composição florística e estrutural de bordas de fragmentos florestais inseridos em matrizes agrícolas**. 2012. 73 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura e Ambiente) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2012.

SÁNCHEZ, L.E.; CROAL, P. Environmental impact assessment, from Rio-92 to Rio+20 and beyond. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 15, n. 3, p. 41-54, 2012.

SÁNCHEZ, L.E.; SILVA-SÁNCHEZ, S.S. Tiering strategic environmental assessment and project environmental impact assessment in highway planning in São Paulo, Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, New York, v. 28, n. 7, p. 515-522, Oct. 2008.

SANTOS, B.A.; PERES, C.A.; OLIVEIRA, M.A.; GRILLO, A.; ALVES-COSTA, C.P.; TABARELLI, M. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, p. 249–260, 2008.

SCHILLER, A.; HUNSAKER, C.T.; KANE, M.A.; WOLFE, A.K.; DALE, V.H.; SUTER, G.W.; RUSSELL, C.S.; PION, G.; JENSEN, M.H.; KONAR, V.C. Communicating ecological indicators to decision makers and the public. **Conservation Ecology**, Ottawa, v. 5, n. 1, p. 1-19 June 2001.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE - SMA. **Resolução SMA n.14, de 25 de fevereiro de 2014**. Disponível em:

<<http://www.ambiente.sp.gov.br/legislacao/files/2014/05/RESOLUCAO-SMA-49-28052014.pdf>>. Acesso em: 20 ago. 2014.

SEKERCIOGLU, C.H. Increasing awareness of avian ecological function. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 21, n. 8, p. 464-471, Aug. 2006.

_____. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. **Journal of Ornithology**, Heidelberg, v. 153, p. S153-S161, Aug. 2012.

SILVA, J.M.C.; BATES, J.M. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical Savanna hotspot. **Bioscience**, Washington, v. 52, n. 3, p. 225-233, Mar. 2002.

SILVA, J.M.C.; CASTELETTI, C.H.M. Status of the biodiversity of the Atlantic forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (Ed.). **State of the hotspots: the Atlantic Forest of South America; biodiversity status, threats, and outlook**. Washington: Island Press, 2003. chap. 5, p. 43-59.

SILVA, J.M.C.; SOUSA, M.C.; CASTELLETTI, C.H.M. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic forest, South America. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 13, n. 1, p. 85-92, Jan. 2004.

SILVEIRA, L.F.; BENEDICTO, G.A.; SCHUNCK, F.; SUGIEDA, A.M. Aves. In: BRESSAN, P.M.; KIERULFF, M.C.M.; SUGIEDA, A.M. **Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo**. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo; Secretaria do Meio Ambiente, 2009. p. 87-283.

SILVEIRA, L.F.; BEISIEGEL, B.M.; CURCIO, F.F.; VALDUJO, P.H.; DIXO, M.; VERDADE, V.K.; MATTOX, G.M.T.; CUNNINGHAM, P.T.M. What use do fauna inventories serve? **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 24, n. 68, p. 173-207, 2010.

SLOOTWEG, R.; MOLLINGA, P.P. The impact assessment framework. In: SLOOTWEG, R.; RAJVANSI, A.; MATHUR, V.B.; KOLHOFF, A. (Ed.). **Biodiversity in environmental assessment: enhancing ecosystem services for human well-being**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010. chap. 4, p. 87-124.

STOUFFER, P.C.; STRONG, C.; NAKA, L.N. Twenty years of understorey bird extinctions from Amazonian rain forest fragments: consistent trends and landscape-mediated dynamics. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 15, n. 1, p. 88-97, Jan. 2009.

STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W.; PARKER III, T.A.; MOSKOVITS, D.K. **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: The University of Chicago Press, 1996. 478 p.

STRATFORD, J.A.; STOUFFER, P.C. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. **Conservation Biology**, Boston, v. 13, n. 6, p. 1416-1423, Dec. 1999.

STRAUBE, F.C.; VASCONCELOS, M.F.; URBEN-FILHO, A.; CÂNDIDO-JR., J.F. Protocolo mínimo para levantamentos de avifauna em estudos de impacto ambiental. In: MATTER, S.V.; STRAUBE, F.C.; ACCORDI, I.; PIACENTINI, V.; CÂNDIDO-JR., J.F. **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. chap. 9, p. 237-254.

SUTHERLAND, W.J.; NEWTON, I.; GREEN, R.E. **Bird ecology and conservation: a handbook of techniques**. Oxford: Oxford University Press. 2004. 386 p.

SYRBE, R-U.; MICHEL, E.; WALZ, U. Structural indicators for the assessment of biodiversity and their connection to the richness of avifauna. **Ecological Indicators**, Kiel, v. 31, p. 89-98, Aug. 2013.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V.; RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; PERES, C.A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, Essex, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, Oct. 2010.

TEJEDA-CRUZ, C.; SUTHERLAND, W.J. Bird responses to shade coffee production. **Animal Conservation**, Oxford, v. 7, p. 169-179, May 2004.

TEMPLE, S.A.; WIENS, J.A. Bird populations and environmental changes: can bird be bio-indicators? **American Birds**, New York, v. 43, n. 2, p. 260-270, 1989.

TERESA, F.B.; ROMERO, R.M.; CASATTI, L.; SABINO, J. Fish as indicators of disturbance in streams used for snorkeling activities in a tourist region. **Environmental Management**, New York, v. 47, n. 5, p. 960-968, May 2011.

THOMPSON, S.; TREWEEK, J.R.; THURLING, D.J. The ecological component of environmental impact assessment: a critical review of British environmental statements. **Journal of Environmental Planning and Management**, Abingdon, v. 40, n. 2, p. 157-171, 1997.

THOMPSON, S.K.; SEBER, G.A.F. **Adaptive sampling**: New York: John Wiley, 1996. 265 p.

THOMPSON, W.L. Towards reliable bird surveys: accounting for individuals present but not detected. **The Auk**, Lawrence, v. 119, n. 1, p. 18-25, 2002.

UEZU, A.; METZGER, J.P. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 20, n. 14, p. 3627-3643, Dec. 2011.

UEZU, A.; BEYER, D.D.; METZGER, J.P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? **Biodiversity and Conservation**, London, v. 17, n. 8, p. 1907-1922, July 2008.

UEZU, A.; METZGER, J.P.; VIELLIARD, J.M.E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, Essex, v. 123, n. 4, p. 507-519, June 2005.

VALENTE, R.O.A. **Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG**. 2005. 121 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. **Mapeamento de uso e cobertura do solo da Bacia do Rio Corumbataí, SP**. Piracicaba: IPEF, 2003. 10 p. (Circular Técnica, 196).

VASCONCELOS, M.F. Uma opinião crítica sobre a qualidade e a utilidade dos trabalhos de consultoria ambiental sobre avifauna. **Atualidades Ornitológicas**, Ivaiporã, n. 131, p. 10-12, maio/jun. 2006.

VICTOR, M.A.M.; CAVALLI, A.C.; GUILLAUMON, J.R.; SERRA FILHO, R. **Cem anos de devastação: revisitada 30 anos depois**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2005. 72 p.

VIELLIARD, J.M.E.; ALMEIDA, M.E.C.; ANJOS, L.; SILVA, W.R. Levantamento quantitativo por pontos de escruta e o índice pontual de abundância (IPA). In: MATTER, S.V.; STRAUBE, F.C.; ACCORDI, I.; PIACENTINI, V.; CÂNDIDO-JR., J.F. **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. cap. 2, p. 47-60.

VITOUSEK, P.; MOONEY, H.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J. Human domination of earth's ecosystems. **Science**, New York, v. 277, n. 5325, p. 494-499, July 1997.

WALSH, J.C.; DICKS, L.V.; SUTHERLAND, W.J. The effect of scientific evidence on conservation practitioners' management decisions. **Conservation Biology**, Boston, v. 29, n. 1, p. 88-98, Feb. 2015.

WATSON, J.E.M.; WHITTAKER, R.J.; FREUDENBERGER, D. Bird community responses to habitat fragmentation: how consistent are they across landscapes? **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 32, n. 8, p. 1353-1370, Aug. 2005

WILLIS, E.O.; ONIKI, Y. Birds of a central Sao Paulo woodlot: 1. Censuses 1982-2000. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 62, n. 2, p. 197-210, May 2002.

WOLTMANN, S. Bird community responses to disturbance in a forestry concession in lowland Bolivia. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 12, n. 9, p. 1921-1936, Sept. 2003.

ZURITA, G.A.; BELLOCQ, M.I. Bird assemblages in anthropogenic habitats: identifying a suitability gradient for native species in the Atlantic Forest. **Biotropica**, Washington, v. 44, n. 3, p. 412-419, May 2012.

ZURITA, G.A.; PE'ER, G.; BELLOCQ, M.I.; HANSBAUER, M.M. Edge effects and their influence on habitat suitability calculations: a continuous approach applied to birds of the Atlantic forest. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 49, n. 2, p. 503-512, Apr. 2012.

3 ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA COM BASE EM ASSEMBLEIAS DE AVES PARA AVALIAR REMANESCENTES FLORESTAIS INSERIDOS EM PAISAGEM ANTRÓPICA.

Resumo

Nas zonas tropicais do mundo todo é comum encontrar biomas florestais que foram convertidos em paisagens antrópicas, dos quais geraram remanescentes florestais pequenos e isolados rodeados por matriz agrícola. A variedade de impactos antrópicos existentes nestas paisagens, atuando em diferentes intensidades e momentos, tornam tais remanescentes heterogêneos e dinâmicos, como é o caso da maior parte da Mata Atlântica brasileira. Consequentemente, avaliar o atual estado de integridade ecológica existente nestes remanescentes pode ser uma tarefa desafiadora se métodos analíticos pouco adequados forem aplicados, mesmo por meio de grupos bioindicadores. Assim, o presente estudo testou o princípio do Índice de Integridade Biótica (IIB), um método multimétrico, para avaliar a integridade de oito remanescentes florestais com diferentes tamanhos, configurações e históricos que estão inseridos em paisagem antrópica. Este IIB foi desenvolvido com base nas assembleias de aves destes remanescentes, e seu desempenho foi comparado com métodos analíticos comumente aplicados em avaliações ambientais, como riqueza geral e índice de diversidade de Shannon. A montagem do IIB primeiramente identifica um gradiente de distúrbios antrópicos existente na área de estudo e testa quais grupos da biota alvo (as métricas candidatas) possuem claras relações com este gradiente. Aquelas métricas cujas relações podem fornecer informações ecológicas sobre o ambiente são consideradas métricas válidas. Com estas o IIB é elaborado, chegando então a uma nota final de cada local estudado. Após um ano de amostragem, 168 espécies de aves foram observadas permitindo a reunião de 74 métricas candidatas a serem testadas contra o gradiente. Sete delas foram consideradas válidas, riqueza de: espécies com hábitos mistos florestais-não-florestais, e espécies ameaçadas; abundância relativa de: aves com hábitos florestais, não-florestais, endêmicas, pequenos insetívoros de sub-bosque e estrato médio e aves que forrageiam exclusivamente no estrato médio dos remanescentes. Cada métrica forneceu interpretação complementar sobre o atual estado de integridade nos remanescentes. Então, o IIB obtido apresentou alta relação linear com o gradiente, enquanto que riqueza geral e índice de diversidade de Shannon não. Estes resultados demonstram primeiramente a eficiência do IIB por meio de aves em acessar a integridade de remanescentes florestais localizados em paisagens antrópicas. Além disso, observou-se que a aplicação de métodos puramente numéricos, como riqueza e Shannon, que não fazem distinção entre o papel ecológico das espécies nas assembleias não é o método mais adequado na avaliação das condições ambientais presentes nestes tipos de remanescentes. O princípio do IIB, seu caráter multimétrico e a possibilidade de ajustá-lo a diversas localidades sugerem que este pode ser um método eficiente para a avaliação de condições ambientais em demais remanescentes florestais da Mata Atlântica inseridos em paisagens antrópicas.

Palavras-chave: Indicadores ecológicos; Grupos funcionais; Avaliação de Impactos Ambientais; Diagnóstico ambiental; Inventário de fauna; Fragmentos florestais; Métodos multimétricos; Fragmentos de Mata Atlântica

Abstract

Tropical wooded biomes that were converted to human-modified landscapes (HML) are commonly found in the world, yielding small and isolated forest patches surrounded by agricultural matrix. The varieties of existing anthropogenic interventions on the HML exert influences on the patches in different intensities and times, making them heterogeneous and with altered natural dynamics. This is the situation found in the Brazilian Atlantic Forest. Consequently, assessing the existing ecological integrity in these patches may be a challenging task for ecologists if an inadequate analytical approach is applied, even using bioindicator groups. Thus, the following study tested the principle of the Index of Biotic Integrity (IBI), a multimetric approach, to assess the ecological integrity of eight forest patches with different sizes, configurations, and historical, and that were located in HML. The IBI was developed taking into account the bird assemblages found in these patches, and its performance was compared with analytical approaches commonly used in environmental assessment, such as, general richness and Shannon's diversity index. As a first step, the IBI procedure identifies an existing gradient of human disturbance in the study area and checks which focal biotic groups (candidate metrics) have a clear relationship with the gradient. A metric is considered valid whether their relationship with the gradient may provide ecological interpretation about the environment. Then, the final IBI is elaborated using each valid metrics, obtaining a score for each studied site. After one year of bird sampling, 168 species were observed, which provided 74 different candidate metrics that were tested against the gradient. Seven of them were considered valid, such as, richness of: threatened species and forest-non-forest species; abundance of: endemic species, small understory-midstory insectivorous, forest species, non-forest species, species with foraging habits in the midstory strata. Each metric provided complementary information about the patch's existing integrity. Then, the IBI showed high linear relationship with the gradient, while total species richness and Shannon's diversity index did not. These results show the efficiency of the bird-based IBI in accessing the ecological integrity of forest patches located in HML. In addition, it was observed that the application of numerical approaches, such as total species richness and Shannon's diversity, which did not distinguish ecological traits among species, is not an appropriate approach to assess environmental conditions of this kind of patches. The IBI principle, their multimetric characteristic and their possibility to be suited to different study sites suggest that this may be an effective approach to assess environmental conditions in other Atlantic Forest patches located in HMLs.

Keywords: Ecological indicators; Functional groups; Environmental impact assessment; Environmental diagnosis; Faunal inventory; Tropical forest remnants; Forest fragments; Multimetric indices; Atlantic Forest fragments

3.1 Introdução

Embora florestas tropicais sejam consideradas importantes para a manutenção da biodiversidade na Terra, elas estão entre os ambientes naturais que mais sofrem negativamente com as atividades antrópicas (DIRZO; RAVEN, 2003; LAMBIN et al., 2003; WRIGHT, 2010; HADDAD et al., 2015). A maior parte do que sobrou localiza-se em países com desenvolvimento econômico recente (FOLEY et al., 2005; WRIGHT, 2005), e por isso a conversão de florestas

tropicais em novas paisagens antrópicas ainda são comumente reportadas (LAMBIN et al., 2003; WRIGHT, 2005, 2010). A perda e a fragmentação do habitat florestal resultam na extinção de espécies (DIRZO; RAVEN, 2003; FERRAZ et al., 2003; ANJOS, 2006; ANJOS et al., 2011), homogenização biótica (LÔBO et al., 2011) e empobrecimento da diversidade funcional nos remanescentes florestais (NEWBOLT et al., 2013; BREGMAN et al., 2014), bem como beneficiam a invasão de espécies exóticas (WILLIS; ONIKI, 1987; SAUNDERS et al., 1991; GOOSEM, 2000; ACURIO et al., 2010; TABARELLI et al., 2012).

A Mata Atlântica brasileira está inserida neste contexto. Considerado o segundo maior domínio florestal da América do Sul (i.e., a extensão original da Mata Atlântica cobria cerca de 150 milhões de hectares englobando partes do território do Paraguai, Argentina e Brasil) (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003) é também um dos *hotspots* mundiais da biodiversidade (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2005). Aproximadamente apenas 16% da sua cobertura florestal ainda restam no Brasil (RIBEIRO et al., 2009, 2011). Este montante é composto por poucas florestas primárias extensas e protegidas integralmente, enquanto que a maior parte é composta por remanescentes florestais pequenos e isolados (RIBEIRO et al., 2009). Além disso, tais remanescentes podem apresentar diferentes origens históricas e condições ambientais (e.g., FERRAZ et al., 2014), dos quais estão expostos a vários tipos de impactos antrópicos (e.g., PREVEDELLO; VIEIRA 2010; MELO et al., 2013; FERRAZ et al., 2014).

Frente a esta realidade, pesquisas têm sido realizadas nestes remanescentes florestais a fim de compreender as respostas da biota às diferentes influências antrópicas. Muita atenção tem sido dada principalmente aos remanescentes inseridos em paisagens que mantêm uma quantidade de habitat florestal acima do limiar de fragmentação (i.e., 10% a 30%) (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003). Isso por que dentre as paisagens antropizadas estas são consideradas as mais aptas a promover a conservação da biodiversidade caso sejam feitas a restauração e recuperação florestal (PARDINI et al., 2010; MARTENSEN et al., 2012; BANKS-LEITE et al., 2014). Pouca atenção foi dada às paisagens altamente degradadas com pouco habitat florestal disponível. No entanto, alguns estudos já demonstram que remanescentes inseridos nestas paisagens degradadas podem atuar como *Stepping Stones* para espécies florestais promovendo a conectividade entre remanescentes isolados (BOSCOLO et al., 2008; UEZU et al., 2008; ROCHA et al., 2011), bem como abrigar espécies ameaçadas de extinção (e.g., WILLIS; ONIKI, 2002; RIBON et al. 2003; ANTUNES, 2005; MAGIOLI et al., 2014). Por causa disso, atualmente é grande o interesse entre

os ecólogos em avaliar o potencial destes remanescentes em promover a conservação de grupos biológicos (TABARELLI et al., 2010; MELO et al., 2013). No entanto, compreender se, e como, estes remanescentes estão tendo sucesso em manter condições ecológicas suficientes para promover tal conservação, frente a complexidade dos impactos antrópicos atuantes, pode ser uma tarefa desafiadora (e.g., METZGER, 2006; PIRATELLI et al., 2008; ANJOS et al., 2009; MEDEIROS; TOREZAN, 2013; MELO et al., 2013; MEDEIROS et al., 2015). Vários pesquisadores já tentaram avaliar remanescentes florestais por meio de suas aves (ANJOS; BOÇON, 1999; ANJOS, 2004; PIRATELLI et al., 2005; MAGALHÃES et al., 2007; CAVARZERE et al., 2009; MANHÃES; LOURES-RIBEIRO, 2011; PEREIRA; AZEVEDO JUNIOR, 2011; ARENDT et al., 2012), uma vez que os diferentes papéis ecológicos desempenhados por elas (SEKERCIOGLU, 2006, 2012) as tornam representantes da biodiversidade e potenciais descritoras da integridade ecológica lá existente (TEMPLE; WIENS, 1989; BYRON, 2000; JOHNSON, 2007; CHAMBERS, 2008). No entanto, quando o estudo é realizado numa paisagem antrópica altamente degradada, os resultados provenientes de algumas análises muito utilizadas em ecologia/ornitologia (e.g., riqueza, diversidade e composição de espécies), podem não favorecer uma fácil interpretação sobre o atual estado de conservação destes remanescentes (e.g., METZGER, 2006; VASCONCELOS, 2006; SILVEIRA et al., 2010). Estas dificuldades prejudicam não somente os pesquisadores em campo, mas também gestores e analistas ambientais em decisões de planos de manejo e propostas de mitigação de impactos em tais paisagens (e.g., dentro do processo de Avaliação de Impactos Ambientais) (GLASSON; SALVADOR 2000; LIMA et al., 2010; SILVEIRA et al., 2010; KOBLITZ et al., 2011; SÁNCHEZ; CROAL, 2012; ver CAPÍTULO 2). Logo, torna-se necessário que demais métodos analíticos sejam testados.

Neste contexto, apresenta-se o Índice de Integridade Biótica (IIB). Este método analítico foi originalmente desenvolvido para acessar as condições ambientais de ecossistemas aquáticos por meio das assembleias de peixes (KARR, 1981). Desde então o princípio deste método tem sido eficientemente aplicado na avaliação de diversos cursos d'água no mundo todo, não somente por meio de peixes (e.g., KARR et al., 1986, LYONS et al., 1995; KARR, 2006; PINTO; ARAÚJO, 2007; CASSATI et al., 2009; COSTA; SCHULZ, 2010), mas também por meio de macroinvertebrados aquáticos (e.g., KERANS; KARR, 1994; FORE et al., 1996), vegetação aquática submersa (e.g., GABRAS et al., 2012; ROONEY; BAYLEY, 2012) e recifes de corais

(JAMESON et al., 2001). Em ecossistemas terrestres, estudos realizados principalmente no hemisfério norte já foram realizados utilizando invertebrados (e.g., KIMBERLING et al., 2001; KARR; KIMBERLING, 2003) e aves (e.g., BRADFORD et al., 1998; O'CONNELL et al., 2000; BRYCE et al., 2002; GLENNON; PORTER, 2005; BRYCE, 2006; ver RUARO; GUBIANI, 2013 para uma completa revisão) como base para a avaliação ambiental.

O conceito de integridade deste índice está relacionado a ideia de “em perfeitas condições”, representando algo mais próximo possível das características prístinas criadas pela natureza (i.e., sem a influência humana) (WESTRA, 2005), tais como o produto dos processos evolutivos e biogeográficos que ocorreram nos sistemas ecológicos (ANGERMEIER; KARR, 1994; KARR; CHU, 1999). O índice parte do pressuposto que qualquer sistema ecológico (i.e., ecossistemas naturais ou perturbados) possui elementos bióticos (e.g., comunidades e populações diversas) e complexos processos ecológicos entre eles (e.g., interações intra e interespecíficas). Assim, medir a integridade de um sistema é identificar as alterações sofridas nos elementos bióticos e seus processos ecológicos envolvidos, em comparação com um sistema não perturbado (KARR, 1991; ANGERMEIER; KARR, 1994; WESTRA, 2005; KARR, 2006).

Considerando a alta complexidade existente nos ecossistemas o IIB é elaborado com base em medições de múltiplos atributos biológicos e ambientais coletados do ecossistema sob avaliação (KARR, 2006). O primeiro passo para a construção deste índice é a identificação dos atributos biológicos que possuem claras relações com um gradiente de distúrbio antrópico presente na área de estudo, atuando então como um indicador ecológico (DALE; BEYELER, 2001; NIEMI; MCDONALD, 2004, CAPÍTULO 2). Este gradiente, por sua vez, deve ser identificado levando em consideração múltiplas variáveis ambientais que potencialmente podem exercer influência na biota existente na área investigada. Na elaboração do IIB cada atributo biológico que será testado contra o gradiente é chamado de métrica candidata, sendo uma métrica considerada válida ao IIB se possuir relação clara com o gradiente. A riqueza, composição e a abundância de espécies gerais, composição dos grupos funcionais, e outros elementos biológicos presentes nos ecossistemas (seja de um único grupo taxonômico ou de vários) são exemplos de métricas candidatas já utilizadas em estudos que aplicaram o IIB (e.g., O'CONNELL et al., 2000; BRYCE et al., 2002; GLENNON; PORTER, 2005; KARR, 2006; MACK, 2007; WILSON; BAYLEY, 2012; RUARO; GUBIANI, 2013; MEDEIROS et al., 2015). O gradiente a ser considerado neste índice precisa englobar uma gama de locais, do mesmo tipo de habitat em

avaliação, com pouca ou nenhuma influência antrópica até aqueles mais antropizados dentro da mesma região de estudo, uma vez que locais menos perturbados (ou com ausência de perturbação antrópica) terão uma integridade biótica mais elevada (KARR, 1981, 2006; KARR et al., 1986; KARR; CHU, 1999). Este procedimento revela a existência de uma nota de referência para cada métrica candidata válida (i.e., o valor observado da métrica no sítio menos perturbado), do qual é usada para calcular a nota final de cada métrica nos sítios. A combinação das notas de cada métrica válida é usada para definir a nota final do IIB para todos os sítios estudados (e.g., BRADFORD et al., 1998; O'CONNELL et al., 2000; BRYCE et al., 2002; GLENNON; PORTER, 2005; KARR, 2006), gerando então uma medida que reflete o quanto cada local desviou de seu estado de integridade.

Embora o IIB seja um método bastante empregado no mundo, poucos pesquisadores no Brasil já o aplicaram em avaliações de remanescentes florestais da Mata Atlântica (e.g., ANJOS et al., 2009; BOCHIO; ANJOS 2012; MEDEIROS et al., 2015). No entanto, a alta complexidade existente nos remanescentes pequenos (e.g., FERRAZ et al., 2014) e a elevada diversidade de aves existente neste domínio (GOERCK, 1997; LIMA, 2013) leva a crer que um IIB por meio dos dados de aves pode ser um método analítico promissor para indicar a integridade ecológica existente nos remanescentes. Aves possuem diversas características ecológicas que podem fornecer várias métricas candidatas (e.g., SEKERCIOGLU, 2006, 2012), e interpretações ecológicas sobre o ambiente pode ser possível graças ao elevado conhecimento sobre a resposta de alguns grupos funcionais aos distúrbios antrópicos (e.g., fragmentação florestal).

Portanto, o presente estudo objetivou desenvolver um IIB com base em assembleias de aves para acessar o estado de integridade ecológica presentes em remanescentes florestais inseridos em paisagem antrópica, e consequentemente ter uma avaliação ambiental deles. Foram focados remanescentes com configurações e tamanhos distintos, dos quais o interior florestal sofreu diferentes processos de degradação e crescimento secundário. Esta situação já foi relatada sendo difícil de ser avaliada por meio das aves (CAPÍTULO 2), mas é comumente enfrentada por ecólogos e gestores ambientais durante as avaliações ambientais que suportam planos de conservação (e.g., METZGER, 2006; KOBLITZ et al., 2011; FERRAZ et al., 2014). Como forma de avaliar o desempenho do IIB, os resultados e a interpretação sobre a integridade ecológica fornecida pela aplicação deste método foi comparado com os resultados fornecidos pela aplicação apenas da riqueza geral de aves e o índice de diversidade de Shannon. Estes dois métodos são

frequentemente requisitados por órgãos ambientais no mundo todo como parte de avaliações ambientais (BYRON, 2000; IBAMA, 2007; CHAMBERS, 2008), mas pouco avaliado quanto sua eficiência em ambientes antrópicos.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Área de estudo e delineamento amostral

Este estudo foi conduzido na bacia do rio Corumbataí, nos mesmos oito remanescentes florestais inseridos em cinco unidades amostrais da paisagem (UAP de 16 Km²) também utilizados no capítulo 2 da presente tese. Assim, detalhes podem ser obtidos nos itens 2.2.1 e 2.2.2.

3.2.2 Amostragem de aves

A amostragem de aves nos remanescentes florestais está descrita no item 2.2.3 do capítulo 2. No entanto, apenas os dados provenientes de 48 pontos fixos foram utilizados no presente capítulo ao invés dos 51 utilizados no capítulo 2. Esta exclusão foi feita uma vez que três pontos fixos localizados próximos da borda da UAP C1 não possuíam valores de ranking de provisão de serviços ecossistêmicos de Ferraz et al. (2014) do qual é aqui utilizado (ver Figura 1). Do mesmo modo, não estão sendo utilizados os dados provenientes dos transectos.

Para este capítulo a medida de abundância relativa utilizada para as espécies foi baseada no cálculo do Índice Pontual de Abundância (IPA), considerando cada ponto fixo uma unidade amostral independente. Este método é baseado no número de contato total (i.e., visual ou auditivo) obtido para cada espécie sendo então dividido pelo número de amostras realizadas na unidade amostral (VIELIARD et al., 2010). No caso, foi calculado um IPA para cada grupo de espécies (ver próximo item) em cada ponto fixo somando o valor do IPA obtido para cada espécie pertencente ao grupo. O resultado do IPA não tem unidade definida e permite comparações entre espécies ou grupos de espécies.

3.2.3 Desenvolvimento do IIB por meio das aves.

Para cumprir com os pressupostos do IIB o presente estudo primeiramente elencou um gradiente de distúrbios antrópicos existente na área estudada. Segundo os criadores deste método, tal gradiente precisa ser desenvolvido considerando múltiplos fatores que podem exercer

influência na comunidade biótica alvo que vive no sistema ecológico em estudo (KARR, 2006). Portanto, o ranking de provisão de serviços ecossistêmicos elaborado por Ferraz et al. (2014) para cada quadrante de 1 hectare dos remanescentes estudados foi utilizado como tal gradiente (ver item 2.2.5 do CAPÍTULO 2). A provisão de serviços ecossistêmicos pelas florestas tropicais dependem da integridade ecológica existente no local estudado (WU, 2013) e consequentemente o grau de distúrbios humanos presentes. Portanto, este ranking torna-se um apropriado gradiente de distúrbios antrópico existentes nos remanescentes estudados do qual pode ser utilizado com os dados de avifauna para construir o IIB (ver Tabela 2). No caso foi assumido que locais com altos valores do ranking de serviços ecossistêmicos possuíam os menores níveis de distúrbios enquanto valores mais baixos do ranking indicam locais altamente perturbados. Devido a distância mínima de 200 metros entre os pontos fixos, nenhum ponto ficou localizado dentro do mesmo quadrante de 1 ha, fazendo com que cada ponto fixo tivesse seu próprio valor do gradiente (ver Figura 1).

Num segundo passo, foram identificados quais grupos funcionais de aves e qual natureza de seus dados (i.e., riqueza de espécies ou abundância relativa dos indivíduos dos grupos) poderiam ser consideradas métricas candidatas para a elaboração do IIB. A identificação de grupos funcionais (i.e., espécies que utilizam mesmos habitats e exploram os menos recursos e nichos) que sofrem alterações em riqueza ou quantidade ao longo de um gradiente de distúrbio antrópico, é considerada uma evidência nas alterações da integridade ecológica dos locais sob avaliação (e.g., O'CONNELL et al., 2000; BRYCE et al., 2002; GLENNON; PORTER, 2005; BRYCE, 2006; RUARO; GUBIANI, 2013). Assim, para identificar grupos possíveis, primeiramente cada espécie foi classificada em:

1) Habitat de ocorrência, com base na classificação proposta em Parker III et al. (1996). Nesta literatura os autores reconhecem 41 categorias de habitat existentes na região neotropical levando em consideração em como as aves utilizam os diferentes tipos de vegetação. Assim, eles consideraram diferentes categorias de habitats florestais (F), não florestais (NF) e aquáticos (A) e apontaram onde cada espécie Neotropical pode ocorrer, porém, algumas espécies podem ser consideradas ocorrentes em mais de um tipo de habitat. Dessa forma, utilizando uma classificação com base em Alexandrino et al. (2013) (ver ANEXO A) além das espécies terem sido classificadas como estritamente florestais (F), estritamente não-florestais (NF), e estritamente aquáticas (A), também foram classificadas com hábitos mistos, tais como florestais e aquáticas (F-A), não-florestais e aquáticas (NF-

A), e florestais-não-florestais (F-NF), e hábito triplo, como aquática-florestal-não-florestal (A-F-NF) (ver ANEXO A).

2) Estrato de forrageio, que indica o nível vertical da floresta onde cada espécie se alimenta. Para esta classificação também foi utilizado o banco de dados de Parker III et al. (1996) que classifica as aves nas seguintes categorias (em inglês): “*T – terrestrial, U – understory, M – midstory, C – canopy, Ae – aerial, W – water*”. Para a presente tese a versão em português destes níveis e seus significados foram respectivamente transcritos como: S – forrageiam no solo, Sub – forrageiam no sub-bosque, M – forrageiam no estrato médio, D – forrageiam no dossel, Ae – forrageiam o estrato aéreo, ou em pleno voo, Ag – forrageiam em cursos d’água. Espécies que utilizam mais que um estrato também são classificadas nesta literatura quanto sua extensão vertical de forrageio (e.g., espécies que forrageiam desde o solo até o sub-bosque = S-Sub, etc.). Dessa forma, além das seis categorias já apontadas outras oito categorias que representam a extensão do estrato de forrageio também foram utilizadas (i.e., S-Sub, S-M, S-D, S-Ag, D-Ae, M-D, Sub-D, Sub-M).

3) Guilda trófica: Para esta classificação primeiramente foi identificado e ordenado o item alimentar preferencial de cada espécie dentre oito itens seguintes: material vegetal não reprodutivo, sementes, frutas, néctar, invertebrados (artrópodes, insetos, invertebrados aquáticos), carniça, peixes e outros vertebrados. Então, de acordo com a preferência no primeiro item consumido foi atribuído à qual categoria trófica a espécie pertence, na seguinte ordem respectiva: herbívoro, granívoro, frugívoro, nectarívoro, insetívoro, detritívoro, piscívoro e carnívoro. Espécies que consomem quatro ou mais itens alimentares foram consideradas onívoras. As informações necessárias para estas classificações foram obtidas da base de dados compilada em Sekercioglu et al. (2004) da qual foi realizada a partir de uma extensa revisão bibliográfica, e que regularmente passa por aprimoramento (e.g., BUECHLEY et al., 2015). Detalhes sobre os critérios de atribuição do item alimentar preferencial às espécies pode ser obtido em Kissling et al. (2012).

Salienta-se que quando observada uma informação sobre estrato de forrageio e guilda trófica contida nos bancos de dados tendo um desacordo com o observado em campo, a experiência do ornitólogo coletor de dados (Alexandrino, E.R.) foi considerada para aprimorar tal classificação realizada. Após as classificações observou-se que não houve espécies pertencentes

exclusivamente a duas categorias possíveis de estrato de forrageio (i.e., espécies capazes de se alimentar no solo e no estrato aéreo “S-Ae” e espécies capazes de se alimentar na água e nos estrato aéreo “Ag-Ae”), e a uma categoria de guilda trófica (i.e., herbívoros) e portanto tais grupos foram excluídos das análises realizadas.

A riqueza de espécies de todas as categorias de habitat de ocorrência, estrato de forrageio e guilda trófica, bem como o IPA das espécies pertencentes a cada uma delas, foram obtidos em cada ponto fixo, e então utilizados como métricas candidatas para a elaboração do IIB. Além disso, também foram testadas como métricas candidatas a riqueza e o IPA de grupos de espécies já considerados vulneráveis a distúrbios antrópicos (chamados aqui de Potenciais Indicadores), tais como as espécies endêmicas da Mata Atlântica (seguindo a classificação de BENCKE et al., 2006) e espécies ameaçadas de extinção no estado de São Paulo (seguindo SILVEIRA et al., 2009) (GOERCK, 1997; RIBON et al., 2003; ANJOS et al., 2010). Espécies insetívoras que forrageiam nos estratos florestais mais inferiores também já foram consideradas sensíveis à perda e fragmentação do habitat florestal (SEKERCIOGLU, 2002, 2012) e por isso também foram testadas como métricas candidatas. No entanto, como na região Neotropical existe uma grande variedade destas aves (STOTZ et al., 1996) diferentes agrupamentos de espécies consideradas insetívoras e que forrageiam nos estratos inferiores da floresta foram testadas. Neste caso, duas categorias de massa corporal (i.e., até 30 g e até 60g) e duas categorias de estrato de forrageio (i.e., forrageando até o sub-bosque, e forrageando até o estrato médio) foram consideradas para classificar as espécies em: pequenos insetívoros de sub-bosque (i.e., espécies que forrageiam até o sub-bosque e que possuem massa corporal <30g), pequenos insetívoros de sub-bosque e estrato médio (i.e., espécies que forrageiam até o estrato médio e que possuem massa corporal <30g), pequenos e médios insetívoros de sub-bosque (i.e., espécies que forrageiam até o sub-bosque e que possuem massa corporal <60g), e pequenos e médios insetívoros de sub-bosque e estrato médio (i.e., espécies que forrageiam até o estrato médio e que possuem massa corporal <60g). Grupos de insetívoros de sub-boque geral e insetívoros de sub-bosque e estrato médio geral (i.e., considerando todas as massas corporais) também foram considerados nos testes. Para obter tais grupos de insetívoros a massa corporal média das espécies também foi utilizada nas classificações. Este dado foi obtido por meio das capturas de aves realizadas nos mesmos remanescentes florestais estudados (LUZ, 2013) e com complementação das observações das massas para cada espécie feitas por meio da revisão de literatura (e.g., REINERT et al., 1996;

SICK, 1997; PIRATELLI et al., 2001; WILLIS; ONIKI, 2001; SEKERCIOGLU et al., 2004; DUNNING, 2007; FARIA; PAULA, 2008).

Portanto, a busca por métricas finais para o IIB iniciou-se com 74 métricas candidatas: Riqueza e IPA de cada uma das sete categorias de habitat de ocorrência, das 14 categorias de estrato de forrageio, das oito guildas tróficas, das espécies endêmicas, das espécies ameaçadas, e dos seis grupos de insetívoros. Todas essas métricas passaram por três passos de análise para identificar as mais apropriadas a compor o IIB. Como o objetivo era selecionar métricas com melhor ajuste para uma relação linear com o gradiente de distúrbio antrópico, no primeiro passo foram selecionamos apenas métricas candidatas que obtiveram modelo linear significativo ($\alpha = 1\%$) contra o gradiente e que apresentaram $R^2 > 0,2$ (e.g., MACK, 2007; WILSON; BAYLEY, 2012). Como um segundo passo, foi selecionado o grupo de insetívoro que apresentou melhor relação significativa (i.e., maior valor de R^2 e $P < 0,001$). Ao mesmo tempo foi checada a redundância existente entre as demais métricas remanescentes, assumindo que riqueza e IPA de uma mesma categoria funcional (e.g., riqueza e IPA de espécies granívoras, riqueza e IPA de espécies endêmicas, etc.) são biologicamente redundantes. Uma vez encontrada métricas redundantes, foi selecionada a métrica que possuía dados de IPA ao invés de riqueza. Esta decisão foi tomada levando em consideração que a riqueza por si só não faz distinção entre espécies abundantes e espécies raras (MAGURRAN, 2004), e por isso uma medida de abundância relativa de aves pode fornecer mais informações ecológicas úteis para uma avaliação ambiental (ANJOS, 2004; JOHNSON, 2007; VIELLIARD et al., 2010). Como terceiro e ultimo passo, foram selecionadas as métricas remanescentes que pudessem fornecer informações ecológicas complementares sobre o ambiente estudado, do qual deveria ser facilmente interpretado sob a luz da ecologia e biologia das espécies que compõem cada métrica. Portanto, primeiramente foram checados os dados de campo para todas as métricas remanescentes com o objetivo de identificar se alguma delas apresentaram relações com o gradiente de forma não confiável, tais como ocasionadas por pontos de alavanca na regressão linear. Uma vez comprovada uma relação não confiável a métrica era excluída. Também foi rodado o índice de similaridade de Jaccard (MAGURRAN, 2004) entre todas as métricas remanescentes neste passo (i.e., a melhor métrica dos insetívoros e todas as demais métricas) para checar o quão complementar as métricas seriam entre elas, de acordo com a composição de suas espécies. Foi considerado aceitável um valor máximo de 20% de similaridade entre as métricas. Acima deste

valor foi selecionada a métrica que fornecia informações ecológicas mais consistentes sobre o habitat florestal de acordo com a composição de suas espécies. Todos estes passos de seleção seguem procedimentos similares já adotados em estudos que aplicaram o IIB em avaliação de ecossistemas terrestres (e.g., O'CONNELL et al., 2000; KIMBERLING et al., 2001; BRYCE et al. 2002; KARR; KIMBERLING, 2003; GLENNON; PORTER, 2005; BRYCE, 2006; MACK, 2007; WILSON; BAYLEY, 2012) e recomendado pelos criadores do IIB (KARR, 1981, 2006; KARR et al., 1986). Eles alertam para uma análise prudente da relação existente entre o gradiente de distúrbio antrópico e as métricas sob o ponto de vista biológico destas relações, ao invés de selecionar métricas utilizando apenas métodos estatísticos de seleção automática, como regressão múltipla ou procedimento passo a passo (i.e., *stepwise*).

Após, o IIB de cada ponto fixo foi elaborado com base nas métricas selecionadas. Para isso, primeiramente para cada métrica foi identificado seu valor de referência, ou seja, o maior valor da métrica obtido entre os pontos fixos. Após, cada observação da métrica em cada ponto foi ponderada em relação ao seu valor de referência e multiplicado por 10 para obter uma escala de 0 (i.e., pior nota) a 10 (i.e., melhor nota). Após esta etapa para as métricas selecionada que tiveram relações negativas com o gradiente uma ponderação inversa foi feita subtraindo 10 dos valores obtidos (i.e., valores obtidos menos 10), a fim de converter o valor 10 como a pior nota e 0 a melhor nota. Finalmente, a nota final do IIB para cada ponto fixo foi obtida somando cada métrica selecionada, já com seus valores ponderados de 0 a 10, multiplicando-os por 10 e dividindo-os pelo número de métricas usadas (e.g., BRYCE et al., 2002; BRYCE, 2006). Habitualmente o IIB considera dados provenientes de remanescentes florestais preservados e pouco perturbados como a situação de referência (e.g., KARR, 1981; KARR et al., 1986; ANJOS et al., 2009; MEDEIROS et al., 2015). No entanto, sítios não perturbados são inexistentes na paisagem antrópica aqui estudada (e.g., FERRAZ et al., 2012, 2014), o que forçou o presente estudo a adotar os melhores valores observados entre os pontos fixos como a situação de referência, seguindo o procedimento realizado em Bryce et al. (2002) e Bryce (2006).

Para avaliar o potencial do IIB com base nos grupos funcionais de aves em refletir a integridade ecológica existente nos remanescentes estudados, o resultado de sua relação com o gradiente de distúrbio antrópico foi comparado com os resultados da relação da riqueza geral e índice de diversidade de Shannon contra o gradiente. Estes dois últimos são métodos analíticos comumente utilizados em análises ambientais (MAGURRAN, 2004; IBAMA, 2007; STRAUBE

et al., 2010; VIELLIARD et al., 2010). Para isso regressões lineares foram realizadas considerando o gradiente como a variável independente, sendo tais análises realizadas no software R (R CORE TEAM, 2014).

3.3 Resultados

3.3.1 Seleção das métricas finais

No total, 168 espécies foram observadas em 95 horas e 40 minutos de esforço amostral (ANEXO E). No primeiro passo da seleção das métricas foram encontradas 22 significativamente associadas ao gradiente de distúrbio antrópico (i.e., $R^2 > 0,2$ e $P < 0,001$) (Tabela 5, ver ANEXO F para a relação das métricas não selecionadas). No segundo passo o IPA de pequenos insetívoros de sub-bosque e estrato médio (IPA ins-sub-med<30g) foi selecionado como a melhor métrica entre os nove agrupamentos de insetívoros testados ($R^2 = 0,42$, $P < 0,001$). Entre as demais métricas, três biologicamente redundantes foram excluídas (i.e., Riqueza de não-florestais, Riqueza de espécies com hábitos de forrageio no estrato médio, Riqueza de espécies endêmicas) (Tabela 5). Assim, o terceiro passo foi iniciado com 11 métricas restantes. Neste passo foi excluído o IPA de espécies com hábitos de forrageio até o estrato médio (IPA S-M) uma vez que sua relação com o gradiente foi embasada em apenas seis dados diferentes de zero (i.e., enquanto 42 eram valores zeros), sendo que dois deles se comportavam como pontos de alavanca para a relação linear (Figura 4). Além disso, esta métrica foi composta apenas por uma única espécie (i.e., avoante - *Zenaida auriculata*) da qual não contribuía com informações ecológicas complementares para o IIB final, já que ela também estava presente em outras métricas finais (i.e., IPA NF). Depois, foi reconhecido que apenas duas métricas restantes neste passo apresentaram similaridades maiores que 20% (i.e., IPA pequenos insetívoros de sub-bosque e estrato médio e IPA de espécies que forrageiam na extensão do sub-bosque e estrato médio - IPA Sub-M) (Tabela 6). Considerando a especificidade dos insetívoros de sub-bosque e as literaturas existentes que reportam a sensibilidade delas à fragmentação florestal (STOUFFER; BIERREGAARD, 1995; STRATFORD; STOUFFER, 1999; SEKERCIOGLU et al., 2002; SEKERCIOGLU, 2012) torna-se mais seguro fazer interpretações sobre as condições ambientais por meio deste grupo ao invés de utilizar IPA Sub-M, do qual também reuniu espécies com diferentes guildas tróficas e massas corporais. Assim, IPA Sub-M foi excluída nesta etapa. Embora IPA de espécies que forrageiam até o dossel (IPA S-D) e IPA de espécies que forrageiam

apenas no solo (IPA S) não tenham excedido o limite de similaridade entre as demais métricas, analisando a composição de espécies de ambas optou-se por excluí-las como métricas finais para o IIB. A composição de espécies nestas métricas não permite que seja assumida uma resposta biológica comum entre todas as espécies e o gradiente de distúrbio antrópico. Por exemplo, IPA S reuniu espécies florestais que necessitam de ambientes pouco perturbados (e.g., João-porca - *Lochmias nematura*, considerado moderadamente sensível na escala local, CAPÍTULO 2), no entanto, também reuniu espécies não florestais sinantrópicas e generalistas (e.g., urubu-de-cabeça-preta - *Coragyps atratus*) (Tabela 7). Além disso, ambas métricas foram compostas principalmente por espécies não florestais. Por meio de um teste paralelo se estas espécies fossem excluídas destas métricas resultariam na perda da relação delas com o gradiente (IPA S-D: $R^2 = 0,105$, $P=0,024$ /IPA S: $R^2 = 0,045$, $P=0,149$). Logo, a utilização destas métricas para realizar interpretações das condições ecológicas nos remanescentes seria na verdade sem fundamento.

Finalmente, sete métricas foram selecionadas para o IIB: Riqueza de espécies ameaçadas, IPA de espécies endêmicas, IPA de pequenos insetívoros de sub-bosque e estrato médio (IPA ins-sub-med<30g), riqueza de espécies com hábitos mistos florestais-não-florestais (Riqueza F-NF), IPA de espécies exclusivamente florestais (IPA F), IPA de espécies exclusivamente não-florestais (IPA NF) e IPA de espécies que forrageiam no estrato médio (IPA M). Cinco métricas selecionadas apresentaram relações positivas com o gradiente enquanto duas apresentaram relações negativas. Essas diferenças nas relações ocorreram graças às diferentes composições de espécies em cada métrica (Tabela 7).

Tabela 5 - Passos realizados durante a seleção das métricas candidatas com base nos grupos funcionais de aves para construir o IBI. Estes são os resultados para as 22 métricas candidatas selecionadas depois do 1º passo, do qual selecionou apenas métricas com relação (Rel.) significativa com o ranking de provisão de serviços ecossistêmicos (FERRAZ et al. 2014) utilizado aqui como o gradiente de distúrbio antrópico ($P < 0.001$ and $R^2 > 0.2$) (Para os resultados da regressão linear para as 74 métricas candidatas iniciais ver o ANEXO F). 2º Passo – Identificação das métricas com informações biológicas redundantes e seleção do melhor grupo de insetívoros (Gr.Ins) por meio do valor R^2 . 3º Passo – Decisão final baseada na qualidade dos dados da métrica, na similaridade entre as métricas e potencial interpretação das condições ecológicas no remanescente por meio das espécies que compõem a métrica. Uma breve explicação sobre a decisão é mostrada entre parênteses

(continua)

Métrica candidata		1º Passo (* $P < 0.001$)		2º Passo		3º Passo – Decisão final
		R^2	Rel.	Análise de redundância	Seleção Gr.Ins.	
Habitat de ocorrência	Riqueza NF	0.24	neg.	Redundante com IPA NF Métrica excluída (possui menos informações ecológicas agregadas em comparação com IPA NF)		
	Riqueza F-NF	0.20	neg.			Métrica selecionada
	IPA F	0.25	pos			Métrica selecionada
	IPA NF	0.43	neg.	Redundante com Riqueza NF		Métrica selecionada (possui mais informações ecológicas agregadas em comparação com a Riqueza NF)
Estrato de forrageio	Riqueza M	0.25	pos	Redundante com IPA M Métrica excluída (possui menos informações ecológicas agregadas em comparação com IPA M)		
	IPA S	0.23	pos			Métrica excluída (há pouco padrão de resposta ecológica entre as espécies que compõe a métrica)
	IPA M	0.22	pos	Redundante com Riqueza M		Métrica selecionada (possui mais informações ecológicas agregadas em comparação com Riqueza M)
	IPA S-D	0.20	neg.			Métrica excluída (há pouco padrão de resposta ecológica entre as espécies que compõe a métrica)
	IPA S-M	0.26	neg.			metric excluded (relação influenciada por ponto de alavanca. Métrica composta por uma única espécie - <i>Zenaida auriculata</i>)
	IPA Sub-M	0.27	pos			Métrica excluída (tem alta similaridade de espécies com IPA ins-sub-med<30g/ possui menos informações ecológicas agregadas em comparação com IPA ins-sub-med<30g)

Tabela 5 - Passos realizados durante a seleção das métricas candidatas com base nos grupos funcionais de aves para construir o IBI. Estes são os resultados para as 22 métricas candidatas selecionadas depois do 1º passo, do qual selecionou apenas métricas com relação (Rel.) significativa com o ranking de provisão de serviços ecossistêmicos (FERRAZ et al. 2014) utilizado aqui como o gradiente de distúrbio antrópico ($P < 0.001$ and $R^2 > 0.2$) presente dos remanescentes florestais estudados (Para os resultados da regressão linear para as 74 métricas candidatas iniciais ver o ANEXO F). 2º Passo – Identificação das métricas com informações biológicas redundantes e seleção do melhor grupo de insetívoros (Gr.Ins) por meio do valor R^2 . 3º Passo – Decisão final baseada na qualidade dos dados da métrica, na similaridade entre as métricas e potencial interpretação das condições ecológicas no remanescente por meio das espécies que compõem a métrica. Uma breve explicação sobre a decisão é mostrada entre parênteses

(conclusão)

Métrica candidata		1º Passo (* $P < 0.001$)		2º Passo		3º Passo – Decisão final
		R^2	Rel.	Análise de redundância	Seleção Gr.Ins.	
Potenciais indicadores	Riqueza espécies endêmicas	0.30	pos	Redundante com IPA espécies endêmicas. Métrica excluída (possui menos informações ecológicas agregadas em comparação com IPA espécies endêmicas)		
	Riqueza espécies ameaçadas	0.26	pos			Métrica selecionada
	IPA espécies endêmicas	0.34	pos	Redundante com Riqueza espécies endêmicas		Métrica selecionada (possui mais informações ecológicas agregadas em comparação com Riqueza de espécies endêmicas)
Grupos de insetívoros	Riqueza ins-sub-med-ger	0.21	pos			
	Riqueza ins-sub-med<30g	0.21	pos			
	Riqueza ins-sub-med<60g	0.20	pos			
	IPA ins-sub-ger	0.32	pos			
	IPA ins-sub-med-ger	0.40	pos			
	IPA ins-sub<30g	0.35	pos			
	IPA ins-sub-med<30g	0.42	pos		Melhor Gr.Ins. (tem maior R^2)	Métrica selecionada (possui mais informações ecológicas agregadas em comparação com IPA Sub-M)
	IPA ins-sub<60g	0.33	pos			
	IPA ins-sub-med<60g	0.40	pos.			

Abreviações: IPA = Índice Pontual de Abundância (VIELIARD et al., 2010)

NF = espécies com hábitos exclusivamente não florestais, F-NF = espécies com hábitos mistos “florestal-não-florestal”, F = espécies com hábitos exclusivamente florestais, M = espécies que forrageiam no estrato médio, S = espécies que forrageiam no solo, S-D = espécies que forrageiam desde o solo até o dossel, S-M = espécies que forrageiam desde o solo até o estrato médio, Sub-M = espécies que forrageiam desde o sub-bosque até o estrato médio. Espécies endêmicas = espécies endêmicas da Mata Atlântica. Espécies ameaçadas = espécies ameaçadas no estado de São Paulo. ins-sub-ger = insetívoros de sub-bosque geral, ins-sub-med-ger = insetívoros de sub-bosque e estrato médio geral, ins-sub<30g = pequenos insetívoros de sub-bosque (massa corporal até 30g), ins-sub-med<30g = pequenos insetívoros de sub-bosque e estrato médio (massa corporal até 30g), ins-sub<60g = pequenos e médios insetívoros de sub-bosque (massa corporal até 60g), ins-sub-med<60g = pequenos e médios insetívoros de sub-bosque e estrato médio (massa corporal até 60g)

Rel. – relação existente entre a métrica e o gradiente de distúrbio antrópico, sendo neg. = negativo, pos. = positivo

Figura 4 - Relação linear entre as 11 métricas restantes no 3º passo de seleção de métricas e o ranking de provisão de serviços ecossistêmicos (FERRAZ et al. 2014) utilizado aqui como o gradiente de distúrbio antrópico existente nos remanescentes florestais. Apenas sete métricas foram selecionadas como adequada para o IIB (ver Tabela 5). Altos valores do ranking significam locais menos perturbados enquanto valores mais baixos significam locais altamente perturbados

Tabela 6 - Resultado do índice de similaridade de Jaccard (multiplicado por 100) entre as 11 métricas candidatas restantes no 3º passo de seleção. Estes resultados demonstram o aspecto complementar entre as métricas e quais delas são muito similares (20% foi a máxima similaridade aceita).

	Riqueza F-NF	IPA F	IPA NF	IPA M	IPA S	IPA S-D	IPA S-M	IPA Sub-M	Riqueza espécies ameaçadas	IPA espécies endêmicas
IPAF	0.00									
IPANF	0.00	0.00								
IPA M	0.00	4.44	0.00							
IPA S	7.69	4.72	20.93	0.00						
IPA S-D	2.22	4.12	16.67	0.00	0.00					
IPA S-M	0.00	0.00	3.23	0.00	0.00	0.00				
IPA Sub-M	8.51	12.77	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00			
Riqueza espécies ameaçadas	7.50	5.38	0.00	9.09	3.57	0.00	0.00	4.35		
IPA espécies endêmicas	0.00	18.68	0.00	4.76	0.00	0.00	0.00	13.33	4.00	
IPA ins-sub- med<30g	4.84	20.00	8.93	9.68	6.25	0.00	0.00	27.78	2.70	14.29

IPA = Índice Pontual de Abundância (VIELIARD et al., 2010)

F = espécies com hábitos exclusivamente florestais, NF = espécies com hábitos exclusivamente não florestais, F-NF = espécies com hábitos mistos “florestal-não-florestal”, S = espécies que forrageiam no solo, M – espécies que forrageiam no estrato médio, S-D= espécies que forrageiam desde o solo até o dossel, S-M = espécies que forrageiam desde o solo até o estrato médio, Sub-M = espécies que forrageiam desde o sub-bosque até o estrato médio. ins-sub-med<30g = pequenos insetívoros de sub-bosque e estrato médio (massa corporal até 30g)

Tabela 7 – Espécies que compõem cada métrica selecionada para o IIB.

(continua)

MÉTRICAS SELECIONADAS	COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES
Habitat de ocorrência	
Riqueza F-NF	<i>Amazona aestiva</i> , <i>Amazona amazonica</i> , <i>Bubo virginianus</i> , <i>Camptostoma obsoletum</i> , <i>Cathartes aura</i> , <i>Chlorostilbon lucidus</i> , <i>Coereba flaveola</i> , <i>Coragyps atratus</i> , <i>Cranioleuca vulpina</i> , <i>Cyanoloxia brissonii</i> , <i>Cyanoloxia glaucoacaerulea</i> , <i>Elaenia chiriquensis</i> , <i>Elaenia flavogaster</i> , <i>Eupetomena macroura</i> , <i>Guira guira</i> , <i>Hylophilus amaurocephalus</i> , <i>Lanio cucullatus</i> , <i>Lepidocolaptes angustirostris</i> , <i>Melanerpes candidus</i> , <i>Molothrus bonariensis</i> , <i>Myiarchus tyrannulus</i> , <i>Patagioenas picazuro</i> , <i>Picumnus albosquamatus</i> , <i>Pitangus sulphuratus</i> , <i>Ramphastos toco</i> , <i>Ramphocelus carbo</i> , <i>Tangara cayana</i> , <i>Tangara sayaca</i> , <i>Taraba major</i> , <i>Thamnophilus doliatus</i> , <i>Thamnophilus ruficapillus</i> , <i>Thlypopsis sordida</i> , <i>Tiaris fuliginosus</i> , <i>Tyrannus melancholicus</i> , <i>Zonotrichia capensis</i> .
IPA NF	<i>Caracara plancus</i> , <i>Colaptes campestris</i> , <i>Columbina squammata</i> , <i>Columbina talpacoti</i> , <i>Crotophaga ani</i> , <i>Crypturellus parvirostris</i> , <i>Crypturellus tataupa</i> , <i>Cyanocorax cristatellus</i> , <i>Emberizoides herbicola</i> , <i>Fluvicola nengeta</i> , <i>Forpus xanthopterygius</i> , <i>Furnarius rufus</i> , <i>Gubernetes yetapa</i> , <i>Heterospizias meridionalis</i> , <i>Milvago chimachima</i> , <i>Mimus saturninus</i> , <i>Myiophobus fasciatus</i> , <i>Piaya cayana</i> , <i>Pygochelidon cyanoleuca</i> , <i>Sicalis luteola</i> , <i>Sporophila caerulescens</i> , <i>Sporophila leucoptera</i> , <i>Sporophila lineola</i> , <i>Synallaxis spixi</i> , <i>Tachycineta leucorrhoa</i> , <i>Tapera naevia</i> , <i>Theristicus caudatus</i> , <i>Troglodytes musculus</i> , <i>Tyrannus savana</i> , <i>Volatinia jacarina</i> , <i>Zenaida auriculata</i> .
IPA F	<i>Amazilia lactea</i> , <i>Antilophia galeata</i> , <i>Arremon flavirostris</i> , <i>Automolus leucophthalmus</i> , <i>Basileuterus culicivorus</i> , <i>Brotogeris chiriri</i> , <i>Campephilus robustus</i> , <i>Capsiempis flaveola</i> , <i>Chiroxiphia caudata</i> , <i>Cnemotriccus fuscatus</i> , <i>Colaptes melanochloros</i> , <i>Colonia colonus</i> , <i>Conirostrum speciosum</i> , <i>Conopophaga lineata</i> , <i>Corythopsis delalandi</i> , <i>Cyclarhis gujanensis</i> , <i>Dromococcyx pavoninus</i> , <i>Dryophila ferruginea</i> , <i>Dryocopus lineatus</i> , <i>Dysithamnus mentalis</i> , <i>Elaenia mesoleuca</i> , <i>Elaenia spectabilis</i> , <i>Empidonomus varius</i> , <i>Euphonia chlorotica</i> , <i>Euphonia violacea</i> , <i>Galbula ruficauda</i> , <i>Geranospiza caerulescens</i> , <i>Habia rubica</i> , <i>Hemithraupis guira</i> , <i>Hemithraupis ruficapilla</i> , <i>Hemitriccus nidipendulus</i> , <i>Herpetotheres cachinnans</i> , <i>Hydropsalis albicollis</i> , <i>Icterus pyrrhopterus</i> , <i>Ictinia plumbea</i> , <i>Lanio penicillatus</i> , <i>Lathrotriccus eulerei</i> , <i>Leptodon cayanensis</i> , <i>Leptopogon amaurocephalus</i> , <i>Leptotila rufaxilla</i> , <i>Leptotila verreauxi</i> , <i>Lochmias nematura</i> , <i>Mackenziaena severa</i> , <i>Malacoptila striata</i> , <i>Manacus manacus</i> , <i>Megarynchus pitangua</i> , <i>Megascops choliba</i> , <i>Micrastur semitorquatus</i> , <i>Myiarchus ferox</i> , <i>Myiarchus swainsoni</i> , <i>Myiodynastes maculatus</i> , <i>Myiopagis caniceps</i> , <i>Myiopagis viridicata</i> , <i>Myiornis auricularis</i> , <i>Myiothlypis flaveola</i> , <i>Myiozetetes similis</i> , <i>Nemosia pileata</i> , <i>Pachyramphus polychopterus</i> , <i>Pachyramphus validus</i> , <i>Patagioenas cayennensis</i> , <i>Penelope supercilialis</i> , <i>Phaethornis pretrei</i> , <i>Picumnus cirratus</i> , <i>Pionus maximiliani</i> , <i>Platyrinchus mystaceus</i> , <i>Psittacara leucophthalmus</i> , <i>Pyrrhocomma ruficeps</i> , <i>Rupornis magnirostris</i> , <i>Saltator similis</i> , <i>Serpophaga subcristata</i> , <i>Setophaga pitayumi</i> , <i>Sirystes sibilator</i> , <i>Sittasomus griseicapillus</i> , <i>Synallaxis frontalis</i> , <i>Synallaxis ruficapilla</i> , <i>Tachyphonus coronatus</i> , <i>Tersina viridis</i> , <i>Thalurania glaucopis</i> , <i>Thamnophilus caerulescens</i> , <i>Todirostrum cinereum</i> , <i>Todirostrum poliocephalum</i> , <i>Tolmomyias sulphurescens</i> , <i>Turdus amaurochalinus</i> , <i>Turdus leucomelas</i> , <i>Turdus rufiventris</i> , <i>Turdus subalaris</i> , <i>Veniliornis passerinus</i> , <i>Veniliornis spilogaster</i> , <i>Vireo chivi</i> , <i>Xenops rutilans</i> .
Estrato de forrageio	
IPA M	<i>Campephilus robustus</i> , <i>Galbula ruficauda</i> , <i>Lathrotriccus eulerei</i> , <i>Sittasomus griseicapillus</i> .
Potenciais indicadores	
Riqueza espécies ameçadas	<i>Amazona aestiva</i> , <i>Antilophia galeata</i> , <i>Bubo virginianus</i> , <i>Campephilus robustus</i> , <i>Cyanoloxia brissonii</i> , <i>Lanio penicillatus</i> , <i>Leptodon cayanensis</i> , <i>Penelope supercilialis</i>
IPA espécies endêmicas	<i>Automolus leucophthalmus</i> , <i>Campephilus robustus</i> , <i>Chiroxiphia caudata</i> , <i>Conopophaga lineata</i> , <i>Dryophila ferruginea</i> , <i>Hemithraupis ruficapilla</i> , <i>Hemitriccus nidipendulus</i> , <i>Mackenziaena severa</i> , <i>Malacoptila striata</i> , <i>Myiornis auricularis</i> , <i>Phacellodomus ferrugineigula</i> , <i>Pyrrhocomma ruficeps</i> , <i>Synallaxis ruficapilla</i> , <i>Tachyphonus coronatus</i> , <i>Thalurania glaucopis</i> , <i>Todirostrum poliocephalum</i> , <i>Turdus subalaris</i> , <i>Veniliornis spilogaster</i>

Tabela 7 – Espécies que compõem cada métrica selecionada para o IIB.

(conclusão)

MÉTRICAS SELECIONADAS	COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES
Grupos de insetívoros	
IPA ins-sub-med<30g	<i>Basileuterus culicivorus</i> , <i>Capsiempis flaveola</i> , <i>Cnemotriccus fuscatus</i> , <i>Conopophaga lineata</i> , <i>Corythopsis delalandi</i> , <i>Drymophila ferruginea</i> , <i>Dysithamnus mentalis</i> , <i>Emberizoides herbicola</i> , <i>Fluvicola nengeta</i> , <i>Galbula ruficauda</i> , <i>Geothlypis aequinoctialis</i> , <i>Hemitriccus nidipendulus</i> , <i>Lanio penicillatus</i> , <i>Lathrotriccus euleri</i> , <i>Lepidocolaptes angustirostris</i> , <i>Leptopogon amaurocephalus</i> , <i>Lochmias nematura</i> , <i>Myiophobus fasciatus</i> , <i>Myiothlypis flaveola</i> , <i>Phacellodomus ferrugineigula</i> , <i>Platyrinchus mystaceus</i> , <i>Pyrrhocomma ruficeps</i> , <i>Sittasomus griseicapillus</i> , <i>Synallaxis frontalis</i> , <i>Synallaxis ruficapilla</i> , <i>Synallaxis spixi</i> , <i>Thamnophilus caerulescens</i> , <i>Thamnophilus doliatus</i> , <i>Thamnophilus ruficapillus</i> , <i>Troglodytes musculus</i>

Abreviações:

IPA = Índice Pontual de Abundância (VIELIARD et al., 2010) NF = espécies com hábitos exclusivamente não florestais, F-NF = espécies com hábitos mistos “florestal-não-florestal”, F = espécies com hábitos exclusivamente florestais, M = espécies que forrageiam no estrato médio. Espécies endêmicas = espécies endêmicas da Mata Atlântica. Espécies ameaçadas = espécies ameaçadas no estado de São Paulo. ins-sub-med<30g = pequenos insetívoros de sub-bosque e estrato médio (massa corporal até 30g).

3.3.2 IIB Final

Por meio das métricas selecionadas, o IIB adquiriu valores nos pontos fixos que variaram de 1,28, em trechos florestais considerado menos íntegros ou com piores condições ambientais, a 7,39 nos trechos florestais considerados mais íntegros ou com melhores condições ambientais (média das notas = 4,37, DP = 1,29, Var = 1,68). O IIB mostrou que a integridade nos sítios amostrais estudados aumenta conforme há uma diminuição na intensidade do distúrbio antrópico (i.e., alta relação linear positiva com o gradiente $R^2 = 0,648$, $P < 0,001$). Enquanto isso a riqueza de espécies ($R^2 = 0,0082$, $P = 0,541$) e o índice diversidade de Shannon ($R^2 = 0,0285$, $P = 0,251$) não apresentaram relação significativa com o gradiente (Figura 5), indicando fraqueza em refletir as condições ambientais por meio destas medições.

Figura 5 - Relação linear entre a riqueza de espécies, Índice de Diversidade de Shannon e Índice de Integridade Biótica com base nos grupos funcionais de aves contra o ranking de provisão de serviços ecossistêmicos (gerado em FERRAZ et al., 2014) existente para cada 1 ha dos remanescentes estudados. Este ranking é uma medida que reflete as condições ambientais dos remanescentes e foi aqui usado para compor o gradiente de distúrbio antrópico. Altos valores do ranking significam locais menos perturbados enquanto valores mais baixos significam locais altamente perturbados.

3.4. Discussões

3.4.1 Métricas selecionadas – interpretando a integridade dos remanescentes

A seleção das métricas proveniente dos grupos de aves forneceram três informações ecológicas complementares sobre a integridade existente nos trechos florestais estudados (Figura 6). Portanto, o aspecto multimétrico do princípio do IIB foi alcançado.

As três métricas relacionadas ao habitat de ocorrência (i.e., IPA F, IPA NF e Riqueza F-NF) atuaram como uma medida que reflete as condições gerais encontradas na estrutura florestal dos remanescentes estudados. A associação positiva das espécies florestais (IPA F) com o gradiente de distúrbio antrópico ocorreu devido a preferência destas aves por habitat florestal em estágios sucessionais mais avançados (e.g., UEZU et al., 2008), sendo estas aves também comumente encontradas em grandes reservas de Mata Atlântica preservada (e.g., DEVELEY; MARTENSEN, 2006; CAVARZERE et al., 2009; ANTUNES et al., 2013). Portanto, os trechos florestais com elevado número de indivíduos deste grupo é uma indicação de uma melhor

estruturação do habitat florestal. As espécies consideradas “florestais-não-florestais” (Riqueza F-NF) são aquelas aptas a ocorrerem em ambos tipos de habitats (PARKER III et al., 1996; CAPÍTULO 4), do qual pode indicar sua baixa dependência por uma estrutura florestal densa (e.g., UEZU et al., 2008). Como esta métrica apresentou associação negativa com o gradiente de distúrbio entende-se que a ocorrência destas espécies estão relacionadas a uma estrutura florestal tipicamente encontrada nas bordas dos remanescentes tropicais (i.e., com maior densidade de arbustos, trepadeiras, herbáceas e prevalência de um perfil florestal com menor estatura quando comparado com o interior florestal) (FONSECA; RODRIGUES, 2000; HARPER et al., 2005; MANGUEIRA, 2012; SABINO, 2012), que possuem então uma integridade menor (e.g., CANDIDO JR., 2000, HARPER et al., 2005; CHAZDON et al., 2009). As espécies consideradas não-florestais (IPA NF) também apresentaram uma associação negativa com o gradiente, atuando como outro indicador de uma pobre estruturação florestal. Como a estruturação e a estratificação florestal crescem gradativamente com o crescimento secundário (e.g., TABARELLI; MANTOVANI, 1999; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; DEWALT et al., 2003) um habitat menos atrativo às espécies não florestais vai sendo formado. Para as espécies pequenas com hábitos próximos ao solo (e.g., alguns pardais, canários, espécies do gênero *Sporophila*) a estruturação florestal gradativa pode atuar como um filtro que dificulta a entrada delas no interior dos remanescentes (e.g., STOUFFER; BIERREGAARD, 1995; CANDIDO JR., 2000; mas ver UEZU et al., 2008). No caso das não-florestais de grande porte (e.g., urubu, alguns falcões e gaviões e pombas), bem como andorinhas, elas ainda podem eventualmente serem observadas no interior florestal, uma vez que o dossel pode ser usado com um ponto de parada durante a movimentação delas na paisagem antrópica (e.g., PIRATELLI et al., 2005) ou dormitório. Este fato explica o baixo IPA obtido para estas espécies em trechos florestais com baixo distúrbio antrópico.

A relação existente destes grupos de espécies com cada trecho florestal, bem como as argumentações aqui proferidas podem ser corroboradas observando o número de registros obtidos destas aves no interior e borda dos remanescentes florestais (Tabela 8). Em outras florestas tropicais inseridas em paisagens antrópicas, das quais também tinham variação na estrutura florestal, tendências similares para a ocorrência das espécies não-florestais e florestais também foram registradas (SEKERCIOGLU, 2002; SODHI et al., 2005; BUECHLEY et al., 2015).

Tabela 8 - Número de contato e riqueza total de espécies com mesmo habitat de ocorrência observados no interior e na borda dos remanescentes florestais estudados.

Habitat de ocorrência	NÚMERO DE CONTATO				RIQUEZA	
	Interior	%	Borda	%	Interior	Borda
F	7462	74,1	897	39,7	87	67
F-NF	2274	22,5	926	41	32	29
NF	327	3,2	435	19,2	18	29

A métrica selecionada de estrato de forrageio (IPA M) e a métrica do grupo de insetívoros de sub-bosque (IPA ins-sub-med<30g) atuaram como indicadores positivos das condições ambientais do sub-bosque e estrato médio florestal. PAI M foi composta por quatro espécies florestais insetívoras, pica-pau-rei - *Campephilus robustus*, arapaçu-verde - *Sittasomus griseicapillus*, ariramba - *Galbula ruficauda* e enferrujado - *Lathrotriccus euleri*. Pica-pau e arapaçu são espécies especializadas em escalar troncos e galhos à procura por artrópodes e larvas em rachaduras e cavidades (WILLIS, 1979; SICK, 1997). A ariramba e enferrujado utilizam poleiros no estrato médio para capturar insetos alados em pleno voo ou arrancá-los da vegetação (SICK, 1997; PINHEIRO et al., 2003; GABRIEL; PIZO, 2005). Não apenas os hábitos de forrageio destas espécies as tornam usuárias do estrato médio, mas também seus hábitos reprodutivos, onde cavidades em trocos podem ser utilizados para nidificação (SICK, 1997). Como a estratificação florestal é favorecida ao longo dos anos no crescimento secundário (e.g., TABARELLI; MANTOVANI, 1999; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; DEWALT et al., 2003) o elevado número de indivíduos de espécies dependentes do estrato médio pode indicar uma maior integridade neste estrato (e.g., WILLIS, 1979; GIRAUDO et al., 2008). No caso dos insetívoros de sub-bosque, enquanto alguns estudos demonstram que a oferta e distribuição de artrópodes pode influenciar a ocorrência destas aves no habitat florestal (e.g., BLAKE; HOPPES, 1986; ZANETTE et al., 2000; VARGAS et al., 2011) outros sugeriram que na verdade as condições ambientais no micro habitat é que determinam a ocorrência desta aves (WONG, 1986; MANHÃES; DIAS, 2011; STRATFORD; STOUFFER, 2013). Outro fator que pode influenciar na manutenção destas espécies nos remanescentes é a habilidade delas em se dispersar pela matriz não florestal (SEKERCIOGLU, 2002; ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005). No entanto, como poucas espécies insetívoras de sub-bosque da Mata Atlântica foram investigadas quanto sua habilidade em se dispersar ou ocorrer na matriz antrópica (e.g., UEZU et al., 2005; MARTENSEN et al., 2008; BOSCOLO; METZGER, 2009; MARINI, 2010; ZURITA; BELLOCQ, 2012; FERRAZ et al., 2012) é difícil generalizar tais resultados para todas as

espécies deste grupo. Portanto, neste momento, interpreta-se que a relação positiva de IPA insub-med<30g com o gradiente de distúrbio antrópico pode ser um indicador tanto da disponibilidade de recursos alimentares no estrato inferior do trecho florestal analisado, quanto estar relacionado às características da paisagem. Embora haja incertezas, os resultados obtidos demonstraram que pequenos insetívoros de sub-bosque tem potencial para serem indicadores das condições ecológicas existentes dentro de remanescentes florestais inseridos em paisagens antrópicas. Logo, este grupo pode ser utilizado como uma métrica para o IIB.

Embora algumas espécies endêmicas e ameaçadas também tenham feito parte de outras métricas selecionadas (Tabela 7), estas espécies também atuam como um valor ecológico extra a ser considerado no processo de avaliação ambiental dos remanescentes estudados. Ambas são consideradas sensíveis a fragmentação florestal (GOERCK, 1997; RIBON et al., 2003; ANJOS et al., 2010). Por causa disso, planos de conservação de aves comumente levam em consideração a ocorrência destas espécies para apontar áreas importantes a serem protegidas (e.g., BENCKE et al., 2006). Assim, espécies endêmicas e ameaçadas que ocorrem em remanescentes florestais inseridos em paisagens antrópicas pode ser uma indicação da adequabilidade deles em promover a conservação da biodiversidade, sugerindo uma maior integridade, um fator também valorizado na avaliação de locais a promover serviços ecossistêmicos (e.g., SLOOTWEG; MOLLINGA, 2010).

Nenhuma métrica de guilda trófica mostrou alta relação significativa com o gradiente de distúrbio antrópico. Embora a categorização das aves em guildas tróficas seja um método comum para avaliar e interpretar distúrbios antrópicos em florestas tropicais (e.g., ANJOS, 2004; GRAY et al., 2007; GIRAUDO et al., 2008; LOBO-ARAÚJO et al., 2013) e analisar a resposta das aves aos diferentes estágios de sucessão florestal (e.g., ALEIXO, 1999; PEARMAN 2002; MODENA et al., 2013), seu uso por si só não foi o melhor indicador das condições ambientais nos remanescentes estudados.

Figura 6 - Ilustração que exemplifica a interpretação da integridade existente nos remanescentes estudados por meio dos grupos funcionais de aves (nas caixas) selecionados com base nos princípios do IIB. Cada métrica de habitat de ocorrência (caixas contornadas por linhas tracejadas) pode representar as condições ambientais gerais dos remanescentes, enquanto as métricas de estrato de forrageio (caixas contornadas por linhas sólidas) representam as condições ambientais existentes nos sub-bosque e estrato médio. A presença de espécies endêmicas e ameaçadas (caixas inferiores) são indicações da adequabilidade do remanescente para promover a conservação da biodiversidade, sendo este um valor ecológico extra a ser considerado. A ilustração segue os pressupostos dos estágios sucessionais e efeitos de borda geralmente observados na floresta secundária de Mata Atlântica localizados na paisagem antrópica (ver FONSECA; RODRIGUES, 2000; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001, HARPER et al., 2005)

3.4.2 Analisando remanescentes florestais: IIB vs. medidas clássicas

O processo de construção do IIB apresentou um melhor desempenho em identificar sítios mais íntegros do que os métodos analíticos clássicos em ecologia de comunidades.

A riqueza de espécies é considerada o método mais simples de demonstrar variabilidade ecológica que ocorre nos sistemas ecológicos (KREBS, 1999; MAGURRAN, 2004). Já a diversidade de Shannon é um índice que demonstra o nível de incerteza em se prever a qual espécie pertence um indivíduo coletado ao acaso de uma comunidade com números de espécies e indivíduos já conhecidos (LUDWIG; REYNOLDS, 1988; KREBS, 1999; MAGURRAN, 2004). Quanto maior for esta incerteza, maior será a diversidade de espécies no local estudado (KREBS,

1999; MAGURRAN, 2004). Ambos os parâmetros têm sido muito utilizado para comparar e avaliar habitats (e.g., THIOLLAY, 1999; TEJEDA-CRUZ; SUTHERLAND, 2004; SODHI et al., 2005; MANU et al., 2007; MUNRO et al., 2011; BUECHLEY et al., 2015), onde valores diferentes entre as comunidades são geralmente vistos como indicadores de condições ecológica desiguais. No domínio da Mata Atlântica este procedimento já foi adotado em estudos com aves dentro de contínuos florestais (e.g., ANTUNES, 2005; GIRAUDO et al., 2008) e na comparação entre fragmentos florestais com diferentes tamanhos e grau de isolamento (e.g., ANJOS, 2001; POZZA; PIRES 2003, PIRATELLI et al., 2005; DONATELLI et al., 2007; LOBO-ARAÚJO et al., 2013). No entanto, os resultados aqui obtidos demonstraram que em pequenos remanescentes florestais com elevada heterogeneidade e localizados em paisagem antrópica, a diversidade de Shannon e a riqueza geral de aves pode não possuir diferenças significativas de acordo com o nível de distúrbio antrópico existente em cada trecho dos remanescentes. Uma possível explicação é que em trechos florestais com baixa integridade pode estar ocorrendo uma substituição de espécies por outras com diferentes funções ecológicas e hábitos (e.g., aves generalistas substituindo as aves especialistas) (e.g., ANTUNES, 2005).

Para suprir as incertezas que a riqueza e o índice de Shannon podem gerar, pesquisadores sugerem atenção à composição de espécies da comunidade de aves, a fim de identificar os grupos funcionais existentes (BYRON, 2000; CHAMBERS, 2008; STRAUBE et al., 2010). Este método pode identificar se todas as funções ecológicas previstas para uma floresta íntegra estão sendo preenchidas, e por quais espécies. Porém, não é uma tarefa simples identificar quais grupos funcionais estão sofrendo alterações na composição de suas espécies em respostas às diferentes condições ambientais dos habitats estudados. Por exemplo, em estudos realizados em remanescentes florestais inseridos em paisagens antrópicas que consideraram poucas variáveis ambientais ainda é questionável se alguma outra fonte de variabilidade é quem poderia explicar as alterações observadas na composição dos grupos funcionais (e.g., ANJOS, 2001; PIRATELLI et al., 2005; LOBO-ARAÚJO et al., 2013).

A maior parte da Mata Atlântica existente nas paisagens antrópicas é composta por fragmentos heterogêneos com origens e condições ambientais distintas (RIBEIRO et al., 2009). Existem desde fragmentos com crescimento secundário antigo (e.g., TABARELLI; MANTOVANI, 1999; ANJOS et al., 2004; 2006) a fragmentos com crescimento secundário recente (e.g., RIBON et al., 2003; PIRATELLI et al., 2008; TEIXEIRA et al., 2009; FERRAZ et

al., 2012, 2014), fragmentos que foram reflorestados (e.g., RODRIGUES et al., 2009; BRANCALION et al., 2013), fragmentos agro-florestais (i.e., culturas agrícolas sendo produzidas dentro domínio florestal, ver SAMBUICHI; HARIDASAN, 2007; PARDINI et al., 2009) e até talhões de *Pinus* e *Eucalyptus* com sub-bosque e estratos florestais regenerados que hoje perfazem um fragmento misto de espécies exóticas e nativas (e.g., SILVA et al., 1995; EVARISTO et al., 2011; FERRAZ et al., 2014). Do mesmo modo, estes fragmentos são passíveis de sofrer uma variedade de impactos antrópicos dependendo do uso de solo do entorno (PREVEDELLO; VIEIRA, 2010; MELO et al., 2013), por exemplo, fogo nas plantações de cana-de-açúcar (MARTINELLI; FILOSO, 2008), pisoteio do sub-bosque pelo gado em pastagens (e.g., PEREIRA et al., 2014), e caça e extração madeireira ilegal em localidades com acessibilidade aos humanos e pouco controle policial (e.g., ALEIXO 1999; CULLEN Jr. et al., 2001). Portanto, considerando a realidade atual da Mata Atlântica, adverte-se que usar um método puramente numérico (i.e, riqueza e Shannon) que trata qualquer espécie da comunidade com um mesmo peso não é o método mais adequado na avaliação das condições ambientais presentes em remanescentes florestais localizados em paisagens antrópicas. No caso do presente estudo, se apenas estas medidas fossem aplicadas jamais seriam identificadas claramente que as assembleias de aves ocorrentes em diferentes trechos florestais estão de fato respondendo às variações na intensidade dos impactos antrópicos. Em segundo lugar, argumenta-se que o IIB pode ser uma alternativa eficiente para tal. A riqueza e diversidade descrevem apenas os elementos bióticos presente nos ecossistemas, enquanto que a integridade busca acessar tanto os elementos bióticos quanto os processos que geram e mantêm estes elementos (ANGERMEIER; KARR, 1994). Graças à natureza multimétrica do IIB, este método pode se adequar a qualquer situação ambiental a ser analisada (KARR, 2006), uma vez que ele solicita que diversas variáveis ambientais sejam investigadas para identificar um gradiente de distúrbio antrópico, bem como identificar quais os melhores indicadores ecológicos com base no gradiente. Estes, por sua vez, somente serão selecionados se também fornecerem respostas significativas sobre o gradiente permitindo uma interpretação ecológica confiável e complementar sobre o ambiente (KARR, 2006). Assim, em outros remanescentes florestais da Mata Atlântica inseridos em paisagens antrópicas poderão ser encontrados outros gradientes de distúrbios humanos e outros grupos biológicos que responderão a estes distúrbios (e.g., MEDEIROS et al., 2015). Tudo dependerá

dos objetivos iniciais da avaliação a ser realizada, os objetivos finais, e dos dados ambientais disponíveis.

3.4.3 Considerações sobre a aplicação do IIB

Vários países têm utilizado o método IIB em programa de avaliação e monitoramento de cursos d'água, uma iniciativa também presente dentro de agências ambientais nacionais, como os Estados Unidos, com o *Clear Water Act* e a União Europeia com o *Water Framework Directive* (RUARO; GUBIANI, 2013). Embora o IIB para avaliar remanescentes florestais tropicais ainda seja pouco aplicado (e.g., ANJOS et al., 2009; MEDEIROS et al., 2015), em países que possuem uma política nacional do meio ambiente bem fundamentada este método pode ter aplicação imediata. Por exemplo, no Brasil o programa de Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) prevê que remanescentes florestais inseridos em paisagens antrópicas tenham suas condições ambientais avaliadas caso alguma atividade humana impactante venha se instalar na região (CONAMA, 1986; 1997; GLASSON; SALVADOR, 2000; SÁNCHEZ, 2006; SMA, 2014). O caráter multidisciplinar do AIA garante que diversos dados ambientais e da biota existente no remanescente sejam coletados, o que pode permitir a elaboração de um IBI para o local.

No Brasil, medidas ecológicas clássicas como a riqueza de espécies e índices de diversidade são comumente solicitadas pelo órgão ambiental para compor o diagnóstico ambiental de remanescentes (IBAMA, 2007), onde geralmente aves é o grupo biológico mais analisado (VASCONCELOS, 2006; SILVEIRA et al., 2010; STRAUBE et al., 2010). No entanto, utilizar métodos convencionais clássicos, pode não apenas prejudicar propostas de manejo que minimizem impactos antrópicos aos remanescentes (e.g., LIMA et al., 2010; SILVEIRA et al., 2010; STRAUBE et al., 2010; KOBLITZ et al., 2011), mas também comprometer os gestores ambientais e conservacionistas que dependem da avaliação das comunidades biológicas existentes nos remanescentes para planejar planos de restauração florestal (RODRIGUES et al., 2009).

A forma de seleção das métricas a serem usadas no IIB não é fixa, tampouco a forma de ponderar peso a elas (RUARO; GUBIANI, 2013). Por esse motivo o presente estudo não seguiu as definições originais de Karr (1981) e também por isso o número de métricas finais aqui obtidas foi diferente dos demais estudos que também aplicaram IIB com base em aves (e.g., BRADFORD et al., 1998, O'CONNELL et al., 2000; BRYCE et al., 2002; GLENNON;

PORTER, 2005; BRYCE, 2006). A escala de estudo, o número de sítios amostrais a serem investigados, as condições ambientais a serem consideradas na definição do gradiente de distúrbios antrópicos, bem como os objetivos finais da aplicação do IIB, são fontes de variação entre os estudos que utilizam o princípio IIB. Assim, enfatiza-se que as notas aqui obtidas para os trechos florestais estudados não devem ser utilizados em comparação com demais localidades e estudos.

Por fim, salienta-se que este é apenas o quarto estudo que testou a aplicação do princípio do IIB com aves para avaliar remanescentes florestais no domínio da Mata Atlântica (ANJOS et al., 2009; BOCHIO; ANJOS, 2012; MEDEIROS et al., 2015). Por isso encoraja-se que demais estudos continuem testando esta técnica em outras localidades e biomas que estão sob influência antrópica. Respostas sobre quais táxons e grupos funcionais são os melhores indicadores de impactos antrópicos (e.g., MEDEIROS et al., 2015), e quais os esforços mínimos necessários para alcançar resultados confiantes na aplicação do IIB são alguns pontos a serem sanados.

3.5 Conclusões

- 1) O IIB elaborado com base nas assembleias de aves é eficiente na identificação da integridade ecológica existente nos remanescentes florestais da Mata Atlântica inseridos em paisagens antrópicas altamente degradadas, auxiliando na interpretação das condições ambientais destes remanescentes.
- 2) Medidas como riqueza geral e índice de diversidade de Shannon com base nos dados das assembleias de aves não são métodos analíticos adequados para identificar condições ambientais existentes em remanescentes florestais da Mata Atlântica inseridos em paisagens antrópicas.
- 3) O princípio do IIB, seu caráter multimétrico e a possibilidade de ajustá-lo a diversas localidades sugerem que este pode ser um método adequado para a avaliação de condições ambientais de demais remanescentes florestais da Mata Atlântica inseridos em paisagens antrópicas.

Referências

ACURIO, A.; RAFAEL, V.; DANGLES, O. Biological invasions in the Amazonian tropical rain forest: the case of Drosophilidae (Insecta, Diptera) in Ecuador, South America. **Biotropica**, Washington, v. 42, n. 6, p. 717-723, 2010.

ALEIXO, A. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic forest. **Condor**, Los Angeles, v. 101, n. 3 p. 537-548, July 1999.

ALEXANDRINO, E.R.; BOVO, A.A.A.; LUZ, D.T.A.; COSTA, J.C.; BETINI, G.S.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; COUTO, H.T.Z. Aves do campus “Luiz de Queiroz” (Piracicaba/SP) da Universidade de São Paulo: mais de 10 anos de observações neste ambiente antrópico. **Atualidades Ornitológicas**, Ivaiporã, n.173, p. 40-52, maio/jun. 2013.

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, Copenhagen, v. 71, n. 3, p. 355–366, July 1994.

ANGERMEIER, P.L.; KARR, J.R. Biological integrity versus biological diversity as policy directives. **BioScience**, Washington, v. 44, n. 10, p. 690-697, Nov. 1994.

ANJOS, L. Bird communities in five Atlantic forest fragments in southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, Washington, v. 12, p. 11-27, 2001.

_____. Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic forest. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 76, n. 2, p. 429-434, 2004.

_____. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 38, n. 2, p.229-234, Mar. 2006.

ANJOS, L.; BOÇON, R. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. **Wilson Bulletin**, Lawrence, v. 111, n. 3, p. 397-414, Sept. 1999

ANJOS, L.; HOLT, R.; ROBINSON, S. Position in the distributional range and sensitivity to forest fragmentation in birds: a case history from the Atlantic forest, Brazil. **Bird Conservation International**, Cambridge, v. 20, n. 4, p. 392-399, Dec. 2010.

ANJOS, L.; BOCHIO, G.M.; SILVA, J.V.C.E.; MCCRATE, G. Sobre o uso de níveis de sensibilidade de aves à fragmentação florestal na avaliação da integridade biótica: um estudo de caso no norte do Estado do Paraná, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 28–36, mar. 2009.

ANJOS, L.; COLLINS, C.D.; HOLT, R.D.; VOLPATO, G.H.; MENDONÇA, L.B.; LOPES, E.V.; BOÇON, R.; BISHEIMER, M.V.; SERAFINI, P.P.; CARVALHO, J. Bird species abundance–occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 144, n. 9, p. 2213–2222, Sept. 2011.

ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J.P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, Essex, v. 122, n. 3, p. 441–451, 2005.

ANTUNES, A.Z. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Ararajuba**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 1, p. 47–61, jun. 2005.

ANTUNES, A.Z.; SILVA, B.G.; MATSUKUMA, C.K.; ESTON, M.R.; SANTOS, A.M.R. Birds from Carlos Botelho Park state of São Paulo southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 13, n. 2, p. 124–140, 2013.

ARENDT, W.J.; TÓRREZ, M.; VÍLCHEZ, S. Diversidad de aves en agropaisajes en la region norte de Nicaragua. **Ornitologia Neotropical**, Washington, v. 23, n. 1, p. 113–131, 2012.

BENCKE, G.A.; MAURICIO, G.N.; DEVELEY, P.F.; GOERCK, J.M. **Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil**. São Paulo: SAVE, 2006. pt. 1: estados do domínio da Mata Atlântica, 494 p.

BANKS-LEITE, C.; PARDINI, R.; TAMBOSI, L.R.; PEARSE, W.D.; BUENO, A.A.; BRUSCAGIN, R.T.; CONDEZ, T.H.; DIXO, M.; IGARI, A.T.; MARTENSEN, A.C.; METZGER, J.P. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, New York, v. 345, n. 6200, p. 1041–1045, Aug. 2014.

BLAKE, J.G.; HOPPE, W.G. Influence of resource abundance on use of tree-fall gaps by birds in an isolated woodlot. **The Auk**, Lawrence, v. 103, n. 2, p. 328–340, Apr. 1986.

BRADFORD, D.F.; FRANSON, S.E.; NEALE, A.C.; HEGGEM, D.T.; MILLER, G.R.; CANTERBURY, G.E. Bird species assemblages as indicators of biological integrity in Great Basin rangeland. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 49, n. 1, p. 1–22, Jan. 1998.

BRANCALION, P.H.S.; LIMA, L.R.; RODRIGUES, R.R. Restauração ecológica como estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais. In: PERES, C.A.; BARLOW, J.; GARDNER, T.A.; VIEIRA, I.C.G. (Org.). **Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil**. Curitiba: Ed. UFPR, 2013. cap. 26, p. 565–587.

BREGMAN, T.P.; SEKERCIOGLU, C.H.; TOBIAS, J.A. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: implications for ecosystem function and conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 169, p. 372-383, 2014.

BOSCOLO, D.; METZGER, J.P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 24, n. 7, p. 907-918, Aug. 2009.

BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE, M.; METZGER, J.P. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 40, n. 3, p. 273-276, May 2008.

BRYCE, S.A. Development of a bird integrity index: measuring avian response to disturbance in the blue mountains of Oregon, USA. **Environmental Management**, New York, v. 38, n. 3, p. 470-486, 2006.

BRYCE, S.A.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R. Development of a bird integrity index: Using bird assemblages as indicators of riparian condition. **Environmental Management**, New York, v. 30, n. 2, p. 294-310, 2002.

BOCHIO, G.M.; ANJOS, L. The importance of considering bird detectability for assessing biological integrity. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 10, n. 1, p. 72-76, jul. 2012.

BUECHLEY, E.R.; SEKERCIOGLU, C.H.; ATICKEM, A.; GEBREMICHAEL, G.; NDUNGU, J.K.; MAHAMUED, B.A.; BEYENE, T.; MEKONNEN, T.; LENS, L. Importance of Ethiopian shade coffee farms for forest bird conservation. **Biological Conservation**, Essex, 2015. In press.

BYRON, H. **Biodiversity and environmental impact assessment: a good practice guide for road schemes**. Sandy: The RSPB; WWF-UK; English Nature and the Wildlife Trusts, 2000. 120 p.

CANDIDO JR., J.F. The Edge Effect in a forest bird community in Rio Claro, Sao Paulo State, Brazil. **Ararajuba**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 1, p. 9-16, jun. 2000.

CASATTI, L.; FERREIRA, C.P.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 623, n. 1, p. 173-189, 2009.

CAVARZERE, V.; MORAES, G.P.; DONATELLI, R.J. Avifauna of caetetus ecological station, Interior of Sao Paulo, Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 49, n. 35, p. 477-485, 2009.

CHAMBERS, S.A. **Birds as environmental indicators: review of literature**. Melbourne: Parks Victoria, 2008. 53 p. (Technical Series, 55).

CHAZDON, R.L.; PERES, C.A.; DENT, D.; SHEIL, D.; LUGO, A.E.; LAMB, D.; STORK, N.E.; MILLER, S.E. The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation Biology**, Oxford, v. 23, n. 6, p. 1406-1417, 2009.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução n. 001 de 23 de janeiro de 1986**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html>>. Acesso em: 20 ago. 2014.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução n. 237 de 19 de dezembro de 1997**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res97/res23797.html>>. Acesso em: 20 ago. 2014.

COSTA, P.F.; SHULZ, U.H. The fish community as an indicator of biotic integrity of the streams in the Sinos River basin. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 70, n. 4, p. 1195-1205, 2010.

CULLEN JR., L.; BODMER, E.R.; VALLADARES-PADUA, C. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. **Oryx**, Oxford, v. 35, n. 2, p. 137-144, 2001.

DEVELEY, P.F.; CAMARGO MARTENSEN, A. Birds of Morro Grande Reserve (Cotia, SP). **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 2, p. 1-16, 2006.

DEWALT, S.J.; MALIAKAL, S.K.; DENSLOW, J.S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 182, n. 1/3, p. 139-151, Sept. 2003.

DIRZO, R.; RAVEN, P.H. Global state of biodiversity and loss. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, v. 28, n. 1, p. 137-167, July 2003.

DONATELLI, J.D.; FERREIRA, C.D.; DALBETO, A.C.; POSSO, S.R. Análise comparativa da assembléia de aves em dois remanescentes florestais no interior do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 24, n. 2, p. 362-375, jun. 2007.

DUNNING, J.B. **CRC handbook of avian body masses**. 2nd ed. London: CRC Press, 2007. 655 p.

EVARISTO, V.T.; BRAGA, J.M.A.; NASCIMENTO, M.T. Atlantic forest regeneration in abandoned plantations of eucalypt (*Corymbia citriodora* (Hook.) K.D.Hill and L.A.S.Johnson) in Rio de Janeiro, Brazil. **Interciencia**, Caracas, v. 36, n. 6, p. 431-436, 2011.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, 2003.

FARIA, I.P.; PAULA, W.S. Body masses of birds from Atlantic forest region, southeastern Brazil. **Ornitología Neotropical**, Washington, v. 19, p. 599-606, 2008.

FERRAZ, G.; RUSSELL, G.J.; STOUFFER, P.C.; BIERREGAARD, R.O.; PIMM, S.L.; LOVEJOY, T.E. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, New York, v. 100, n. 24, p. 14069-14073, Nov. 2003.

FERRAZ, K.M.P.M.B.; SIQUEIRA, M.F.; ALEXANDRINO, E.R.; LUZ, D.T.A.; COUTO, H.T.Z. Environmental suitability of a highly fragmented and heterogeneous landscape for forest bird species in southeastern Brazil. **Environmental Conservation**, Cambridge, v. 39, n. 4, p. 316-324, Dec. 2012.

FERRAZ, S.F.B.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; CASSIANO, C.C.; BRANCALION, P.H.; LUZ, D.T.A.; AZEVEDO, T.N.; TAMBOSI, L.; METZGER, J.P. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 29, n. 2, p. 187-200, Feb. 2014.

FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.K. Global consequences of land use. **Science**, New York, v. 309, n. 5734, p. 570-574, July 2005.

FONSECA, R.C.B.; RODRIGUES, R.R. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessionais de uma floresta semidecídua em Botucatu, SP. **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, Piracicaba, n. 57, p. 27-43, June 2000.

FORE, L.S.; KARR, J.R.; WISSEMAN, R.W. Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. **Journal of the North American Benthological Society**, Chicago, v. 15, n. 2, p. 212-231, June 1996.

GABRIEL, V.A.; PIZO, M.A. Foraging behavior of tyrant flycatchers (Aves, Tyrannidae) in Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 22, n. 4, p. 1072-1077, dez. 2005.

GLENNON, M.J.; PORTER, W.F. Effects of land use management on biotic integrity: an investigation of bird communities. **Biological Conservation**, Essex, v. 126, n. 4, p. 499-511, 2005.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. Atlantic Forest hotspot status: an overview. In: _____. (Ed.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington: Island Press, 2003. chap. 1, p. 3-11.

GIRAUDO, A.R.; MATTEUCCI, S.D.; ALONSO, J.; HERRERA, J.; ABRAMSON, R.R. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 17, n. 5, p. 1251-1265, 2008.

GLASSON, J.; SALVADOR, N.N.B. EIA in Brazil: a procedures-practice gap. A comparative study with reference to the European Union, and especially the UK. **Environmental Impact Assessment Review**, New York, v. 20, n. 2, p. 191-225, 2000.

GOERCK, J.M. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. **Conservation Biology**, Boston, v. 11, n. 1, p. 112-118, Feb. 1997.

GOOSEM, M. Effects of tropical rainforest roads on small mammals: edge changes in community composition. **Wildlife Research**, Victoria, v. 27, n. 2, p. 151-163, 2000.

GRABAS, G.P.; BLUKACZ-RICHARDS, E.A.; PERNANEN, S. Development of a submerged aquatic vegetation community index of biotic integrity for use in Lake Ontario coastal wetlands. **Journal of Great Lakes Research**, Toronto, v. 38, n. 2, p. 243-250, 2012.

GRAY, M.A.; BALDAUF, S.L.; MAYHEW, P.J.; HILL, J.K. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. **Conservation Biology**, Oxford, v. 21, n. 1, p. 133-141, 2007.

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 148, n. 1, p. 185-206, 2001.

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

HARPER, K.A.; MACDONALD, S.E.; BURTON, P.J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K.D.; SAUNDERS, S.C.; ROBERTS, D.; JAITEH, M.S.; ESSEEN, P.A. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, Oxford, v. 19, n. 3, p. 768-782, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Instrução normativa n. 146 de 10 de janeiro de 2007**. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/sisbio/images/stories/instrucoes_normativas/IN146_2007_Empreendimentos.pdf> Acesso em: 20 ago. 2014.

JAMESON, S.C.; ERDMANN, M.V.; KARR, J.R.; POTTS, K.W. Charting a course toward diagnostic monitoring: a continuing review of coral reef attributes and a research strategy for creating coral reef indexes of biotic integrity. **Bulletin of Marine Science**, Coral Glabes, v. 69, n. 2, p. 701-744, 2001.

JOHNSON, M.D. Measuring habitat quality: a review. **The Condor**, Los Angeles, v. 109, n. 3, p. 489-504, 2007.

KARR, J.R Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, Bethesda, v. 6, n. 6, p. 21-27, Nov./Dec. 1981.

_____. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. **Ecological Applications**, Tempe, v. 1, n. 1, p. 66-84, Feb. 1991.

_____. Seven foundations of biological monitoring and assessment. **Biologia Ambientale**, Trieste, v. 20, n. 2, p. 7-18, 2006

KARR, J.R.; CHU, E.W. **Restoring life in running waters**: better biological monitoring. Washington: Island Press, 1999. 209 p.

KARR, J.R.; DUDLEY, D.R. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**, New York, v. 5, n. 1, p. 55-68, 1981.

KARR, J.R.; KIMBERLING, D.N. A terrestrial arthropod index of biological integrity for shrub-steppe landscapes. **Northwest Science**, Cheney, v. 77, n. 3, p. 202-213, 2003.

KARR, J.R.; FAUSCH, K.D.; ANGERMEIER, P.L.; YANT, P.R.; SCHLOSSER, I.J. **Assessment of biological integrity in running water**: a method and its rationale. Champaign: Illinois Natural History Survey, 1986. 28 p. (Special Publication, 5).

KERANS, B.L.; KARR, J.R. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. **Ecological Applications**, Tempe, v. 4, n. 4, p. 768-785, 1994

KIMBERLING, D.N.; KARR, J.R.; FORE, L.S. Measuring human disturbance using terrestrial invertebrates in the shrub-steppe of eastern Washington (USA). **Ecological Indicators**, Kiel, v. 1, n. 2, p. 63-81, 2001.

KISSLING, W.; SEKERCIOGLU, C.H.; JETZ, W. Bird dietary guild richness across latitudes, environments and biogeographic regions. **Global Ecology and Biogeography**. Oxford, v. 21, n. 3, p. 328-340, 2012.

KOBLITZ, R.V.; PEREIRA JÚNIOR, S.J.; AJUZ, R.C.A.; GRELLER, C.E.V. Ecologia de paisagens e licenciamento ambiental. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 9, n. 2, p. 244-248, dez. 2011.

KREBS, C.J. **Ecological methodology**. 2nd ed. Menlo Park: Addison Wesley; Longman, 1999. 620 p.

LAMBIN, E.F.; GEIST, H.J.; LEPELERS, E. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, v. 28, n. 1, p. 205-241, July 2003.

LIMA, F.P.; MUNIZ, J.R.; MARCO JUNIOR, P. Evaluating Brazilian conservation projects: the weak link between practice and theory. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 8, p. 41-45, jul. 2010.

LIMA, L.M. **Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação**. 2013. 513 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.

LOBO-ARAÚJO, L.W.; TOLEDO, M.T.; EFE, M.A.; MALHADO, A.; VITAL, M.V.; TOLEDO-LIMA, G.S.; MACARIO, P.; SANTOS, J.G.; LADLE, R.J. Bird communities in three forest types in the Pernambuco Centre of Endemism, Alagoas, Brazil. **Iheringia Serie Zoologia**, Porto Alegre, v. 103, n. 2, p. 85-96, jun. 2013.

LÔBO, D.; LEÃO, T.; MELO, F.P.; SANTOS, A.M.; TABARELLI, M. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 17, n. 2, p. 287-296, 2011.

LUDWIG, J.A.; REYNOLDS, J.F. **Statistical ecology: a primer on methods and computing**. New York: John Wiley, 1988. 337 p.

LUZ, D.T.A. **Ecologia trófica em matrizes agrícolas: uso da ferramenta isotópica para conservação de aves em ambientes antrópicos**. 2013. 159 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

LYONS, J.; NAVARRO-PEREZ, S.; COCHRAN, P.A.; SANTANA, E.C.; GUZMAN-ARROYO, M. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central Mexico. **Conservation Biology**, Oxford, v. 9, n. 3, p. 569-584, 1995.

MACK, J.J. Developing a wetland IBI with statewide application after multiple testing iterations. **Ecological Indicators**, Kiel, v. 7, n. 4, p. 864-881, 2007.

MAGALHÃES, V.S.; AZEVEDO JÚNIOR, S.M.D.; LYRA-NEVES, R.M.D.; TELINO-JÚNIOR, W.R.; SOUZA, D.P.D. Biology of birds captured in an Atlantic Forest fragment at Igarassu, Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 24, n.4, p. 950-964, dez. 2007.

MAGIOLI, M.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; RODRIGUES, M.G. Medium and large-sized mammals of an isolated Atlantic Forest remnant, southeast São Paulo State, Brazil. **Check List**, São Paulo, v. 10, n. 4, p. 850-8856, Sept. 2014.

MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell, 2004. 256 p.

MANHÃES, M.A.; LOURES-RIBEIRO, A. Avifauna da Reserva Biológica Municipal Poço D'Anta, Juiz de Fora, MG. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 3, p. 275-286, set. 2011.

MANGUEIRA, J.R.S.A. **A regeneração natural como indicadora de conservação, de sustentabilidade e como base do manejo adaptativo de fragmentos florestais remanescentes inseridos em diferentes matrizes agrícolas**. 2012. 127 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

MANU, S.; PEACH, W.; CRESSWELL, W. The effects of edge, fragment size and degree of isolation on avian species richness in highly fragmented forest in West Africa. **Ibis**, London, v. 149, n. 2, p. 287-297, Apr. 2007.

MARINI, M.A. Bird movement in a fragmented Atlantic Forest landscape. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Lisse, v. 45, n. 1, p. 1-10, 2010.

MARTENSEN, A.C.; PIMENTEL, R.G.; METZGER, J.P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 9, p. 2184-2192, Sept. 2008.

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

MARTINELLI, L.A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological Applications**, Tempe, v. 18, n. 4, p. 885-898, June 2008.

MEDEIROS, H.R.; TOREZAN, J.M. Evaluating the ecological integrity of Atlantic forest remnants by using rapid ecological assessment. **Environmental monitoring and assessment**, Dordrecht, v. 185, n. 5, p. 4373-4382, 2013.

MEDEIROS, H.R.; BOCHIO, G.M.; RIBEIRO, M.C.; TOREZAN, J.M.; ANJOS, L. Combining plant and bird data increases the accuracy of an Index of Biotic Integrity to assess conservation levels of tropical forest fragments. **Journal for Nature Conservation**, Jena, v. 25, p. 1-7, May 2015.

MELO, F.P.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L.; MARTINEZ-RAMOS, M.; TABARELLI, M. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 28, n. 8, p. 462-468, Aug. 2013.

METZGER, J.P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 4, n. 2, p. 11-23, out. 2006.

MITTERMEIER, R.A.; GILL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, J.; MITTERMEIER, C.J.; LAMOURUX, J.; FONSECA, G.A.B. **Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Washington: CEMEX, 2005. 390 p.

MODENA, E.S.; RODRIGUES, M.; SOUZA, A.L.T. Trophic structure and composition of an understory bird community in a succession gradient of Brazilian Atlantic forest. **Ornithologia**, Cabedelo, v. 6, n. 1, p. 78-88, Dec. 2013.

FISCHER, J.; BARRETT, G.; WOOD, J.; LEAVESLEY, A.; LINDENMAYER, D.B. Bird's response to revegetation of different structure and floristics: are “restoration plantings” restoring bird communities? **Restoration Ecology**, Malden, v. 19, n. 201, p. 223-235, 2011.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, n. 6772, p. 853-858, Feb. 2000.

NEWBOLD, T.; SCHARLEMANN, J.P.; BUTCHART, S.H.; ŞEKERCIOĞLU, Ç.H.; ALKEMADE, R.; BOOTH, H.; PURVES, D.W. Ecological traits affect the response of tropical forest bird species to land-use intensity. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, London, v. 280, n. 1750, p. 2012-2131, 2013.

O'CONNELL, T.J.; JACKSON, L.E.; BROOKS, R.P. Bird guilds as indicators of ecological condition in the central Appalachians. **Ecological Applications**, Tempe, v. 10, n. 6, p. 1706-1721, 2000.

PARDINI, R.; BUENO, A.A.; GARDNER, T.A.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **Plos One**, San Francisco, v. 5, n. 10, p. e13666, Oct. 2010.

PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G.M.; LAPS, R.R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M.L.B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1178-1190, June 2009.

PARKER III, T.A.; STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W. Ecological and distributional databases. In: STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W.; PARKER III, T.A.; MOSKOVITS, D.K. (Ed.). **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: The University of Chicago Press, 1996. chap. 4, p. 111-410.

PEARMAN, P.B. The scale of community structure: habitat variation and avian guilds in tropical forest understory. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 72, n. 1, p. 19-39, 2002.

PEREIRA, G.A.; AZEVEDO JÚNIOR, S.M. Estudo comparativo entre as comunidades de aves de dois fragmentos florestais de caatinga em Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Ornithologia**, São Paulo, v. 19, n. 1, p. 22-31, 2011.

PEREIRA, J.A.A.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; EISONLOHR, P.V.; MIRANDA, P.S.L.; LEMOS-FILHO, J.P. Human impacts affect tree community features of 20 forest fragments of a vanishing Neotropical hotspot. **Environmental Management**, New York, v. 55, n. 2, p. 296-307, Feb. 2015.

PINHEIRO, C.E.G.; BAGNO, M.A.; BRANDÃO, R.A. Diet and foraging behavior of the rufous-tailed jacamar (*Galbula ruficauda*, Galbulidae) in central Brazil. **Ararajuba**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, p. 241-243, dez. 2003.

PINTO, B.C.T.; ARAÚJO, F.G. Assessing of biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 50, n. 3, p. 489-502, May 2007.

PIRATELLI, A.; ANDRADE, V.A.; LIMA FILHO, M.. Aves de fragmentos florestais em área de cultivo de cana-de-açúcar no sudeste do Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 95, n. 2, p. 217-222, jun. 2005.

PIRATELLI, A.; MELO, F.P.; CALIRI, R.F. Dados morfométricos de aves de sub-bosque da região leste de Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 18, n. 2, p. 305-317, 2001.

PIRATELLI, A.; SOUSA, S.D.; CORRÊA, J.S.; ANDRADE, V.A.; RIBEIRO, R.Y.; AVELAR, L.H.; OLIVEIRA, E.F. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 68, n. 2, p. 259-268, May 2008.

PREVEDELLO, J.A.; VIEIRA, M.V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 19, n. 5, p. 1205-1223, May 2010.

POZZA, D.D.; PIRES, J.S.R. Bird communities in two fragments of semideciduous forest in rural Sao Paulo State. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 63, n. 2, p. 307-319, May 2003.

R CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 30 set. 2014.

REINERT, B.L.; PINTO, J.C.; BORNSCHEIN, M.R.; PICHORIM, M.; MARINI, M.A. Body masses and measurements of birds from southern Atlantic Forest, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 13, n. 4, p. 815-820, 1996.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, June 2009.

RIBEIRO, M.C.; MARTENSEN, A.C.; METZGER, J.P.; TABARELLI, M.; SCARANO, F.; FORTIN, M.J. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: ZACHOS, F.E.; HABEL, J. C. **Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas**. New York: Springer Science & Business Media. 2011. chap. 21, p. 405-434.

RIBON, R.; SIMON, J.E.; DE MATTOS, G.T. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. **Conservation Biology**, Boston, v. 17, n. 6, p. 1827-1839, Dec. 2003.

ROCHA, M.F.; PASSAMANI, M.; LOUZADA, J. A small mammal community in a forest fragment, vegetation corridor and coffee matrix system in the Brazilian Atlantic forest. **PloS One**, San Fransico, v. 6, n. 8, p. e23312, Aug. 2011.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1242-1251. June 2009.

ROONEY, R.C.; BAYLEY, S.E. Development and testing of an index of biotic integrity based on submersed and floating vegetation and its application to assess reclamation wetlands in Alberta's oil sands area, Canada. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 184, n. 2, p. 749-761, 2012.

RUARO, R.; GUBIANI, É.A. A scientometric assessment of 30 years of the index of biotic integrity in aquatic ecosystems: Applications and main flaws. **Ecological Indicators**, Kiel, v. 29, p. 105-110, 2013.

SABINO, A.P.S. **Composição florística e estrutural de bordas de fragmentos florestais inseridos em matrizes agrícolas**. 2012. 73 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura e Ambiente) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2012.

SAMBUICHI, R.H.R; HARIDASAN, M. Recovery of species richness and conservation of native Atlantic forest trees in the cacao plantations of southern Bahia in Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 16, n. 13, p. 3681-3701, 2007.

SÁNCHEZ, L.E. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2006. 495 p.

SÁNCHEZ, L.E.; CROAL, P. Environmental impact assessment, from Rio-92 to Rio+20 and beyond. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 15, n. 3, p. 41-54, 2012.

SÃO PAULO. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Resolução SMA n.14, de 25 de fevereiro de 2014**. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/legislacao/files/2014/05/RESOLUCAO-SMA-49-28052014.pdf>>. Acesso em: 20 ago. 2014.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Oxford, v. 5, n. 1, p. 18-32, Mar. 1991.

SEKERCIOGLU, C.H. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. **Biological Conservation**, Essex, v. 107, n. 2, p. 229-240, 2002.

_____. Increasing awareness of avian ecological function. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 21, n. 8, p. 464-471, Aug. 2006.

_____. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. **Journal of Ornithology**, Heidelberg, v. 153, p. S153-S161, Aug. 2012.

SEKERCIOGLU, C.H.; DAILY, G.C.; EHRLICH, P.R. Ecosystem consequences of bird declines. **Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America**, New York, v. 101, n. 52, p. 18042-18047, 2004.

SEKERCIOGLU, C.H.; EHRLICH, P.R.; DAILY, G.C.; AYGEN, D.; GOEHRING, D.; SANDÍ, R.F. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. **Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America**, New York, v. 99, n. 1, p. 263-267, Jan. 2002.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. 862 p.

SILVA, C.M.; SCARANO, F.R.; CARDEL, F.S. Regeneration of an Atlantic forest formation in the understorey of a *Eucalyptus grandis* plantation in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Oxford, v. 11, n. 1, p. 147-152, 1995.

SILVEIRA, L.F.; BENEDICTO, G.A.; SCHUNCK, F.; SUGIEDA, A.M. Aves. In: BRESSAN, P.M.; KIERULFF, M.C.M.; SUGIEDA, A.M. **Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo**. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo; Secretaria do Meio Ambiente, 2009. p. 87-283.

SILVEIRA, L.F.; BEISIEGEL, B.M.; CURCIO, F.F.; VALDUJO, P.H.; DIXO, M.; VERDADE, V.K.; MATTOX, G.M.T.; CUNNINGHAM, P.T.M. What use do fauna inventories serve? **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 24, n. 68, p. 173-207, 2010.

SLOOTWEG, R.; MOLLINGA, P.P. The impact assessment framework. In: SLOOTWEG, R.; RAJVANSHI, A.; MATHUR, V.B.; KOLHOFF, A. (Ed.). **Biodiversity in environmental assessment: enhancing ecosystem services for human well-being**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010. chap. 4, p. 87-124.

SODHI, N.S.; KOH, L.P.; PRAWIRADILAGA, D.M.; TINULELE, I.; PUTRA, D.D.; TAN, T.H.T. Land use and conservation value for forest birds in Central Sulawesi (Indonesia). **Biological Conservation**, Essex, v. 122, n. 4, p. 547-558, Apr. 2005.

STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W.; PARKER III, T.A.; MOSKOVITS, D.K. **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: The University of Chicago Press, 1996. 478 p.

STRATFORD, J.A.; STOUFFER, P.C. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. **Conservation Biology**, Boston, v. 13, n. 6, p. 1416-1423, Dec. 1999.

_____. Microhabitat associations of terrestrial insectivorous birds in Amazonian rainforest and second-growth forests. **Journal of Field Ornithology**, Heidelberg, v. 84, n. 1, p. 1-12, 2013.

STRAUBE, F.C.; VASCONCELOS, M.F.; URBEN-FILHO, A.; CÂNDIDO-JR, J.F. Protocolo mínimo para levantamentos de avifuna em estudos de impacto ambiental. In: MATTER, S.V.; STRAUBE, F.C.; ACCORDI, I.; PIACENTINI, V.; CÂNDIDO-JR., J.F. **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. chap. 9, p. 237-254.

STOUFFER, P.C.; BIERREGAARD JR., R.O. Use of Amazonian Forest fragments by understory insectivorous birds. **Ecology**, Tempe, v.76, n. 8, p. 2429-2445, Dec. 1995

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 2, p. 217-223, 1999.

TABARELLI, M.; PERES, C.A.; MELO, F.P.L. The 'few winners and many losers' paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, Essex, v. 155, p. 136-140, Oct. 2012.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V.; RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; PERES, C.A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, Essex, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, Oct. 2010.

TEIXEIRA, A.M.G.; SOARES-FILHO, B.S.; FREITAS, S.R.; METZGER, J.P. Modeling landscape dynamics in an Atlantic rainforest region: Implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, n. 4, p. 1219-1230, 2009

TEMPLE, S.A.; WIENS, J.A. Bird populations and environmental changes: can bird be bio-indicators? **American Birds**, New York, v. 43, n. 2, p. 260-270, 1989.

TEJEDA-CRUZ, C.; SUTHERLAND, W.J. Bird responses to shade coffee production. **Animal Conservation**, Oxford, v. 7, p. 169-179, May 2004.

THIOLLAY, J.M. Responses of an avian community to rain forest degradation. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 8, n. 4, p. 513-534, 1999.

UEZU, A.; BEYER, D.D.; METZGER, J.P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? **Biodiversity and Conservation**, London, v. 17, n. 8, p. 1907-1922, July 2008.

UEZU, A.; METZGER, J.P.; VIELLIARD, J.M.E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, Essex, v. 123, n. 4, p. 507-519, June 2005.

VARGAS, L.S.; SÁNCHEZ, N.V.; AVALOS, G. Forest structure and territory size relationship in the Neotropical understory insectivore *Henicorhina leucosticta*. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 27, n. 1, p. 65-72, 2011.

VASCONCELOS, M.F. Uma opinião crítica sobre a qualidade e a utilidade dos trabalhos de consultoria ambiental sobre avifauna. **Atualidades Ornitológicas**, Ivaiporã, n. 131, p.10-12, maio/jun. 2006.

VIELLIARD, J.M.E.; ALMEIDA, M.E.C.; ANJOS, L.; SILVA, W.R. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o índice pontual de abundância (IPA). In: MATTER, S.V.; STRAUBE, F.C.; ACCORDI, I.; PIACENTINI, V.; CÂNDIDO-JR., J.F. **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. chap. 2, p. 47-60.

WESTRA, L. Ecological integrity. In: MITCHAM, C. (Ed.). **Encyclopedia of science, technology, and ethics**. Detroit: Macmillan Reference, 2005. v. 5, p. 574-578.

WILLIS, E.O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in Southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 1-25, 1979.

WILLIS, E.O.; ONIKI, Y. Invasion of deforested regions of São Paulo State by the picazuro pigeon, *Columba picazuro* Temminck, 1813. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 39, n. 11, p. 1064-1065, 1987.

_____. Birds of a central São Paulo woodlot: 4. Morphometrics, cloacal temperatures, molt and incubation patch. In: ALBUQUERQUE, J.L.B.; CANDIDO JR., J.F.; STRAUBE, F.C.; ROOS, A.L. (Ed.). **Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias**. Tubarão: Unisul, 2001. p. 69-101.

_____. Birds of a central São Paulo woodlot: 1. Censuses 1982-2000. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 62, n. 2, p. 197-210, May 2002

WILSON, M.J.; BAYLEY, S.E. Use of single versus multiple biotic communities as indicators of biological integrity in northern prairie wetlands. **Ecological Indicators**, Kiel, v. 20, p. 187-195, 2012.

WRIGHT, S.J. Tropical forests in a changing environment. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 20, n. 10, p. 553-560, Oct. 2005.

_____. The future of tropical forests. **Annals of the New York Academy of Sciences**, New York, v. 1195, n. 1, p. 1-27, 2010.

WONG, M. Trophic organization of understory birds in a Malaysian dipterocarp forest. **The Auk**, Lawrence, v. 103, n. 1 p. 100-116, Jan. 1986.

WU, J. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 28, n. 6, p. 999-1023, 2013.

ZANETTE, L.; DOYLE, P.; TREMONT, S.M. Food shortage in small fragments: evidence from an area-sensitive passerine. **Ecology**, Carlton, v. 81, n. 6, p. 1654-1666, June 2000.

ZURITA, G.A.; BELLOCQ, M.I. Bird assemblages in anthropogenic habitats: identifying a suitability gradient for native species in the Atlantic Forest. **Biotropica**, Washington, v. 44, n. 3, p. 412-419, May 2012.

4 ASSEMBLEIAS DE AVES OCORRENTES EM CANA-DE-AÇÚCAR E PASTAGEM. DUAS CULTURAS ABUNDANTES NO SUDESTE BRASILEIRO.

Resumo

Diversas culturas agrícolas estão presentes nas paisagens antrópicas do mundo todo. Sabendo que cada cultura reúne características ambientais e práticas de manejo próprias, pesquisadores têm investigado quais os impactos causados por elas à biodiversidade, bem como qual o potencial de cada uma em abrigar espécies da fauna. Apesar da importância deste tema, duas culturas extensamente presentes no sudeste brasileiro (cana-de-açúcar e pastagens) ainda não foram apropriadamente investigadas. Neste contexto, tomando a avifauna como um representante da biodiversidade, o presente estudo objetivou: (1) caracterizar e comparar a assembleia de aves ocorrentes no interior da cultura de pasto e cana-de-açúcar, (2) compreender quais características presentes nas paisagens de ambas culturas podem influenciar a composição das assembleias de aves ocorrentes. Para isso foi realizado um levantamento quali-quantitativo das aves de ambas culturas presentes na paisagem agrícola da Bacia do Rio Corumbataí, por meio de quatro sítios amostrais em cada. Estes foram alocados a pelo menos 350 metros dos demais usos de solo e eram compostos por dois pontos fixos e um transecto. As amostragens foram mensais ao longo de um ano. Foram testadas a relação da riqueza geral e composição de espécies das assembleias com a diversidade da paisagem, permeabilidade conferida pelas árvores isoladas e o tamanho efetivo da vegetação natural florestal em ambas culturas, sendo estas variáveis coletadas em duas escalas de análise (600m e 1000m) a partir do sítio amostral. No total, 132 espécies foram observadas nos sítios de pasto enquanto que apenas 72 na cana-de-açúcar. Do mesmo modo a riqueza e abundância relativa de todos os grupos de aves mais detalhadamente investigadas (espécies florestais, espécies não-florestais, espécies com hábitos mistos “florestais-não-florestais”, insetívoras, onívoras, granívoras e frugívoras) também foi maior no pasto. A composição da avifauna em ambas culturas foi apenas 48% similar. As três variáveis da paisagem, coletadas tanto na escala de 600 quanto em 1000 metros, foram importantes para explicar a variação na composição das assembleias entre as culturas, não havendo padrão de resposta entre os diferentes grupos de aves às variáveis consideradas. Os resultados corroboram com estudos realizados em demais culturas no mundo, onde uma paisagem agrícola mais heterogênea favorece a ocorrência de um número maior de espécies com papéis ecológicos distintos, beneficiando então uma maior biodiversidade em seu interior. Logo, considerando uma potencial expansão da plantação de cana-de-açúcar em virtude da demanda por biocombustíveis, sugere-se que futuramente nesta cultura sejam realizadas práticas de manejo que possam favorecer a heterogeneidade da paisagem. Este é um dos passos para minimização dos impactos das atividades agrícolas sobre a biodiversidade existente nas culturas.

Palavras-chave: Paisagens agrícolas; Paisagens heterogêneas; Impactos da agricultura; Expansão agrícola; Expansão da cana-de-açúcar; Biocombustíveis; Gado

Abstract

A variety of crops is found in human-modified landscapes around the world. Considering that each crop gathers particular environmental characteristics and management practices, researchers are nowadays investigating the impact of each crop on the biodiversity, as

well as they are raising knowledge about crops potential to harbor faunal species. Despite the subject relevance, two abundant crops in southeast Brazil (sugar cane and cattle pastures) were not properly investigated yet. Thus, taking in account birds as a sample of biodiversity, this research aimed to: (1) characterize the bird assemblages found in the interior of cattle pastures and sugar cane and compare the composition between them (2) understand which landscapes features of both crops may exert influence on the bird assemblage composition. To do so, a qualitative bird sampling was proceeded in both crops in the Corumbataí river Basin (São Paulo, Brazil), using four sites located in each crop. Each site was located at least 350 meters from any other soil type, and they were composed by two point-counts and one linear transect. Bird sampling was performed monthly in each site along one year. The relationship between general assemblage richness and their species composition with the landscape diversity, spotted tree's permeability and the effective natural forest size in both crops were investigated, being each landscape features obtained from two scales of analysis (600m and 1000m) from each site. A total of 132 species were observed in cattle pastures while only 72 species were observed in sugar cane. In addition, the richness and relative abundance of all bird groups further investigated (forest species, non-forest species, species with double habits "forest-non-forest", insectivorous, omnivorous, granivorous and frugivorous) were also higher in pastures sites. The species similarity between both crops was low (48%). The three landscapes features of both scale of analysis were considered important to explain the species composition variation on the assemblages of both crops, but no patterns of responses among the different bird groups against these features were observed. The results corroborated with studies made in other agricultural landscapes in the world, which showed that increasing landscape heterogeneity favors the occurrence of a high number of species with different ecological traits, benefiting a greater biodiversity within the crops. Therefore, bearing in mind the potential expansion of sugar cane crops, due the global biofuel demands, the following research suggests that new management practices that may favor the landscape heterogeneity in sugar cane crops should be used in a near future. This is one of the proper steps to minimize the agricultural activities impacts on the living biodiversity of agricultural landscapes.

Keywords: Agricultural landscapes; Landscape heterogeneity; Agricultural impacts; Sugar cane expansion; Agricultural expansion; Biofuel; Cattle

4.1.Introdução

Há séculos zonas agrícolas voltadas à produção de alimentos constituem um cenário global comum (RAMANKUTTY et al., 2006; HABERL et al., 2007). Hoje, também há o interesse por áreas agrícolas voltadas à produção de matéria-prima para biocombustíveis, instigada pela necessidade de redução da queima de combustíveis fósseis e emissão de gases do efeito estufa (e.g., INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPPC, 2007; FARGIONE et al., 2008). Assim, o tema "produção de alimentos *versus* produção de biocombustíveis", bem como estabelecer novas áreas para plantio ou aumentar a produtividade nas plantações já existentes, têm sido tratado em pesquisas recentes. Além de discussões sobre os possíveis impactos que a substituição de culturas pode gerar na sociedade e economia (e.g.,

MARTINELLI; FILOSO, 2008; TILMAN et al., 2009; NOVO et al., 2010; EGESKOG et al., 2011; BARRETO et al., 2013), pesquisadores também têm discutido como o avanço de culturas intensivas (i.e., seja para produção de alimento, seja para produção de biocombustíveis) podem afetar os ecossistemas e a biota (e.g., MORTON et al., 2006; FITZHERBERT et al., 2008; BERNARD et al., 2011, FAHRIG et al., 2011, VERDADE et al., 2012). Algumas práticas de manejo já foram relatadas como extremamente danosas à biodiversidade, como o uso de defensores químicos organoclorados (e.g., NEWTON, 1976; MCLAUGHLIN; MINEAU, 1995). Do mesmo modo a intensificação da produção agrícola e o estabelecimento de extensas monoculturas também podem causar impactos à biota (MCLAUGHLIN; MINEAU, 1995; KREBS et al., 1999; DONALD et al., 2001; FILLOY; BELLOCQ, 2007). No entanto, em outras culturas, como cereais em estepes do sul da Europa (e.g., DELGADO; MOREIRA, 2000) e café sombreado na América Central (e.g., PETIT et al., 1999; PETIT; PETIT, 2003; TEJEDA-CRUZ; SUTHERLAND, 2004, LEYEQUIÉN et al., 2010) e Etiópia (e.g., BUECHLEY et al., 2015) a dinâmica e os aspectos estruturais destas culturas combinadas com as condições dos ecossistemas presentes nas proximidades foram relatadas como determinantes para a ocorrência e manutenção de algumas espécies de aves. Assim, atualmente muitas culturas e paisagens agrícolas presentes no mundo todo têm sido investigadas sobre como elas comportam espécies da biodiversidade e quais práticas podem favorecê-las (e.g., BENNETT et al., 2006; FISCHER et al., 2008; FAHRIG et al., 2011).

Apesar de ser uma linha de pesquisa comum no exterior, no Brasil poucos estudos foram realizados a fim de investigar a biodiversidade presente nas suas culturas agrícolas, até mesmo com a avifauna, um grupo extensamente estudado em paisagens antrópicas (e.g., SEKERCIOGLU, 2006). A cana-de-açúcar e as pastagens para gado são duas culturas abundantes no sudeste do brasileiro (IBGE, 2015; UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA-DE-AÇÚCAR - UNICA, 2015), no entanto, publicações relatando a avifauna ocorrente no pasto (e.g., MACHADO; ROSA 2005; BENCKE; DIAS, 2010; PIZO; SANTOS, 2011; SILVA et al., 2015) e nos canaviais (e.g., MIRANDA; MIRANDA 2004; GOMES et al., 2012) ainda são escassas.

A cana-de-açúcar foi introduzida no Brasil ainda no período colonial para suprir a demanda de açúcar na Europa (SCHWARTZ, 2005). Além deste fim, a partir da década de 30 o Brasil passou a explorar a cana-de-açúcar para a produção de etanol. Na década de 70 tornou-se obrigatória a adição do etanol nos combustíveis de automóveis (i.e., Programa Proálcool) e o

governo passou a subsidiar a produção o que favoreceu a expansão da cultura (SOCCOL et al., 2005; GAUDER et al., 2011). Apesar da crise do Proálcool ocorrida no início da década 90 e consequente desaceleração na produção de etanol (SOCCOL et al., 2005), no início do século 21 a demanda mundial por biocombustíveis alavancou novamente a expansão da cultura (GOLDENBERG, 2007; CAMARGO et al., 2008; MARTINELLI; FILOSO, 2008; BERNARD et al., 2011). Hoje o Brasil é líder mundial em produção de cana-de-açúcar sendo que mais de 50% da produção brasileira encontra-se no estado de São Paulo (IBGE, 2015; UNICA, 2015). Já as pastagens perfazem a segunda cultura mais abundante deste estado (SÃO PAULO, 2008; IBGE, 2015). Esta é composta por gramíneas tropicais com alto potencial para forragem e baixo custo como, o capim braquiária, capim elefante e capim colômbio, utilizadas para a alimentação do gado de corte e gado leiteiro (e.g., VILELA et al., 1996; DERESZ, 2001). Ambas as culturas encontram-se nas paisagens agrícolas do sudeste há anos (e.g., FERRAZ et al., 2014). No entanto, enquanto a cana-de-açúcar geralmente é plantada em terrenos mais plano, devido sua dependência de maquinário para o plantio e colheita, a pecuária pode ser realizada em terrenos acidentados e íngremes. A pecuária também pode utilizar sistemas de consórcios com outras culturas a fim de aumentar a produção de forragem (e.g., BARCELLOS et al., 2008; STEINWANDTER et al., 2009). Logo, ela pode ser praticada em propriedades não propensas a grandes monoculturas e por isso é comumente encontrada em pequenas propriedades.

Cada cultura agrícola pode exercer influências distintas na biodiversidade devidas suas práticas de manejos particulares (BENNETT et al., 2006; FAHRIG et al., 2011). Considerando o cenário sócio-econômico que existe por detrás das pastagens e canaviais do sudeste brasileiro e que pouca atenção tem sido dada à biota existente nelas, questiona-se o quanto tais culturas podem impactar, ou favorecer, a biodiversidade nesta região. Assim, tomando as aves como um exemplar da biodiversidade, o presente capítulo visou: (1) caracterizar e comparar a assembleia de aves ocorrentes no interior de pasto e cana-de-açúcar, (2) compreender quais características presentes nas paisagens de ambas culturas podem influenciar a composição das assembleias de aves ocorrentes. O momento é oportuno, uma vez que casos da cana-de-açúcar substituindo áreas antes ocupadas por pastagens e demais culturas tem sido relatada nos últimos anos (CAMARGO et al., 2008; RUDORFF et al., 2010, FURTADO et al., 2014; LOURENZANI, CALDAS, 2014), sendo que as consequências desta alteração do uso de solo às aves ainda não foi investigada.

4.2. Material e Métodos

4.2.1 Área de estudo e delineamento amostral

Este estudo foi conduzido na bacia do rio Corumbataí, nas mesmas cinco unidades amostrais da paisagem (UAPs de 16 Km²) também utilizados no Capítulo 2 e 3 da presente tese. Assim, detalhes sobre a seleção das UAPs bem como suas características podem ser obtidos nos itens 2.2.1 e 2.2.2 do capítulo 2. Salienta-se que para o presente capítulo apenas as culturas de cana-de-açúcar e pastagens existentes nas UAPs foram alvo de estudo, não importando os remanescentes florestais estudados nos dois capítulos anteriores.

4.2.2 Seleção dos sítios amostrais em pasto e cana-de-açúcar

Após a seleção das UAPs nesta bacia, procedeu-se a busca por sítios amostrais representativos das culturas de pasto e cana-de-açúcar, considerando válidos aqueles sítios localizados o mais distante possível dos demais usos de solo. Para isso utilizando um mapa de uso e ocupação de solo recente das UAPs (i.e., com base na interpretação de uma imagem de satélite de alta resolução de 2008 das UAPs, ver detalhes em CASSIANO 2013 e item 4.2.4) e a ferramenta *Spatial Analyst > Distance > Straight Line* do ArcGIS 9.0 foi reconhecido automaticamente gradientes de distância existentes entre as culturas de cana e pasto aos demais usos. O resultado desta busca indicou que em ambas as matrizes existiam em comum apenas localidades com uma distância mínima de 350 metros dos demais usos. Logo, considerando o objetivo de comparar as aves nas diferentes matrizes, esta distância foi fixada para a seleção dos sítios amostrais. Todas as localidades distantes 350 metros dos demais usos foram reconhecidas em campo a fim de checar as condições da cultura agrícola e avaliar sua acessibilidade (i.e., se haveria acesso concedido pelo proprietário rural). Adicionalmente na cana-de-açúcar apenas as localidades que possuíam carreadores no interior do canavial foram selecionadas, uma vez que a amostragem de aves seria procedida nos carreadores. Com isso a UAP 3 da matriz de cana-de-açúcar foi descartada do estudo por não apresentar carreadores no canavial indicado pela análise do gradiente de distâncias, além de não existir outro canavial com a distância mínima fixada. Assim, no total quatro sítios amostrais em matriz de cana-de-açúcar e quatro em matriz de pasto foram selecionados dentro das cinco UAPs restantes (Figura 7).

Figura 7 - A) Localização da bacia do rio Corumbataí com suas principais classes de uso de solo (VALENTE; VETTORAZZI, 2003) e localização das cinco unidades amostrais de paisagem de 16km² (UAPs). B) Destaque das UAPs com classificação do uso de solo detalhada. Pontos brancos indicam os oito sítios amostrais estudados (de cima para baixo: Pasto1, Pasto2B, Pasto P2A, Pasto3, Cana 1C, Cana 1B, Cana 2D, Cana 2E). C) Buffers de 1000 e 600 metros de onde foram extraídas as métricas da paisagem

4.2.3 Levantamento das assembleias de aves

Cada sítio amostral era composto por dois pontos fixos distantes 200 metros entre eles e interligados por um transecto linear (Figura 8). O método de ponto fixo (BIBBY et al., 2000; VIELIARD et al., 2010) foi utilizado para o levantamento quantitativo, considerando o Índice Pontual de Abundância (IPA) como uma medida de abundância relativa de cada espécie (e.g., VIELIARD et al., 2010). O período de permanência em cada ponto fixo foi de 10 minutos contínuos, utilizando subdivisões a cada 2 minutos na caderneta de campo (ver APÊNDICE B) com o intuito de controlar os registros realizados num ambiente antrópico, do qual pode apresentar ampla movimentação das aves (e.g., ALEXANDRINO, 2010). O transecto foi utilizado apenas para a complementação dos dados qualitativos durante o deslocamento do observador entre os pontos. Todas as aves registradas visualmente ou auditivamente dentro de um raio de 300 metros a partir do transecto ou ponto fixo foi considerada nas amostragens (Figura 8). Este raio foi estipulado considerando a localização dos sítios amostrais na paisagem (i.e., distância mínima de 350 metros dos demais usos de solo), além de reconhecer que em todos os sítios amostrais uma visão panorâmica nesta metragem era possível. Pontos de referência no próprio sítio amostral (i.e., árvores isoladas, arbustos, cercas, cruzamento entre carreadores e estradas de terra etc.) foram estipulados para a demarcação do raio fixo, realizada na primeira visita de campo, o que auxiliou o observador durante as amostragens de aves. Apenas as aves que permaneceram dentro do raio estipulado durante a amostragem foram consideradas (i.e., aves pousadas na própria cultura agrícola, bem como em árvores, arbustos ou cercas localizados dentro do raio de amostragem), desconsiderando aquelas que apenas passavam voando (e.g., SILVA et al., 2015). Cada sítio amostral foi visitado 12 vezes (1 visita por mês) entre 8 de novembro de 2011 e 16 de novembro de 2012. Curvas de rarefação de espécies foram elaboradas para os sítios amostrais a fim de representar graficamente o incremento de espécies novas ao longo das visitas e compreender se o esforço amostral realizado foi eficiente (e.g., BUECHLEY et al., 2015). Este procedimento foi realizado com o auxílio do software EstimateS 9.1.0 (COLWELL, 2013) com a aleatorização dos dados de presença-ausência obtidas apenas nos pontos fixos.

Figura 8 - Exemplo de um sítio amostral em pasto (P2B) com o raio de amostragem de 300 metros

As amostragens foram realizadas somente nas manhãs iniciando-se no alvorecer 10 minutos antes do nascer do sol e se estendendo por aproximadamente 3 horas. Para cada dia de campo foi sorteada a sequência de visitação nos sítios amostrais. Não foram feitas coletas de dados em dias chuvosos ou com ventos fortes, o que poderia acarretar em erros amostrais. A nomenclatura e a ordem taxonômica utilizada segue a sugerida pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2014).

Para caracterizar as assembleias de aves registradas em campo todas as espécies foram classificadas quanto ao habitat preferencial de ocorrência e guilda trófica pertencente. Além disso, também foram identificadas as espécies endêmicas do cerrado e Mata Atlântica (BENCKE et al., 2006) e espécies ameaçadas de extinção (SILVEIRA et al., 2009). Todos os critérios de classificação seguem o mesmo realizado no item.3.2.3 do capítulo 3, no entanto para o presente capítulo não foram utilizadas a classificação em estrato de forrageio e massa corporal média das espécies.

4.2.4 Coleta das métricas da paisagem

As métricas da paisagem foram coletadas por meio de duas escalas de análise, utilizando buffers circulares concêntricos com 600 metros e 1000 metros de raio, posicionados a partir do ponto intermediário entre os dois pontos fixos de cada sítio amostral. Dessa forma, uma paisagem com 113 hectares (i.e., 600m de raio) e outra com 314 hectares (i.e., 1000 m de raio) foram utilizadas. Considerando a distância mínima existente entre os sítios amostrais e demais usos (i.e., 350 metros), escalas menores que 600 metros não apresentariam variação considerável na quantidade de uso do solo entre os sítios amostrais e por isso esta foi fixada como a menor escala. A ocorrência e abundância de aves em paisagens agrícolas e fragmentadas já foram reportadas sendo dependentes de fatores ambientais que podem estar aos arredores do local sob investigação (e.g., FAHRIG, 2003; SODHI et al., 2005; PEH et al., 2006; BOSCOLO; METZGER, 2009; LUZ 2013). Do mesmo modo, o uso dos elementos na paisagem pode variar de espécie para espécie de acordo com seus hábitos e capacidade de deslocamento na paisagem agrícola (FAHRIG, 2003; UEZU et al., 2008; BOSCOLO; METZGER, 2009; MARINI, 2010; FAHRIG et al., 2011). Assim, partiu-se do pressuposto que 1000 metros de buffer abrangem informações da paisagem perceptíveis pela maior quantidade possível de espécies das assembleias ocorrentes nas culturas.

As métricas da paisagem foram extraídas do mapa de uso e ocupação do solo nas UAPs da qual foi obtida a partir da imagem de satélite de alta resolução de 2008 (CASSIANO, 2013), mas com a adição da classe “árvores isoladas” encontradas na paisagem agrícola (Figura 7, item C). Estas árvores foram reconhecidas por meio de uma imagem aérea extra de alta resolução obtida entre 2010/2011 na escala de 1:25.000². Confrontando o mapa de 2008 e a imagem extra, todas as árvores identificadas fora das classes de vegetação natural florestal (i.e., florestas naturais, primárias e secundárias, e também áreas de silviculturas abandonadas cujo sub-bosque e demais estratos florestais se regeneraram expressivamente), vegetação natural arbustiva-herbácea (i.e., áreas em regeneração recente com dossel baixo), silvicultura (plantações de eucalipto), citricultura, corpos d’água, mineração e áreas urbanas, e que estivessem dentro dos demais usos restantes nos buffers de 1000 metros (i.e., pasto, cana-de-açúcar, solo exposto, instalações rurais

²A fotografia aérea é resultado do trabalho do Governo do Estado de São Paulo, por meio da Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Regional e da Secretaria de Desenvolvimento Metropolitano/ Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano S/A (Emplasa). As ortofotos foram cedidas ao Laboratório de Hidrologia Florestal - ESALQ/USP, sem ônus.

e outros usos) foram consideradas como “árvores isoladas”. Com este procedimento um total de 380 árvores isoladas nos sítios de cana-de-açúcar e 1753 nos sítios de pasto foram reconhecidos, estando em disposições e naturezas diversas. Além de árvores completamente isoladas na matriz (e.g., algumas com 500 metros de distância de remanescentes florestais ou demais usos) algumas foram encontradas perfazendo cercas vivas e árvores margeando estradas de terra. Outras encontradas dentro do uso “instalações rurais” e “outros usos” perfaziam pequenos jardins de árvores plantadas próximas a casas, barracões, celeiros de chácaras e fazendas. Este nível de detalhe não era reconhecido no mapa de uso de solo de 2008 (ver CASSIANO, 2013), e para aves este fator pode exercer influência na ocorrência delas na paisagem agrícola (FISCHER; LINDENMAYER, 2002a, 2002b; MANNING et al., 2006). Assim, esta nova classe foi adicionada no mapa de 2008 que passou a ter 13 classes. Para possibilitar a coleta dos dados da paisagem nos sítios amostrais localizados nas bordas das UAPs, além do uso do mapa de 2008 uma classificação do uso do solo em 1 km externamente as UAPs também foi realizado³.

Além de escolher métricas da paisagem que descrevessem as características ambientais nos sítios estudados, também foi considerada aquelas que representassem elementos estruturais que pudessem favorecer a movimentação do maior número possível de espécies com hábitos distintos pela paisagem agrícola. Por meio do software Fragstat 4.2 (MCGARIGAL et al., 2012) foram coletadas as seguintes métricas:

Métricas de classe:

- Tamanho efetivo (*Effective Mesh Size*) dos usos “pasto”, “cana-de-açúcar” e “vegetação natural florestal”. Esta métrica considera a distribuição e o tamanho das manchas da classe de interesse (i.e., pixels da mesma classe que justapostas formam um conjunto) na paisagem, bem como a área total da paisagem que é ocupada pela classe. O resultado é dado em hectares, sendo que as áreas das manchas são somadas e ponderadas pela área total da paisagem.

Métricas de paisagem:

- Diversidade da paisagem por meio do índice de Shannon (*SHDI*): Este índice leva em consideração o número de classes de uso de solo na paisagem e a proporção ocupada por cada classe. Quando o SHDI é zero significa que a paisagem é ocupada por uma única classe (i.e., não há diversidade). De modo oposto o valor do índice será elevado se a paisagem for composta por

³ Esta classificação extra foi realizada por Yuri Arten Forte, bolsista do Projeto Auxílio Pesquisa FAPESP nº2011/06782-5 “Avaliação multi-escala de impactos ambientais em paisagem agrícola”.

mais classes, atingindo um valor máximo (i.e., sem limite) se as áreas ocupadas por elas forem iguais. Este índice é sensível às classes usos de solo menos abundantes (i.e., mais raros), sendo que a presença delas na paisagem causará aumento expressivo no resultado do índice. Como os sítios amostrais estudados estão alocados em paisagens com elevada quantidade de um uso do solo dominante (i.e., pasto ou cana), o SHDI foi adotado para que a presença e quantidade de qualquer outro uso, mesmo que em pequenas quantidades, fossem devidamente destacados num índice de diversidade. Isso por que o presente estudo partiu do pressuposto que outros usos existentes nesta paisagem podem influenciar a ocorrência das aves nos sítios amostrais, graças a maior heterogeneidade conferida (BENNETT et al., 2006; FAHRIG et al., 2011).

- Contágio da paisagem (*CONTAG*), no entanto considerando uma paisagem composta apenas pelas classes “árvores isoladas” e “não árvores isoladas” (i.e., qualquer outro uso que exista no buffer agora representado em uma única classe) ao invés de utilizar o mapa com todos os usos de solo. Este índice leva em consideração o contato entre as manchas de diferentes classes existentes na paisagem e a distribuição (i.e., agregada ou dispersa) que cada mancha de cada classe possui. O índice traz um resultado em porcentagem (i.e., 0 a 100%), sendo que valores mais elevados representam uma paisagem composta por poucas classes de uso do solo das quais possuem manchas grandes e contínuas. De forma oposta valores menores representam uma paisagem composta por várias classes das quais possuem muitas manchas pequenas e dispersas. Assim, considerando a paisagem agrícola em estudo, e os locais onde as árvores isoladas foram reconhecidas, a utilização de uma paisagem composta apenas por “árvores isoladas” e “não árvores isoladas” traz o quanto estas árvores podem aumentar a permeabilidade da paisagem agrícola. No caso, um *score* inverso foi adotado, subtraindo 100 do valor obtido da análise. Logo, porcentagens maiores representam aqui uma paisagem com mais árvores isoladas e dispersas, conferindo uma maior permeabilidade para várias espécies de aves e favorecendo o deslocamento delas na paisagem (e.g., FISCHER, LINDENMAYER, 2002a, 2002b; MANNING et al., 2006; FAHRIG et al., 2011). Num caso oposto, valores menores representam uma paisagem com poucas árvores isoladas, pouco dispersas e, portanto pouco permeável.

4.2.5 Análise de dados

Para observar a similaridade da composição de espécies entre os sítios amostrais foi realizada a análise de agrupamento hierárquico utilizando distâncias euclidianas tomadas pelo

método de ligação média (MANLY, 2008). Esta análise foi realizada apenas com os dados de presença-ausência das espécies nos sítios. A composição das espécies nas assembleias ocorrentes na cultura de pasto e cana foi comparada por meio da similaridade de Jaccard (KREBS, 1999). Estas análises foram realizadas pelo software SAS 9.2 (SAS INSTITUTE, 2015).

Para observar as características ambientais presentes nos sítios amostrais (i.e., dentro das escalas de análise) e a correlação existente entre as métricas coletadas, um gráfico *biplot* proveniente da Análise de Componentes Principais foi utilizado (GABRIEL, 1971; MANLY, 2008). Após para compreender as relações existentes entre as características ambientais dos sítios amostrais com as espécies das assembleias foi realizado a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS, sigla em inglês para *Nonmetric Multidimensional Scaling*) (MANLY, 2008) construindo uma representação gráfica dos sítos amostrais ordenados em função das espécies (e.g., SODHI et al., 2005; PEH et al., 2006; MODENA et al., 2013; SILVA et al., 2015). Esta análise foi realizada por meio do índice de similaridade de Bray-Curtis utilizando a abundância relativa (i.e., IPA) de todas as espécies registradas nos sítios amostrais. No entanto, apenas os resultados das espécies estritamente não-florestais, estritamente florestais, hábitos mistos florestais/não-florestais, insetívoras, onívoras, granívoras e frugívoras são focados no presente estudo. Este procedimento foi realizado uma vez que estes grupos de espécies já foram relatados ocorrendo com maior frequência em paisagens antrópicas (e.g., MANHÃES; LOURES-RIBEIRO, 2005; ALEXANDRINO et al., 2013) e em árvores isoladas em zonas rurais (MACHADO; ROSA, 2005; PIZO; SANTOS, 2011) favorecendo assim a reunião de dados úteis para análises e interpretações consistentes. Ambas as análises foram realizadas no software R 3.1.2 (R CORE TEAM, 2014) por meio do pacote *vegan* (OKSANEN, 2015).

Para verificar quais elementos da paisagem agrícola exercem maior influência nas espécies ocorrentes nestas culturas modelos lineares generalizados foram testados (MCCULLAGH; NELDER, 1989). Para esta análise foram assumidas como variáveis dependentes os dados provenientes da riqueza geral nas assembleias, bem como a abundância relativa (i.e., IPA) dos grupos de espécies considerados no NMDS. As métricas “tamanho efetivo da classe vegetação natural florestal”, “diversidade da paisagem” e “permeabilidade exercida pelas árvores isoladas” foram assumidas como variáveis independentes, considerando também a interação entre elas (Tabela 9). Após, a seleção dos melhores modelos foi realizada por meio do *Akaike Information Criterion* (AIC, BURNHAM; ANDERSON, 2002) utilizando a correção para pequenas amostras

(AICc) proposto por Hurvich e Tsai (1989). Procedeu-se a comparação dos modelos testados de cada grupo de espécies com seu respectivo modelo nulo, do qual considerava um valor de IPA constante. Já para a variável dependente “riqueza total” seu modelo nulo considerava uma riqueza constante. Modelos que apresentavam valores de AICc menores que seus modelos nulos e cujo ΔAIC fosse menor que 2 foram considerados aceitáveis (e.g., LUZ, 2013).

Tabela 9 – Modelos testados entre as variáveis provenientes das assembleias de aves (variáveis dependentes) e as variáveis da paisagem (variáveis independentes) coletadas em duas escala de análise (600 m e 1000 m)

Variáveis dependentes	Variáveis independentes
Riqueza geral	Shdi 600m
IPA Espécies Florestais	Arviso600m
IPA Espécies Não Florestais	Flo600m
IPA Espécies Florestais/Não-Florestais	Shdi600m+Arviso600m
IPA Espécies Insetívoras	Shdi600m+Flo600m
IPA Espécies Onívoras	Arviso600m+Flo600m
IPA Espécies Granívoras	Shdi600m+Arviso600m+Flo600m
IPA Espécies Frugívoras	
	Shdi1000m
	Arviso1000m
	Flo1000m
	Shdi1000m+Arviso1000m
	Shdi1000m+Flo1000m
	Arviso1000m+Flo1000m
	Shdi1000m+Arviso1000m+Flo1000m

Nota:

IPA = Índice Pontual de Abundância (VIELIARD et al., 2010)

Shdi - Diversidade da paisagem; Arviso - Permeabilidade exercida pelas árvores isoladas; Flo - Tamanho efetivo da classe vegetação natural florestal; 600m - Variável coletada dentro do buffer de 600 metros a partir do sítio amostral; 1000m - Variável coletada dentro do buffer de 1000 metros a partir do sítio amostral.

4.3 Resultados

4.3.1 Avifauna

Um total de 137 espécies de aves pertencentes a 44 famílias foram observadas nos sítios amostrais. Nos sítios de pasto observou-se a ocorrência de 132 espécies, enquanto que os sítios em cana-de-açúcar apresentaram apenas 72 espécies ocorrentes, uma riqueza 54% menor. Todos os sítios amostrais no pasto apresentaram uma riqueza maior que os sítios de cana-de-açúcar (Figura 9), um padrão observado durante todo o período de coleta de dados (Figura 10). A riqueza de todos dos grupos de espécies com hábitos preferenciais de ocorrência e guildas tróficas similares também foi maior nos sítios em pasto (Figura 11). Do mesmo modo o número de contato acumulado das espécies no pasto foi aproximadamente duas vezes e meia maior do que o número de contato obtido na cana (i.e., 2522 no pasto e 979 na cana). Apenas os granívoros

obtiveram um número de contato próximo nas duas culturas, sendo que todos os demais grupos apresentaram um numero de contato superior nos sítios de pasto.

A composição das espécies observadas no pasto e na cana foi apenas 48% similar (Índice de similaridade de Jaccard = 0,48), sendo que o os sítios amostrais de cada cultura foram identificados como sendo mais semelhantes entre eles (Figura 12).

Figura 9 - Riqueza de espécies observadas em cada um dos oito sítios amostrais estudados

Figura 10 - Curva de rarefação de espécies para os oito sítios amostrais estudados

Figura 11 - Riqueza de espécies pertencentes a cada habitat preferencial de ocorrência e guilda trófica (A) e respectivo número de contato acumulado (B) observado nas culturas de pasto e cana-de-açúcar. (F = espécies com hábitos exclusivamente florestais, NF = espécies com hábitos exclusivamente não florestais, F-NF = espécies com hábitos mistos “florestal-não-florestal”, F-A = espécies com hábitos mistos “florestais e aquáticas”, NF-A = espécies com hábitos mistos “não-florestais e aquáticas”, A-F-NF = espécies com hábitos triplo “aquática-florestal-não-florestal”, INS – insetívoro, ONI – onívoro, CAR – carnívoro, GRA – granívoro, FRU – frugívoro, NEC – nectarívoro, PIS – piscívoro, DET – detritívoro)

Figura 12 - Análise de agrupamento realizado com base nos dados de presença-ausência de aves observadas nos oito sítios amostrais estudados

Apesar das espécies estritamente não-florestais perfazerem a maior parte das espécies observadas (i.e., 45 espécies, o que representa 32,1% do total), espécies com hábitos mistos florestais/não-florestais (33 espécies, 24% do total) e estritamente florestais (28 espécies, 20,4% do total) também contribuíram consideravelmente à lista de espécies ocorrentes nas culturas agrícolas. As espécies com demais hábitos representaram juntas 22,6% das espécies observadas (Aquáticas = 15 espécies, Não-florestais-aquáticas = 10 espécies, Florestais-aquáticas = 6 espécies). Espécies insetívoras, onívoras e granívoras também foram os grupos tróficos mais representativos. Apenas três espécies consideradas endêmicas da Mata Atlântica (*Campephilus robustus*, *Tachyphonus coronatus* e *Todirostrum poliocephalum*) e duas endêmicas do Cerrado, (i.e., *Cyanocorax cristatellus* e *Gubernetes yetapa*) foram observadas, sendo que dentre estas apenas *T. coronatus* não ocorreu no pasto. Quatro espécies consideradas “quase ameaçadas” no estado de São Paulo (i.e., *Amazona aestiva*, *Campephilus robustus*, *Mycteria americana* e *Synallaxis albescentis*), foram observadas apenas na cultura de pasto. A lista de espécies observadas em cada sítio amostral pode ser obtida no Anexo G da presente tese.

4.3.2 Métricas da paisagem

Mais de 90% da variabilidade existente nas variáveis ambientais foram explicados pelos dois componentes principais (Tabela 10). Cada métrica coletada dentro da escala de 600 metros apresentou alta correlação positiva com sua métrica correspondente (i.e., mesma natureza) coletada em 1000 metros (e.g., SHDI coletado em 600 m foi altamente correlacionado com SHDI coletado em 1000 m) (Tabela 10, Figura 10). Este resultado demonstra que os sítios estudados possuem uma mesma proporção de uso de solo em ambas escalas de análise, indicando que a comparação entre os diferentes sítios resultará num mesmo padrão de resposta. As métricas “tamanho efetivo do pasto” e “tamanho efetivo de cana” coletadas em ambas escalas foram negativamente correlacionadas. Este era um resultado esperado, uma vez que estas métricas definiam a característica principal dos sítios amostrais em ambas as culturas.

Os sítios amostrais em pasto apresentaram maior diversidade da paisagem, bem como maior permeabilidade exercida pelas árvores isoladas, sendo observado o oposto nos sítios de cana. O tamanho efetivo da vegetação nativa foi mais elevado nos sítios em cana graças aos sítios C1C e C2E dos quais reuniram dentro da escala de análise altas proporções de vegetação florestal nativa (Figura 7 item C, Figura 10, Tabela 11).

Tabela 10 - Contribuição de cada componente principal para explicar a variação dos dados ambientais nos sítios amostrais, e a correlação existente entre cada uma das variáveis consideradas. Valores próximos dentro de um mesmo componente principal indicam correlação positiva, valores opostos indicam correlação negativa

	Componentes principais	
	I	II
Proporção (%)	63.8	26.8
Acumulativo (%)	63.8	90.6
<i>Variáveis (correlação)</i>		
Diversidade da paisagem 600m	0.665	-0.480
Árvores Isoladas 600m	0.869	0.133
Floresta 600m	0.032	-0.805
Pasto 600m	0.853	0.312
Cana 600m	-0.904	-0.079
Diversidade da paisagem 1000m	0.618	-0.558
Árvores Isoladas 1000m	0.871	-0.005
Floresta 1000m	-0.059	-0.885
Pasto 1000m	0.801	0.365
Cana 1000m	-0.901	0.115

Figura 10 - Gráfico *biplot* obtido a partir da Análise de Componentes Principais. As linhas vermelhas destacam as características ambientais existentes nos sítios amostrais que são representados pelos pontos no gráfico. Nomes iniciados em P são sítios amostrais em pasto e iniciados em C são sítios em cana-de-açúcar. As métricas são: Arv.Iso = Permeabilidade exercida pelas árvores isoladas, Divers.paisagem = Diversidade da paisagem representado pelo índice de Shannon. Floresta = tamanho efetivo da classe vegetação nativa florestal, Cana = tamanho efetivo da classe cana-de-açúcar, Pasto = tamanho efetivo da classe pasto

Tabela 11 - Valores obtidos para cada métrica da paisagem coletada nas duas escalas de análise adotada

Sítio amostral	600 metros					1000 metros				
	Shdi	Arviso	Flo	Pasto	cana	Shdi	Arviso	Flo	Pasto	Cana
C1C	0.587	2.586	0.224	0.116	77.970	0.941	2.880	4.353	0.725	122.059
C1B	0.094	0.000	0.000	0.000	108.801	0.540	0.259	0.329	0.000	219.862
C2D	0.282	1.962	0.084	0.011	100.867	0.718	2.730	0.237	1.193	187.570
C2E	0.745	3.385	0.958	0.015	70.057	1.226	5.382	6.162	0.985	80.496
P1	0.694	8.680	0.017	79.162	0.050	1.122	9.007	0.592	163.985	0.627
P2A	0.817	14.510	0.076	72.737	0.227	1.339	10.086	1.368	98.640	1.834
P2B	0.583	12.168	0.121	85.360	0.023	0.821	10.525	0.432	183.606	1.825
P3	0.443	8.847	0.565	69.425	0.000	0.993	12.447	2.937	105.882	0.076

(1) Shdi - Diversidade da paisagem; Arviso - Permeabilidade exercida pelas árvores isoladas; Flo - Tamanho efetivo da classe vegetação natural florestal; Pasto - Tamanho efetivo da classe pasto. Cana - Tamanho efetivo da classe cana; 600m -Variável coletada dentro do buffer de 600 metros a partir do sítio amostral; 1000m - Variável coletada dentro do buffer de 1000 metros a partir do sítio amostral.

4.3.3 Avifauna vs. paisagem

O resultado do NMDS reforça uma maior ocorrência de aves nos sítios de pasto (Figura 11). Esta análise obteve um baixo valor de Strees (0.032) (i.e., parâmetro que mede a eficiência da representação das dimensões obtidas) indicando então o alcance de um gráfico confiável (MANLY, 2008).

Figura 11 - Escalonamento multidimensional não métrico representando a ordenação dos sítios amostrais em função da abundância relativa observada das espécies nas assembleias. Ruídos foram adicionados aos pontos sobrepostos para permitir melhor visualização

O modelo que explicou melhor a variação da riqueza de espécies nas paisagens estudadas foi a permeabilidade exercida pela presença de árvores isoladas numa escala próxima do sítio amostral (i.e., 600 metros) (Tabela 12). Espécies com hábitos mistos florestais-não-florestais tiveram sua abundância relativa explicada pela diversidade da paisagem combinada com o tamanho efetivo da vegetação nativa florestal presentes dentro da escala de 1000 metros. A permeabilidade da paisagem exercida pelas árvores isoladas também foi a variável que melhor explicou a abundância de espécies frugívoras e onívoras, no entanto, a primeira se relacionou com a métrica coletada na escala de 600 metros. Já espécies estritamente não florestais, estritamente florestais, insetívoras e granívoras não tiveram relações consistentes com as variáveis da paisagem testadas, uma vez que seus respectivos modelos nulos apresentaram relações tão contundentes quanto seus demais modelos testados (Tabela 12).

Tabela 12- Resultado dos modelos mais consistentes dentre os testados para explicar a variação na riqueza total das assembleias e abundância relativa dos grupos de aves focados

Variáveis dependentes	Modelo testado ⁽¹⁾	AICc ⁽²⁾	ΔAIC ⁽³⁾	w ⁽⁴⁾
Riqueza total das assembleias	Arviso600	77.39	0.00	0.50
	Shdi1000 + Flo1000	78.92	1.53	0.23
<i>Abundância relativa (IPA):</i>				
Não Florestais	Nulo	47.98	0.00	0.51
	Arviso1000	49.29	1.31	0.27
	Arviso600	49.68	1.70	0.22
Florestais/Não florestais	Shdi1000 + Flo1000	44.20	0.00	0.56
	Arviso600	45.87	1.67	0.24
Florestais	Shdi1000	36.16	0.00	0.36
	Shdi600	36.59	0.43	0.29
	Nulo	36.89	0.73	0.25
Insetívoras	Nulo	51.83	0.00	0.57
Frugívoras	Arviso600	21.96	0.00	0.52
	Shdi1000 + Flo1000	22.89	0.93	0.33
Onívoras	Arviso1000	46.48	0.00	0.78
Granívoras	Nulo	33.26	0.00	1.00

(1) Shdi - Diversidade da paisagem; Arviso - Permeabilidade exercida pelas árvores isoladas; Flo - Tamanho efetivo da classe vegetação natural florestal; 600m -Variável coletada dentro do buffer de 600 metros a partir do sítio amostral; 1000m - Variável coletada dentro do buffer de 1000 metros a partir do sítio amostral.

(2) *Akaike Information Criterion* calculado e corrigido para pequenas amostras

(3) Variação do valor de AICc do modelo em questão em relação ao melhor modelo

(4) *Akaike weights*

O resultado do NMDS para as granívoras indicou que não houve clara tendência destas espécies nem ao pasto e nem à cana, uma vez que a abundância relativa deste grupo foi semelhante em ambas culturas. Estes resultados podem explicar a falta de relação deste grupo de aves com as variáveis da paisagem (Figura 12). Porém, para os demais grupos de espécies o NMDS indicou tendências de ocorrência aos sítios de pasto, mesmo àqueles grupos que não foram encontrados modelos consistentes (Figuras 12 e 13).

Figura 12 - Escalonamento multidimensional não métrico espécies vs. sítios amostrais com identificação dos grupos de espécies pertencentes a mesma guilda trófica (Stress=0.032). Ruídos foram adicionados aos pontos sobrepostos para permitir melhor visualização

Figura 13 - Escalonamento multidimensional não métrico representando a ordenação dos sítios amostrais em função da abundância relativa observada das espécies nas assembleias. Cada gráfico identifica separadamente os pontos respectivos das espécies com mesmo habitat preferenciais de ocorrência. Ruídos foram adicionados aos pontos sobrepostos para permitir melhor visualização (Strees = 0.032)

4.4 Discussões

4.4.1 A avifauna na paisagem de pasto e de cana-de-açúcar

A riqueza observada nos sítios de pasto supera as encontradas em Bencke e Dias (2010) (i.e., 117 espécies) e Silva et al. (2015) (i.e., 75 espécies) em pastagens semi-naturais com características campestres (i.e., sem árvores isoladas e pouca diversidade na paisagem) localizados no sul do Brasil. Comparações dos resultados obtidos para sítios de cana com demais canaviais brasileiros não é possível, uma vez que os documentos técnicos e científicos disponíveis que relatam a avifauna nesta cultura não focaram toda a comunidade de aves existente (e.g., GOMES et al., 2012) ou não trazem dados claros passíveis de comparações (e.g., MIRANDA; MIRANDA, 2004). No entanto, em plantações de cana-de-açúcar nas zonas tropicais da América Central e na África também já foram relatadas baixas riquezas de aves quando comparadas com pastagens e outras culturas agrícolas (PETIT et al., 1999; MULWA et al., 2012). Confrontando os resultados aqui obtidos com as demais culturas que também já tiveram levantamentos de aves no sudeste brasileiro, percebe-se que a riqueza de aves ocorrentes em pastagens e canaviais é superior. Em arrozais Crozariol (2008) relatou somente 38 espécies e Abreu (2011) apenas 23, enquanto Campolim (2011) registrou apenas 57 espécies em plantações de tangerina.

Embora 48% de similaridade entre as assembleias de pasto e cana tenha sido considerado um valor médio/elevado em Petit et al. (1999) comparando avifauna em outras zonas agrícolas tropicais, é difícil concordar com tal interpretação. Apesar de indicar diferenças numéricas na composição das assembleias, o índice de similaridade não leva em consideração as características biológicas e ecológicas de cada espécie. Nos sítios em pasto foi encontrado aproximadamente o dobro da riqueza e abundância relativa total nas assembleias, bem como o dobro de espécies com hábitos dependentes de remanescentes florestais, e a ocorrência de espécies consideradas quase ameaçadas de extinção. Assim, a diferente composição de espécies com hábitos e status distintos reforça que tais paisagens possuem assembleias contrastantes.

A predominância de espécies insetívoras, onívoras e granívoras nos sítios estudados corrobora com o padrão observado nas assembleias de aves ocorrentes em demais paisagens antrópicas tropicais (e.g., PETIT et al., 1999; TEJEDA-CRUZ; SUTHERLAND, 2004; MANHÃES; LOURES-RIBEIRO, 2005; ALEXANDRINO et al., 2013). Apesar de insetívoras e granívoras não terem apresentado relação com árvores isoladas, estas espécies também já foram

relatadas utilizando tal recurso em outras áreas de pastagens do sudeste brasileiro (MACHADO; ROSA, 2005; PIZO; SANTOS, 2011). Num estudo anterior Carreira (2013) relatou a chuva de sementes zoocóricas em árvores isoladas nos pastos aqui estudados. Este fato pode corroborar com o resultado encontrado para onívoras e frugívoras, uma vez que estas aves podem ser potenciais dispersoras de sementes pela matriz agrícola, além de árvores isoladas em frutificação exercerem atração a tais espécies em áreas abertas (MACHADO; ROSA, 2005; PIZO; SANTOS, 2011). Uma riqueza de espécies granívoras similares entre pastagem e cana-de-açúcar também foi registradas em Petit et al. (1999), enquanto os demais grupos de espécies possuíram diferenças entre tais paisagens. Assim, este grupo parece apto a utilizar a estrutura e elementos de ambas paisagens de forma similar.

Assim como observado em Petit e Petit (2003) a ocorrência de aves com alguma preferência por hábitos florestais (i.e., espécies F, F-A, F-NF) foi maior em sítios de pasto. No entanto, ao contrário do observado neste estudo, aqui tais aves foram também registradas na cana-de-açúcar. Apesar da abundância das espécies estritamente florestais não ter sido explicada pelas variáveis da paisagem consideradas, como ocorreu com florestais-não-florestais, os demais resultados (i.e., NMDS) apontaram uma tendência de ocorrência a sítios com maior diversidade e permeabilidade conferida pelas árvores isoladas. A diversidade da paisagem já foi relatada como fator preponderante a ocorrência de algumas espécies florestais na paisagem antrópica (e.g., Ferraz et al. 2012), bem como para um elevado número de espécies (e.g., PETIT; PETIT, 2003; BENNETT et al., 2006; FILLOY; BELLOCQ, 2007). A presença de árvores isoladas numa paisagem agrícola promove uma maior heterogeneidade na paisagem, servindo de stepping stones para espécies florestais em deslocamento (e.g., FISCHER, LINDENMAYER, 2002a, 2002b; MANNING et al., 2006; UEZU et al., 2008; FAHRIG et al., 2011). Hoje em dia sabe-se que a percepção das espécies às paisagens antrópicas são extremamente complexas, sendo que o uso de seus recursos necessários para sua manutenção pode ser proveniente dos diferentes tipos de uso de solo e elementos estruturais encontrados na paisagem antrópica (e.g., FISCHER, LINDENMAYER, 2002a, 2002b; PIZO; SANTOS, 2011; LUZ, 2013). Logo, a ocorrência destas espécies nas paisagens estudadas contribuem primeiramente para a quebra da visão simplista “habitat – matriz” ou “habitat – não habitat” outrora utilizado em estudos com base na biogeografia de ilhas (MACARTHUR; WILSON, 1967) para a avaliação de habitats naturais imersos na paisagem antrópica (FISHER; LINDENMAYER, 2006; FAHRIG et al., 2011). Em

segundo lugar, os resultados contribuem para preencher a lacuna existente sobre quais espécies são capazes de ocorrer nas culturas de pasto e cana-de-açúcar. Salienta-se que muitas das espécies estritamente florestais aqui registradas também foram registradas nos remanescentes florestais localizados nas mesmas UAPs estudados nos capítulos 2 e 3.

Além de alguns grupos de espécies terem sido explicadas pelas diferentes características da paisagem observadas no pasto e na cana, as métricas consideradas também foram responsáveis pela diferença na riqueza geral das assembleias. Ambos resultados corroboram que numa paisagem agrícola heterogênea a ocorrência de um número maior de espécies com papel ecológico distintos é favorecida, promovendo assim uma maior biodiversidade (e.g., PETIT et al., 1999; BENTON et al., 2003; PETIT; PETIT, 2003; BENNETT et al., 2006; FAHRIG et al., 2011; MULWA et al., 2012, MOREIRA et al., 2015). No entanto, o número de variáveis da paisagem aqui testadas foi baixo devido ao número de sítios amostrais disponíveis. Assim, apesar da cautela em coletar variáveis que melhor representassem características ambientais relacionadas com a avifauna das paisagens agrícolas, não é possível inferir que estas variáveis selecionadas possam explicar toda variação na riqueza e composição nas assembleias de aves em demais pastagens e canaviais. Como este foi o primeiro estudo sobre as aves ocorrentes nestas culturas no Brasil, recomenda-se que novos estudos sejam realizados e testem também a influência das demais características ambientais existentes.

4.4.2 A cultura agrícola de pasto e cana-de-açúcar. Implicações para a ocorrência da avifauna

O manejo, a dinâmica, organização territorial e o escoamento da produção em ambas culturas na Bacia do Rio Corumbataí são bem diferentes, o que pode explicar o grande contraste que existe entre suas características ambientais e o consequente contraste entre suas assembleias de aves.

A cana-de-açúcar presente na parte sul da bacia tem sua colheita, de forma mecanizada, destinada à produção de etanol e açúcar nas usinas localizadas nesta região (UNICA, 2015). Estas necessitam de um abastecimento constante de matéria-prima para que o valor do produto final (i.e., etanol e açúcar) supere o valor do custo de produção, gerando assim lucro a toda cadeia produtiva (i.e., usina, produtores rurais) (MACHADO; BORGES, 2008). Dessa forma, muitas usinas buscam estabelecer plantações de cana extensas, próximas uma das outras e não distantes

das usinas. Isso otimiza o plantio e a colheita garantindo um menor custo de produção. Com elevadas áreas de plantio em grandes propriedades, as usinas são obrigadas pelo Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012) em manter uma alta porcentagem de áreas de floresta nativa (i.e., reserva legal). Este é o fator que explica o maior tamanho efetivo da vegetação nativa florestal nos sítios amostrais em cana-de-açúcar (Tabela 11). No entanto, por mais que nas paisagens de cana-de-açúcar o tamanho efetivo dos remanescentes florestais foi mais elevado do que no pasto, esta característica sozinha não garantiu que uma maior quantidade de espécies com preferência por hábitos florestais (i.e., espécies F, F-A, F-NF) ocorressem no interior da cultura de cana.

Apesar da baixa riqueza e número de contato acumulado observado nos sítios de cana, salienta-se que esta cultura pode apresentar situações momentâneas durante seu manejo que permitem a reunião de grandes bandos de aves. Em áreas de canavial localizadas fora dos buffers estudados foi observado um grande número de espécies aquáticas (e.g., pernilongo-de-costas-brancas - *Himantopus melanurus*) em terrenos destinados ao armazenamento da vinhaça utilizada na adubação do canavial (e.g., ALEXANDRINO, 2011). Do mesmo modo, Ranvaud et al. (2001) relatou a ocorrência de grandes colônias de avoante (*Zenaida auriculata*) em canaviais enquanto a cana ainda está baixa. Assim, devido a grande dinâmica que existe no manejo desta cultura, a riqueza e o número de contato das aves a serem observadas podem variar consideravelmente. Esse fato ordena que em estudos futuros que visem conhecer as aves ocorrentes em demais canaviais que todo o ciclo da cultura seja considerado nas amostragens, assim como aqui realizado.

As pastagens no norte da bacia estão presentes principalmente em pequenas propriedades rurais (COMIN, 2013), onde as áreas plantadas de pasto não são tão amplas (e.g., aproximadamente até 13.522,4 hectares plantados de capim braquiária) quanto outros pontos do estado de São Paulo onde a cultura é mais intensiva (e.g., chegando até 92.747,50 hectares plantados de capim braquiária no Pontal do Paranapanema) (SÃO PAULO, 2008). Nestas propriedades a agricultura familiar ainda é presente, onde além da criação de gado outras pequenas culturas são mantidas (i.e., pomares, hortaliças, etc.) (SÃO PAULO, 2008; COMIN, 2013), tendo a produção voltada tanto à subsistência quanto ao mercado local. Estas características conferiram a elevada heterogeneidade observada nos sítios de pasto. Ao contrário da cana-de-açúcar, mesmo em algumas pastagens extensas com uso intensivo, a presença de árvores isoladas foi observada, como no sítio P2B (Figura 7 item C). Árvores isoladas no pasto

são mantidas pelos próprios bovinocultores como uma característica que pode promover o conforto animal (OLIVEIRA et al., 2008) e consequentemente aumento na qualidade da carne ou leite (DAVISON et al., 1988). Logo, por mais que o pasto seja a matriz existente na paisagem agrícola do norte, as pastagens existentes nesta região pode favorecer a ocorrência de várias espécies de aves.

Atualmente é crescente a preocupação mundial em se estabelecer culturas agrícolas sustentáveis que conciliem produção e manutenção da biodiversidade (FISCHER et al. 2008; FAHRIG et al. 2011). Apesar das paisagens aqui estudadas não terem alterado consideravelmente a quantidade de cana e pasto ao longo dos anos (FERRAZ et al., 2014) a expansão da cana-de-açúcar inclusive substituindo outras culturas agrícolas tem sido observada em outras regiões do estado (CARMARGO et al., 2008; RUDORFF et al., 2010; FURTADO et al., 2014; LOURENZANI, CALDAS, 2014). Para atender a demanda nacional e internacional por biocombustíveis há a previsão que novos canaviais sejam estabelecidos nos próximos anos, substituindo demais culturas (LEITE et al., 2009; INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA - IEA, 2015). Logo, considerando as características ambientais dos canaviais e os resultados aqui obtidos, é previsível que haja uma queda da biodiversidade ocorrente nas paisagens agrícolas do estado de São Paulo. Embora os canaviais tragam este aspecto negativo à diversidade de aves, a própria cadeia produtiva desta cultura anseia e valoriza manejos que possam favorecer a ocorrência da biodiversidade no interior destas culturas (MIRANDA; MIRANDA, 2004; UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA-DE-AÇÚCAR - SUSTENTABILIDADE, 2011). Assim, sugere-se que os plantadores de cana-de-açúcar passem a favorecer uma paisagem mais heterogênea e diversa nos canaviais, da qual consequentemente poderá permitir a ocorrência de uma maior diversidade de aves.

4.5 Considerações finais

A riqueza e composição da avifauna ocorrente nas culturas de pasto e cana-de-açúcar são diferentes e contrastantes. Tais diferenças devem-se as características existentes em ambas paisagens agrícolas, sendo estas dependentes das técnicas de manejo, dinâmica e organização territorial que cada cultura possui. Considerando que uma paisagem com maior heterogeneidade favorece a ocorrência de um número maior de espécies com papéis ecológicos distintos, a adoção por parte dos produtores rurais a práticas que favoreçam uma paisagem heterogênea é um dos

passos para minimizar os impactos das atividades agrícolas à biodiversidade ainda existente nestas paisagens.

Referências

ABREU, A.P. **Composição e abundância da assembleia de aves aquáticas, ao longo do ciclo anual de arroz irrigado**. 2011. 14 p. Disponível em:

<<http://avesmarinhas.com.br/ANA%20PAULA%20ABREU%20-%20p%C3%A1gina.pdf>>

Acesso em: 05 abr. 2015.

ALEXANDRINO, E.R. **Amostragem de avifauna urbana por meio de pontos fixos: verificando a eficiência do método**. 2010. 97 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

_____. Registro fotográfico WA521131 (*Himantopus melanurus* Vieillot, 1817). **Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil**. 2011. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com/521131>> Acesso em: 25 abr. 2015.

ALEXANDRINO, E.R.; BOVO, A.A.A.; LUZ, D.T.A.; COSTA, J.C.; BETINI, G.S.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; COUTO, H.T.Z. Aves do campus “Luiz de Queiroz” (Piracicaba/SP) da Universidade de São Paulo: mais de 10 anos de observações neste ambiente antrópico. **Atualidades Ornitológicas**, Ivaiporã, n. 173, p. 40-52, maio/jun. 2013.

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Berlin, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ALVES, M.Z. **Caracterização da comunidade de mamíferos de médio e grande porte em paisagem agrícola fragmentada**. 2012. 95 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

BARCELLOS, A.O.; RAMOS, A.K.B.; VILELA, L.; MARTHA JUNIOR, G.B. Sustentabilidade da produção animal baseada em pastagens consorciadas e no emprego de leguminosas exclusivas, na forma de banco de proteína, nos trópicos brasileiros. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 37, p. 51-67, jul. 2008. Número especial.

BARRETO, A.G.O.P.; BERNDES, G.; SPAROVEK, G.; WIRSENIUS, S. Agricultural intensification in Brazil and its effects on land-use patterns: an analysis of the 1975–2006 period. **Global Change Biology**, Oxford, v. 19, n. 6, p. 1804-1815, 2013.

BENCKE, G.A.; DIAS, R.A. **Levantamento da avifauna em campos de pecuária extensiva da região da Campanha Meridional, Rio Grande do Sul, Brasil**: relatório das atividades desenvolvidas durante a segunda campanha de investigação promovida pela Save Brasil no âmbito da iniciativa Alianza del Pastizal. Porto Alegre, Save Brasil; Alianza del Pastizal, 2010. 20 p.

BENCKE, G.A.; MAURICIO, G.N.; DEVELEY, P.F.; GOERCK, J.M. **Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil**. São Paulo: SAVE, 2006. pt. 1: estados do domínio da Mata Atlântica, 494 p.

BENNETT, A.F.; RADFORD, J.Q.; HASLEM, A. Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments. **Biological Conservation**, Essex, v. 133, n. 2, p. 250-264, Nov. 2006.

BENTON, T.G.; VICKERY, J.A.; WILSON, J.D. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 18, n. 4, p. 182-188, 2003.

BERNARD, E.; MELO, F.P.; PINTO, S.R. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Atlantic Forest in face of bioethanol expansion. **Tropical Conservation Science**, Mongabay, v. 4, n. 3, p. 267-275, 2011.

BIBBY, C.J.; BURGESS, N.D.; HILL, D.A.; MUSTOE, S.H. **Bird census techniques**. 2nd ed. San Diego: Academic Press, 2000. 302 p.

BOSCOLO, D.; METZGER, J.P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 24, n. 7, p. 907-918, Aug. 2009.

BRASIL. Leis, decretos, etc. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**: dispõe sobre a proteção da vegetação nativa (Código Florestal Brasileiro). Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em: 20 abr. 2015.

BUECHLEY, E.R.; SEKERCIOGLU, C.H.; ATICKEM, A.; GEBREMICHAEL, G.; NDUNGU, J.K.; MAHAMUED, B.A.; BEYENE, T.; MEKONNEN, T.; LENS, L. Importance of Ethiopian shade coffee farms for forest bird conservation. **Biological Conservation**, Essex, 2015. In press.

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. **Model selection and multimodel inference**: a practical information-theoretic approach. 2nd ed. New York: Springer-Verlag, 2002. 488 p.

CAMARGO, A.M.M.P.; CASER, D.V.; CAMARGO, F.P.; OLIVETTE, M.P.A.; SACHS, R.C.C.; TORQUATO, S.A. Dinâmica e tendência da expansão da cana-de-açúcar sobre as demais atividades agropecuárias, estado de São Paulo, 2001-2006. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 38, n. 3, p. 47-66, 2008.

CAMPOLIM, M.G. **Utilização de sistemas agrícolas (Tangerinas, *Citrus reticulata*) por aves na região de Pilar do Sul, São Paulo**. 2011. 69 p. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) - Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2011.

CARREIRA, D.C. **Chuva de sementes sob árvores isoladas em pastagens próximas a fragmentos florestais**. 2013. 66 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura e Ambiente) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de São Carlos, Araras, 2013.

CASSIANO, C.C. **O papel dos remanescentes florestais na manutenção da qualidade da água em microbacias agrícolas**. 2013. 115 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

CASSIANO, C.C.; FERRAZ, S.F.B.; MOLIN, P.G.; VOIGTLAENDER, M.; FERRAZ, K.M.P.M.B. Spatial assessment of water-related ecosystem services to prioritize restoration of forest patches. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 11, n. 2, p. 176-180, dez. 2013.

COLWELL, R.K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples; version 9. 2013. Disponível em: <<http://purl.oclc.org/estimates>>. Acesso em: 14 abr. 2015.

COMIN, F.H. **Conservação ambiental em paisagens agrícolas: relações entre uso da terra e meio ambiente na bacia hidrográfica do Corumbataí, Estado de São Paulo, Brasil**. 2013. 153 p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. **Listas das aves do Brasil**. 11. ed. 2014. Disponível em: <www.cbro.org.br/CBRO/index.htm>. Acesso em: 18 jul. 2014.

CROZARIOL, M.A. Aves associadas às diferentes fases do crescimento do arroz irrigado no sudeste do Brasil. In: BALZE, V.M.; BLANCO, D.E. (Ed.). **Primer taller para la conservación de aves playeras migratorias en arrozceras del Cono Sur**. Buenos Aires: Wetlands International, 2008. Disponível em: <<http://lac.wetlands.org/Portals/4/Crozairol.pdf>>. Acesso em: 03 abr. 2015.

DAVISON, T.M.; SILVER, B.A.; LISLE, A.T.; ORR, W.N. The influence of shade on milk production of Holstein-Friesian cows in a tropical upland environment. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, Melbourne, v. 28, p. 149-154, 1988.

DELGADO, A.; MOREIRA, F. Bird assemblages of an Iberian cereal steppe. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 78, n. 1, p. 65-76, Mar. 2000.

DERESZ, F. Produção de leite de vacas mestiças Holandês x Zebu em pastagem de capim-elefante, manejada em sistema rotativo com e sem suplementação durante a época das chuvas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 30, n. 1, p. 197-204, 2001.

DONALD, P.F.; GREEN, R.E.; HEATH, M.F. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. **Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences**, Edinburgh, v. 268, n. 1462, p. 25-29, Jan. 2001.

EGESKOG, A.; BERNDEN, G.; FREITAS, F.; GUSTAFSSON, F.; SPAROVEK, G. Integrating bioenergy and food production-A case study of combined ethanol and dairy production in Pontal, Brazil. **Energy for Sustainable Development**, Bangalore, v. 15, n. 1, p. 8-16, Mar. 2011.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, 2003.

FAHRIG, L.; BAUDRY, J.; BROTONS, L.; BUREL, F.G.; CRIST, T.O.; FULLER, R.J.; SIRAMI, C.; SIRIWARDENA, G.M.; MARTIN, J.L. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, Oxford, v. 14, n. 2, p. 101-112, Feb. 2011.

FARGIONE, J.; HILL, J.; TILMAN, D.; POLASKY, S.; HAWTHORNE, P. Land clearing and the biofuel carbon debt. **Science**, New York, v. 319, n. 5867, p. 1235-1238, Feb. 2008.

FERRAZ, S.F.B.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; CASSIANO, C.C.; BRANCALION, P.H.; LUZ, D.T.A.; AZEVEDO, T.N.; TAMBOSI, L.; METZGER, J.P. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 29, n. 2, p. 187-200, Feb. 2014.

FILLOY, J.; BELLOCQ, M. I. Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 120, n. 2/4, p. 291-298, May 2007.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B. The conservation value of paddock trees for birds in a variegated landscape in southern New South Wales. 1. Species composition and site occupancy patterns. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 11, n. 5, p. 807-832, May 2002a.

_____. The conservation value of paddock trees for birds in a variegated landscape in southern New South Wales. 2. Paddock trees as stepping stones. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 11, n. 5, p. 833-849, May 2002b.

_____. Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. **Oikos**, Copenhagen, v. 112, n. 2, p. 473-480, 2006.

FISCHER, J.; BROSI, B.; DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R.; GOLDMAN, R.; GOLDSTEIN, J.; LINDENMAYER, D.B.; MANNING, A.D.; MOONEY, H.A.; PEJCHAR, L.; RANGANATHAN, J.; TALLIS, H. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 6, n. 7, p. 380-385, Sept. 2008.

FITZHERBERT, E.B.; STRUEBIG, M.J.; MOREL, A.; DANIELSEN, F.; BRÜHL, C.A.; DONALD, P.F.; PHALAN, B. How will oil palm expansion affect biodiversity? **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 23, n. 10, p. 538-545, Oct. 2008.

FURTADO, A.L.S.; RODRIGUES, C.A.G.; GREGO, C.R. Mapeamento da pecuária e a pastagem no oeste do Estado de São Paulo. **MundoGeo**, Curitiba, v. 76, p. 52-53, 2014.

GABRIEL, K.R. The biplot graphic display of matrices with applications to principal component analysis. **Biometrika**, London, v. 58, n. 2, p. 453-467, 1971.

GARCIA, J.G.; ANTONELLO, S.L.; MAGALHÃES, M.G.M. The environmental atlas of the Corumbataí watershed. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 58, p. 73-78. abr. 2006.

GAUDER, M.; GRAEFF-HOENNINGER, S.; CLAUPEIN, W. The impact of a growing bioethanol industry on food production in Brazil. **Applied Energy**, London, v. 88, n. 3, p. 672-679, Mar. 2011.

GOLDEMBERG, J. Ethanol for a sustainable energy future. **Science**, New York, v. 315, n. 5813, p. 808-810, Feb. 2007.

GOMES, S.C.; RIBEIRO, L.T.; TAKEISHI, J.; POLETO, M.C.; CHAVES, S.L.M.; BERBERT, C.M.S. Espécies ameaçadas da fauna em áreas de canaviais do setor sucroalcooleiro no Estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO, 1.; CONFERÊNCIA DA REDE DE LÍNGUA PORTUGUESA DE AVALIAÇÃO DE IMPACTOS, 2., 2012, São Paulo. **Resumos...** São Paulo: Associação Brasileira de Avaliação de Impacto, 2012. p. 1-18.

HABERL, H.; ERB, K.H.; KRAUSMANN, F.; GAUBE, V.; BONDEAU, A.; PLUTZAR, C.; GINGRICH, S.; LUCHT, W.; FISCHER-KOWALSKI, M. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 104, n. 31, p. 12942-12945, July 2007.

HURVICH, C.M.; TSAI, C.L. Regression and time series model selection in small samples. **Biometrika**, London, v. 76, n. 2, p. 297-307, 1989.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Levantamento sistemático da produção agrícola**. Rio de Janeiro, v. 29, n. 3 p. 1-81, mar. 2015. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/default_publ_completa.shtm>. Acesso em: 14 abr. 2015.

INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA. **Cana-de-açúcar para indústria: o quanto vai precisar crescer**. Disponível em: <www.iea.sp.gov.br/out/verTexto.php?codTexto=7448>. Acesso em: 10 abr. 2015.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2007 the physical science basis**: working group I contribution to the fourth assessment report of the IPCC; report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. 142 p.

KREBS, C.J. **Ecological methodology**. 2nd ed. Menlo Park: Addison Wesley; Longman, 1999. 620 p.

KREBS, J.R.; WILSON, J.D.; BRADBURY, R.B.; SIRIWARDENA, G.M. The second silent spring? **Nature**, London, v. 400, n. 6745, p. 611-612, Aug. 1999.

LEITE, R.C.C.; LEAL, M.R.L.V.; CORTEZ, L.A.B.; GRIFFIN, W.M.; SCANDIFFIO, M.I.G. Can Brazil replace 5% of the 2025 gasoline world demand with ethanol? **Energy**, Aalborg, v. 34, n. 5, p. 655-661, 2009.

LEYEQUIEN, E.; BOER, W.F.; TOLEDO, V.M. Bird community composition in a shaded coffee agro-ecological matrix in Puebla, Mexico: the effects of landscape heterogeneity at multiple spatial scales. **Biotropica**, Washington, v. 42, n. 2, p. 236-245, Mar. 2010.

LOURENZANI, W.L.; CALDAS, M.M. Land use change from the sugar cane expansion in the western region of Sao Paulo state, Brazil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 44, n. 11, p. 1980-1987, Nov. 2014.

LUZ, D.T.A. **Ecologia trófica em matrizes agrícolas**: uso da ferramenta isotópica para conservação de aves em ambientes antrópicos. 2013. 159 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967. 203 p.

MACHADO, L.O.M.; ROSA, G.A.B. Avian frugivory in *Cytharexylum myrianthum* Cham (Verbenaceae) in pastures near Campinas, Sao Paulo. **Ararajuba**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 1, p. 113-115, jun. 2005.

MACHADO, R.L.; BORGES, M.B. Uma análise exploratória da cadeia produtiva do álcool etanol no estado de Goiás. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 28., 2008, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ENEGEP, 2008. p. 1-15.

MANGUEIRA, J.R.S.A. **A regeneração natural como indicadora de conservação, de sustentabilidade e como base do manejo adaptativo de fragmentos florestais remanescentes inseridos em diferentes matrizes agrícolas**. 2012. 127 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

MANHÃES, M.A.; LOURES-RIBEIRO, A. Spatial distribution and diversity of bird community in an urban area of southeast Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 48, n. 2, p. 285-294, Mar. 2005.

MANLY, B.J.F. **Métodos estatísticos multivariados**: uma introdução. Porto Alegre: Bookman, 2008. 229 p.

MANNING, A.D.; FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B. Scattered trees are keystone structures—implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 132, n. 3, p. 311-321, 2006.

MARINI, M.A. Bird movement in a fragmented Atlantic Forest landscape. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Lisse, v. 45, n. 1, p. 1-10, 2010

MARTINELLI, L.A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: Environmental and social challenges. **Ecological Applications**, Tempe, v. 18, n. 4, p. 885-898, June 2008.

MCCULLAGH, P., NELDER, J.A. **Generalized linear models**. London: Chapman and Hall. 1989. 532 p.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; ENE, E. **Fragstat v4**: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Amherst: University of Massachusetts, 2012. Disponível em: <www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Acesso em: 20 abr. 2015.

MCLAUGHLIN, A.; MINEAU, P. The impact of agricultural practices on biodiversity. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 55, n. 3, p. 201-212, Oct. 1995.

MIRANDA, J.R.; MIRANDA, E.E. **Sistemas de produção orgânica de cana-de-açúcar**: monitoramento qualificado de biodiversidade. Campinas: Embrapa, 2004. 20 p. (Comunicado Técnico, 13).

MODENA, E.S.; RODRIGUES, M.; SOUZA, A.L.T. Trophic structure and composition of an understory bird community in a succession gradient of Brazilian Atlantic forest. **Ornithologia**, Cabedelo, v. 6, n. 1, p. 78-88, Dec. 2013.

MOREIRA, E.F.; BOSCOLO, D.; VIANA, B.F. Spatial heterogeneity regulates plant-pollinator networks across multiple landscape scales. **Plos One**, San Francisco, v. 10, n. 4, p. e0123628, 2015

MORTON, D.C.; DEFRIES, R.S.; SHIMABUKURO, Y.E.; ANDERSON, L.O.; ARAI, E.; ESPIRITO-SANTO, F.B.; FREITAS, R.; MORISETTE, J. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 103, n. 39, p. 14637-14641, Sept. 2006.

MULWA, R.K.; BÖHNING-GAESE, K.; SCHLEUNING, M. High bird species diversity in structurally heterogeneous farmland in western Kenya. **Biotropica**, Washington, v. 44, n. 6, p. 801-809, 2012.

NEWTON, I. Population limitation in diurnal raptors. **Canadian Field Naturalist**, Ottawa, v. 90, n. 3, p. 274-300, 1976.

NOVO, A.; JANSEN, K.; SLINGERLAND, M.; GILLER, K. Biofuel, dairy production and beef in Brazil: competing claims on land use in Sao Paulo state. **Journal of Peasant Studies**, London, v. 37, n. 4, p. 769-792, 2010.

OKSANEN, J. **Vegan**: an introduction to ordination. 2015. Disponível em: <<http://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vignettes>>. Acesso em: 14 abr. 2015.

OLIVEIRA, T.K.; OLIVEIRA, T.C.; LUZ, S.A. **Arborização de pastagens tecnologia para assegurar o bem-estar animal e a sustentabilidade das pastagens**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2008. 2 p.

PEH, K.S.H.; SODHI, N.S.; DE JONG, J.; SEKERCIOGLU, C.H.; YAP, C.A.M.; LIM, S.L.H. Conservation value of degraded habitats for forest birds in southern Peninsular Malaysia. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 12, n. 5, p. 572-581, Sept. 2006.

PETIT, L.J.; PETIT, D.R. Evaluating the importance of human-modified lands for Neotropical bird conservation. **Conservation Biology**, Boston, v. 17, n. 3, p. 687-694, June 2003.

PETIT, L.J.; PETIT, D.R.; CHRISTIAN, D.G.; POWELL, H.D. Bird communities of natural and modified habitats in Panama. **Ecography**, Copenhagen, v. 22, n. 3, p. 292-304, 1999.

PIZO, M.A.; SANTOS, B.T.P. Frugivory, post-feeding flights of frugivorous birds and the movement of seeds in a Brazilian fragmented landscape. **Biotropica**, Washington, v. 43, n. 3, p. 335-342, May 2011.

RANVAUD, R.; FREITAS, K.C.; BUCHER, E.H.; DIAS, H.S.; AVANZO, V.C.; ALBERTS, C.C. Diet of eared doves (*Zenaida auriculata*, Aves, Columbidae) in a sugar-cane colony in South-eastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 61, n. 4, p. 651-660, 2001.

R CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 30 set. 2014.

RAMANKUTTY, N.; GRAUMLICH, L.; ACHRAD, F.; ALVES, D.; CHHABRA, A.; DEFRIES, R.S.; FOLEY, J.A.; GEIST, H.; HOUGHTON, R.A.; GOLDEWIJK, K.K.; LAMBIN, E.F.; MILLINGTON, A.; RASMUSSEN, K.; REID, S.R.; TURNER II, B.L. Global land-cover change: recent progress, remaining challenges. In: LAMBIN, E.F.; GEIST, H. (Ed.). **Land-use and land-cover change: local process and global impacts**. Berlin: Springer, 2006. p. 9-38.

RUDORFF, B.F.T.; AGUIAR, D.A.; SILVA, W.F.; SUGAWARA, L.M.; ADAMI, M.; MOREIRA, M.A. Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo state (Brazil) using Landsat data. **Remote Sensing**, Lower Hutt, v. 2, n. 4, p. 1057-1076, Apr. 2010.

SABINO, A.P.S. **Composição florística e estrutural de bordas de fragmentos florestais inseridos em matrizes agrícolas**. 2012. 73 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura e Ambiente) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2012.

SÃO PAULO. Secretaria de Agricultura e Abastecimento. Coordenadoria de Assistência Técnica Integral. Instituto de Economia Agrícola. **Levantamento censitário de unidades de produção agrícola do Estado de São Paulo - LUPA 2007/2008**. São Paulo: SAA; CATI; IEA, 2008. Disponível em: <<http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa/mapaculturas.php>>. Acesso em: 20 abr. 2015.

SAS INSTITUTE. **SAS 9.2 product documentation**. Disponível em: <<http://support.sas.com/documentation/92/index.html>>. Acesso em: 03 abr. 2015.

SCHWARTZ, S.B. A commonwealth within itself: the early Brazilian sugar industry, 1550-1670. **Revista de Indias**, Madrid, v. 65, n. 233, p. 79-116, Jan./Apr. 2005.

SEKERCIOGLU, C.H. Increasing awareness of avian ecological function. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 21, n. 8, p. 464-471, Aug. 2006.

SILVA, J.M.C.; CASTELETI, C.H.M. Status of the biodiversity of the Atlantic forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (Ed.). **State of the hotspots: the Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington: Island Press, 2003. chap. 5, p. 43-59.

SILVA, T.W.; DOTTA, G.; FONTANA, C.S. Structure of avian assemblages in grasslands associated with cattle ranching and soybean agriculture in the Uruguayan savanna ecoregion of Brazil and Uruguay. **Condor**, Los Angeles, v. 117, n. 1, p. 53-63, Feb. 2015.

SILVEIRA, L.F.; BENEDICTO, G.A.; SCHUNCK, F.; SUGIEDA, A.M. Aves. In: BRESSAN, P.M.; KIERULFF, M.C.M.; SUGIEDA, A.M. **Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo**. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo; Secretaria do Meio Ambiente, 2009. p. 87-283.

SOCCOL, C.R.; VANDENBERGHE, L.P.; COSTA, B.; WOICIECHOWSKI, A.L.; CARVALHO, J.C.; MEDEIROS, A.B.; FRANSISCO, A.M.; BONOMI, L. J. Brazilian biofuel program: an overview. **Journal of Scientific & Industrial Research**, New Delhi, v. 64, n. 11, p. 897-904, Nov. 2005.

SODHI, N.S.; KOH, L.P.; PRAWIRADILAGA, D.M.; TINULELE, I.; PUTRA, D.D.; TAN, T.H.T. Land use and conservation value for forest birds in Central Sulawesi (Indonesia). **Biological Conservation**, Essex, v. 122, n. 4, p. 547-558, Apr. 2005.

STEINWANDTER, E.; OLIVO, C.J.; DOS SANTOS, J.C.; DE ARAÚJO, T.L.D.R.; AGUIRRE, P.F.; DIEHL, M.S. Produção de forragem em pastagens consorciadas com diferentes leguminosas sob pastejo rotacionado. **Acta Scientiarum. Animal Sciences**, Maringá, v. 31, n. 2, p. 131-137, 2009.

TEJEDA-CRUZ, C.; SUTHERLAND, W.J. Bird responses to shade coffee production. **Animal Conservation**, Oxford, v. 7, p. 169-179, May 2004.

THOMPSON, S.K.; SEBER, G.A.F. **Adaptive sampling**. New York: John Wiley, 1996. 265 p.

TILMAN, D.; SOCOLOW, R.; FOLEY, J.A.; HILL, J.; LARSON, E.; LYND, L.; PACALA, S.; REILLY, J.; SEARCHINGER, T.; SOMERVILLE, C.; WILLIAMS, R. Beneficial biofuels: the food, energy, and environment trilemma. **Science**, New York, v. 325, n. 5938, p. 270-271, July 2009.

UEZU, A.; BEYER, D.D.; METZGER, J.P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? **Biodiversity and Conservation**, London, v. 17, n. 8, p. 1907-1922, July 2008.

UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA-DE-AÇÚCAR - UNICA. Disponível em: <<http://www.unica.com.br>>. Acesso em: 28 abr. 2015.

_____. **Sustentabilidade:** biodiversidade de aves e animais em canaviais pode representar tendência. 2011. Disponível em: <<http://www.unica.com.br/noticia/3833608792039673243/biodiversidade-de-aves-e-animais-em-canaviais-pode-representar-tendencia>>. Acesso em: 23 abr. 2015.

VALENTE, R.O.A. **Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG**. 2005. 121 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. **Mapeamento de uso e cobertura do solo da Bacia do Rio Corumbataí, SP**. Piracicaba: IPEF, 2003. 10 p. (Circular Técnica, 1996).

VERDADE, L.M.; GHELER-COSTA, C.; PENTEADO, M.; DOTTA, G. The impacts of sugarcane expansion on wildlife in the State of São Paulo, Brazil. **Journal of Sustainable Bioenergy Systems**, Chicago, v. 2, n. 4, p. 138-144, 2012.

VIELLIARD, J.M.E.; ALMEIDA, M.E.C.; ANJOS, L.; SILVA, W.R. Levantamento quantitativo por pontos de escruta e o índice pontual de abundância (IPA). In: MATTER, S.V.; STRAUBE, F.C.; ACCORDI, I.; PIACENTINI, V.; CÂNDIDO-JR., J.F. **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. chap. 2, p. 47-60.

VILELA, D.; ALVIM, M.J.; CAMPOS, O.D.; RESENDE, J.C. Produção de leite de vacas holandesas em confinamento ou em pastagem de coast-cross. **Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 25, n. 6, p. 1228-1244, 1996.

5 CONCLUSÕES

Com os resultados obtidos a presente tese conclui:

A avaliação das condições ambientais de remanescentes florestais inseridos em paisagens antrópicas altamente degradadas com base na avifauna pode ser falha se realizada por métodos analíticos popularmente conhecidos, mas que foram pouco avaliados quanto sua eficiência em atingir tal objetivo. O “sensitivity to disturbance” de Parker III et al. (1996), é um exemplo, sendo que seu uso nestas paisagens não o tornam um indicador ecológico adequado para tais avaliações. Do mesmo modo, métodos puramente numéricos, como a riqueza de espécies e índice de diversidade de Shannon obtidos com base nos dados da avifauna também não conseguem refletir as diferentes condições ambientais existentes nestes remanescentes.

O Índice de Integridade Biótica elaborado com base nas assembleias de aves é eficiente na identificação da integridade ecológica existente nos remanescentes florestais da Mata Atlântica inseridos em paisagens antrópicas altamente degradadas, auxiliando na interpretação das condições ambientais destes remanescentes. O princípio deste índice, seu caráter multimétrico e a possibilidade de ajustá-lo a diversas localidades sugerem que este pode ser um método eficiente para a avaliação de condições ambientais de demais remanescentes florestais da Mata Atlântica inseridos em paisagens antrópicas.

A riqueza e composição da avifauna ocorrente nas culturas de pasto e cana-de-açúcar são diferentes e contrastantes, sendo que as pastagens podem permitir a ocorrência de um número maior de espécies, inclusive com papéis ecológicos distintos. Este fato está ligado a possibilidade das pastagens permitirem uma maior heterogeneidade na paisagem, uma vez que a presença de diferentes elementos estruturais, como árvores isoladas, construções rurais, pequenos jardins, bem como a forma de manejo da cultura, quebram a homogeneidade na paisagem agrícola. Assim corrobora-se que paisagens antrópicas agrícolas que possuem uma maior heterogeneidade podem promover o aumento da biodiversidade nestas paisagens.

APÊNDICES

APÊNCIDE A – Exemplo de um dos remanescentes florestais amostrados (C1 Velho) do qual a sobreposição das imagens aéreas históricas (1962, 1978, 1995, 2000 e 2008) permitiu a identificação da sua idade predominante. Além disso, a figura exemplifica a alocação dos transectos entre os pontos fixos, do qual foram utilizados para reunião complementar dos dados qualitativos nos remanescentes

[illegible][illegible][illegible]

ANEXOS

ANEXO A - Critério utilizado em Alexandrino et al. (2013) para acessar uma informação mais geral sobre o habitat de ocorrência de cada espécie neotropical. Este critério segue Parker III et al. (1996) sobre quais dos 41 habitats neotropicais (15 tipos de habitat florestais, 14 tipos de habitats não-florestais e 12 habitats aquáticos) cada espécie tem ocorrência

Habitat de ocorrência	Critério de classificação Segundo as citações em Parker et al. (1996)*
Florestal (F)	Espécies com ocorrência apenas à habitats florestais
Não-florestal (NF)	Espécies com ocorrência apenas à habitats não-florestais
Florestal/Não-florestal (F-NF)	Espécies com ocorrência em habitats florestais e habitats não-florestais
Florestal e Aquática (F-A)	Espécies com ocorrência em habitats florestais e habitats aquáticos
Não-florestal e Aquática (NF-A)	Espécies com ocorrência em habitats não-florestais e habitats aquáticos
Aquática (A)	Espécies com ocorrência apenas à habitats aquáticos
Aquática, Florestal e Não-florestal (A-F-NF)	Espécies com ocorrência em habitats aquáticos, florestais e não-florestais

*Citações no banco de dados A de Parker III et al. (1996). Não é feita distinção a qual dos 15 tipos de habitat florestais, 14 tipos de habitats não-florestais e 12 habitats aquáticos citados nesta obra as espécies possuem ocorrência. Apenas o tipo principal de habitat (Aquático, Florestal, Não-florestal) é a informação utilizada para a presente classificação.

ANEXO B - Estudos ambientais (EA) realizados no estado de São Paulo revisados na presente tese. Class. Parker ? – Se a classificação de Parker foi utilizada no respectivo EA/ Níveis de sensibilidade indicados por, A - Alta, M - Média, B – baixa / Habitat estudado: ArP -Áreas protegidas, ReF – Remanescentes florestais, FS – Florestas secundárias, FR – Florestas ripárias, Ce – Cerrado, AR – áreas rurais, Sub – subúrbios urbanos, PU – Parques urbanos, ArU – áreas úmidas, Cur – cursos d’água./ Interpretou qualidade do habitat? - Revisão crítica para verificar se o ornitólogo fez argumentos sobre a qualidade do habitat estudado com base nos resultados dos níveis de sensibilidade das espécies registradas na área de estudo. Estudos que não utilizam a classificação de Parker não tiveram os quatro últimos pontos analisados (células vazias). *Estudos que foram realizados próximos do maior contínuo de Mata Atlântica no Estado de São Paulo, os remanescentes florestais da região da sub-região da Serra do Mar (RIBEIRO et al., 2009). Estes estudos correspondem aos quatro pontos ao sul e três pontos localizados na região costeira do estado que são ilustrados no ANEXO C.

(continua)

Categoria do empreendimento	Empresa solicitante do EA	Município de realização do estudo	Empresa de consultoria responsável pelo EA	Tipo de estudo	Ano	Class. Parker?	Riqueza de cada nível se sensibilidade (%)			Habitat estudado	Discordou da sensibilidade de Parker?	Interpretou qualidade do habitat?
							A	M	B			
Trem subterrâneo	Companhia do Metropolitano de São Paulo – Metrô	São Paulo	WALM Engenharia e Tecnologia Ambiental Ltda	EIA/RIMA	2012	usou	0	7	93	U, PU	não	sim
Rodovias, estradas e avenidas urbanas	ECOPISTAS	Taubaté	GEOTEC	EIA/RIMA	2013	usou	1.8	11.3	86.7	ReF, FS, AR	não	sim
Rodovias, estradas e avenidas urbanas	Secretaria de Estado dos Transportes - DERSA Desenvolvimento Rodoviário S.A.	São Paulo	Consórcio JGP / PRIME	EIA/RIMA	2010	usou	2.7	41.2	62	ReF, FS, AR, Sub	não	sim
Rodovias, estradas e avenidas urbanas	Secretaria de Estado dos Transportes - DERSA Desenvolvimento Rodoviário S.A.	São Paulo	Consórcio JGP / PRIME	EIA/RIMA	2010	usou	10.4	52.4	40.2	ReF, ArP (Parque Est.Catareira) FS, AR, Sub	não	sim
Rodovias, estradas e avenidas urbanas	Empresa Municipal de Urbanização - EMURB	São Paulo	GEOTEC	EIA/RIMA	2009	usou	0	4.3	95.6	U, PU	não	sim
Rodovias, estradas e avenidas urbanas	Empresa Municipal de Urbanização - EMURB	São Paulo	GEOTEC	EIA/RIMA	2009	usou	0	8.3	91.6	U, PU	não	sim
Usina de geração de energia	FOXX URE-BA Ambiental Ltda	Barueri	SGW Services Engenharia Ambiental Ltda.	EIA/RIMA	2012	usou	0	18.7	81.2	ReF	não	sim

ANEXO B - Estudos ambientais (EA) realizados no estado de São Paulo revisados na presente tese. Class. Parker ? – Se a classificação de Parker foi utilizada no respectivo EA/ Níveis de sensibilidade indicados por, A - Alta, M - Média, B – baixa / Habitat estudado: ArP -Áreas protegidas, ReF – Remanescentes florestais, FS – Florestas secundárias, FR – Florestas ripárias, Ce – Cerrado, AR – áreas rurais, Sub – subúrbios urbanos, PU – Parques urbanos, ArU – áreas úmidas, Cur – cursos d’água./ Interpretou qualidade do habitat? - Revisão crítica para verificar se o ornitólogo fez argumentos sobre a qualidade do habitat estudado com base nos resultados dos níveis de sensibilidade das espécies registradas na área de estudo. Estudos que não utilizam a classificação de Parker não tiveram os quatro últimos pontos analisados (células vazias). *Estudos que foram realizados próximos do maior contínuo de Mata Atlântica no Estado de São Paulo, os remanescentes florestais da região da sub-região da Serra do Mar (RIBEIRO et al., 2009). Estes estudos correspondem aos quatro pontos ao sul e três pontos localizados na região costeira do estado que são ilustrados no ANEXO C.

(continuação)

Categoria do empreendimento	Empresa solicitante do EA	Município de realização do estudo	Empresa de consultoria responsável pelo EA	Tipo de estudo	Ano	Class. Parker?	Riqueza de cada nível se sensibilidade (%)			Habitat estudado	Discordou da sensibilidade de Parker?	Interpretou qualidade do habitat?
							A	M	B			
Gasoduto	Uniduto Logística S.A.	São Paulo	MKR Tecnologia, Serviços, Indústria e Comércio Ltda	EIA/RIMA	2010	usou	5.6	34.8	59.4	ReF, FR , FS, AR, Sub, ArU	sim	sim
Mineração	Imerys Ceramics Brasil – Minérios para Cerâmicas Ltda	Embu-Guaçu	Ampla Projetos e Serviços em Meio Ambiente Ltda.	EIA/RIMA	2013	usou	2	48	50	ReF, FR , ArU	não	sim
Mineração	Leão Engenharia S.A.	Jardinópolis	ITAITI - Consultoria Ambiental SS Ltda	EIA/RIMA	2013	usou	23 altamente sensíveis (A + M)		77	ReF, FS, AR	não	sim
Mineração	Mineração Lundu Ltda	Analândia e Corumbataí	Prominer Projetos Ltda	EIA/RIMA	2009	usou	0	18	81.9	Ce, FR , FS, AR, Sub	não	sim
Aterro sanitário e estação de tratamento de esgoto	Prefeitura do Município de Osasco	Osasco	CEMA Consultoria e Estudos Ambientais Ltda	EIA/RIMA	2013	usou	2	6	92	ReF, FS, AR, Sub	não	sim
Aterro sanitário e estação de tratamento de esgoto	CAMPOS ELÍSEOS Participação Empreendimentos e Administração Ltda.	Piracicaba	FRAL Consultoria Ltda.	EIA/RIMA	2010	usou	1.8	18	80.1	FR , AR	não	sim

ANEXO B - Estudos ambientais (EA) realizados no estado de São Paulo revisados na presente tese. Class. Parker ? – Se a classificação de Parker foi utilizada no respectivo EA/ Níveis de sensibilidade indicados por, A - Alta, M - Média, B – baixa / Habitat estudado: ArP -Áreas protegidas, ReF – Remanescentes florestais, FS – Florestas secundárias, FR – Florestas ripárias, Ce – Cerrado, AR – áreas rurais, Sub – subúrbios urbanos, PU – Parques urbanos, ArU – áreas úmidas, Cur – cursos d’água./ Interpretou qualidade do habitat? - Revisão crítica para verificar se o ornitólogo fez argumentos sobre a qualidade do habitat estudado com base nos resultados dos níveis de sensibilidade das espécies registradas na área de estudo. Estudos que não utilizam a classificação de Parker não tiveram os quatro últimos pontos analisados (células vazias). *Estudos que foram realizados próximos do maior contínuo de Mata Atlântica no Estado de São Paulo, os remanescentes florestais da região da sub-região da Serra do Mar (RIBEIRO et al., 2009). Estes estudos correspondem aos quatro pontos ao sul e três pontos localizados na região costeira do estado que são ilustrados no ANEXO C.

(continuação)

Categoria do empreendimento	Empresa solicitante do EA	Município de realização do estudo	Empresa de consultoria responsável pelo EA	Tipo de estudo	Ano	Class. Parker?	Riqueza de cada nível se sensibilidade (%)			Habitat estudado	Discordou da sensibilidade de Parker?	Interpretou qualidade do habitat?
							A	M	B			
Aterro sanitário e estação de tratamento de esgoto	Empreiteira Pajoan Ltda.	Itaquaquecetuba	CEMA Consultoria e Estudos Ambientais Ltda	EIA/RIMA	2009	usou	0	9.6	90.3	ReF, AR, Sub	sim	sim, mas também suportou suas interpretações usando outros parâmetros ecológicos
Indústria e agronegócio	FERRARI AGROINDÚSTRIA S/A	Pirassununga	ARCADIS Tetraplan S/A.	EIA/RIMA	2011	usou	1.2	30.1	68.7	ReF, FS, ArU, AR, Sub	não	sim
Indústria e agronegócio	Renuka do Brasil	Promissão	TN Ambiental	EIA/RIMA	2011	usou	1	32	67	ReF, AR, Sub, FS, ArU, Cur	sim	se absteve
Indústria e agronegócio	Usina Açucareira São Manoel S.A.	São Manoel	TN Ambiental	EIA/RIMA	2010	usou	2	32	66	ReF	não	se absteve
Indústria e agronegócio	Companhia Energética Cravinhos S.A. - CEC	Cravinhos	ARCADIS Tetraplan S/A.	EIA/RIMA	2010	usou	1.2	35	63.6	Ce, ReF, FR, ArU	não	sim
Indústria e agronegócio	Destilaria Parapanema S/A - Unidade II	Sandovalina	ARCADIS Tetraplan S/A	EIA/RIMA	2009	usou	0	16.4	83.5	ReF, FR, FS, AR, ArU	não	se absteve
Indústria e agronegócio	Usina Batatais S/A - Unidade Lins S/A – Açúcar e Alcool	Lins	ARCADIS Tetraplan S/A	EIA/RIMA	2008	usou	0.8	24.7	74.3	ReF, FR, FS, AR	não	se absteve
Indústria e agronegócio	CESPT - CENTRAL ENERGÉTICA SÃO PEDRO DO TURVO	São Pedro do Turvo	TN Ambiental	RAP	2008	usou	1.7	23	75.2	ReF	não	sim

ANEXO B - Estudos ambientais (EA) realizados no estado de São Paulo revisados na presente tese. Class. Parker ? – Se a classificação de Parker foi utilizada no respectivo EA/ Níveis de sensibilidade indicados por, A - Alta, M - Média, B - baixa / Habitat estudado: ArP -Áreas protegidas, ReF – Remanescentes florestais, FS – Florestas secundárias, FR – Florestas ripárias, Ce – Cerrado, AR – áreas rurais, Sub – subúrbios urbanos, PU – Parques urbanos, ArU – áreas úmidas, Cur – cursos d’água./ Interpretou qualidade do habitat? - Revisão crítica para verificar se o ornitólogo fez argumentos sobre a qualidade do habitat estudado com base nos resultados dos níveis de sensibilidade das espécies registradas na área de estudo. Estudos que não utilizam a classificação de Parker não tiveram os quatro últimos pontos analisados (células vazias). *Estudos que foram realizados próximos do maior contínuo de Mata Atlântica no Estado de São Paulo, os remanescentes florestais da região da sub-região da Serra do Mar (RIBEIRO et al., 2009). Estes estudos correspondem aos quatro pontos ao sul e três pontos localizados na região costeira do estado que são ilustrados no ANEXO C.

(continuação)

Categoria do empreendimento	Empresa solicitante do EA	Município de realização do estudo	Empresa de consultoria responsável pelo EA	Tipo de estudo	Ano	Class. Parker?	Riqueza de cada nível se sensibilidade (%)			Habitat estudado	Discordou da sensibilidade de Parker?	Interpretou qualidade do habitat?
							A	M	B			
Indústria geral	BIOPAV S/A. AÇÚCAR E ÁLCOOL	Brejo Alegre	TN Ambiental	EIA/RIMA	2008	usou	0.7	27.8	71.4	ReF	não	se absteve
Hidroelétrica e hidrovía	Departamento Hidroviário – Secretaria Estadual de Logística e Transporte do Estado de São Paulo.	Santa Maria da Serra	Consórcio THEMAG-EBEI-VETEC-UMAH	EIA/RIMA	2013	usou	2.3	32.9	64.8	ReF, ArU	não	sim
Aeroporto	Empresa Brasileira de Infra-Estrutura Aeroportuária - INFRAERO	Campinas	WALM Engenharia e Tecnologia Ambiental Ltda	EIA/RIMA	2008	usou	0	7.5	92.4	Ce, ReF, AR, ArU	não	sim
Rodovias, estradas e avenidas urbanas	DERSA – Desenvolvimento Rodoviário S.A./ DER – Departamento de Estradas de Rodagem do Estado de São Paulo	Santos	CONSÓRCIO PRIME / ETEL	EIA/RIMA*	2013	usou	0	9	91	FS, U, Sub	não	sim
Rodovias, estradas e avenidas urbanas	Empresa Municipal de Urbanização - EMURB	São Paulo	CONSÓRCIO CONSULTOR ENGEVIX-JHE	EIA/RIMA	2009	não usou						
Rodovias, estradas e avenidas urbanas	Prefeitura do Município de São Paulo	São Paulo	GEOMÉTRIC A – Engenharia de Projetos Ltda	EIA/RIMA	2009	não usou						

ANEXO B - Estudos ambientais (EA) realizados no estado de São Paulo revisados na presente tese. Class. Parker ? – Se a classificação de Parker foi utilizada no respectivo EA/ Níveis de sensibilidade indicados por, A - Alta, M - Média, B - baixa / Habitat estudado: ArP -Áreas protegidas, ReF – Remanescentes florestais, FS – Florestas secundárias, FR – Florestas ripárias, Ce – Cerrado, AR – áreas rurais, Sub – subúrbios urbanos, PU – Parques urbanos, ArU – áreas úmidas, Cur – cursos d’água./ Interpretou qualidade do habitat? - Revisão crítica para verificar se o ornitólogo fez argumentos sobre a qualidade do habitat estudado com base nos resultados dos níveis de sensibilidade das espécies registradas na área de estudo. Estudos que não utilizam a classificação de Parker não tiveram os quatro últimos pontos analisados (células vazias). *Estudos que foram realizados próximos do maior contínuo de Mata Atlântica no Estado de São Paulo, os remanescentes florestais da região da sub-região da Serra do Mar (RIBEIRO et al., 2009). Estes estudos correspondem aos quatro pontos ao sul e três pontos localizados na região costeira do estado que são ilustrados no ANEXO C.

(continuação)

Categoria do empreendimento	Empresa solicitante do EA	Município de realização do estudo	Empresa de consultoria responsável pelo EA	Tipo de estudo	Ano	Class. Parker?	Riqueza de cada nível se sensibilidade (%)			Habitat estudado	Discordou da sensibilidade de Parker?	Interpretou qualidade do habitat?
							A	M	B			
Usina de geração de energia	COMPANHIA TERMELETRICA DO PLANALTO PAULISTA (Paulínia)	Paulínia	Jaakko Pöyry Engenharia Ltda.	EIA/RIMA	1999	não usou						
Mineração	MINERAÇÃO FRONTEIRA LTDA.,	Nova Campina e Ribeirão Branco	ENGEMINE S/S LTDA.	EIA/RIMA*	2013	não usou						
Mineração	VOTORANTIM CIMENTOS BRASIL S.A.	Nova Campina	Prominer Projetos Ltda	EIA/RIMA*	2008	não usou						
Mineração	CCRG Ribeirão Grande	Ribeirão Grande	MKR – Tecnologia, Serviços, Indústria e Comércio Ltda	EIA/RIMA*	2003	não usou						
Aterro sanitário e estação de tratamento de esgoto	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo S.A. – SABESP.	Campos do Jordão	ENGER Engenharia S/A/Estudos Técnicos e Projetos ETEP Ltda./MAUBE RTEC Engenharia e Projetos Ltda	EIA/RIMA	2010	não usou						

ANEXO B - Estudos ambientais (EA) realizados no estado de São Paulo revisados na presente tese. Class. Parker ? – Se a classificação de Parker foi utilizada no respectivo EA/ Níveis de sensibilidade indicados por, A - Alta, M - Média, B – baixa / Habitat estudado: ArP -Áreas protegidas, ReF – Remanescentes florestais, FS – Florestas secundárias, FR – Florestas ripárias, Ce – Cerrado, AR – áreas rurais, Sub – subúrbios urbanos, PU – Parques urbanos, ArU – áreas úmidas, Cur – cursos d’água./ Interpretou qualidade do habitat? - Revisão crítica para verificar se o ornitólogo fez argumentos sobre a qualidade do habitat estudado com base nos resultados dos níveis de sensibilidade das espécies registradas na área de estudo. Estudos que não utilizam a classificação de Parker não tiveram os quatro últimos pontos analisados (células vazias). *Estudos que foram realizados próximos do maior contínuo de Mata Atlântica no Estado de São Paulo, os remanescentes florestais da região da sub-região da Serra do Mar (RIBEIRO et al., 2009). Estes estudos correspondem aos quatro pontos ao sul e três pontos localizados na região costeira do estado que são ilustrados no ANEXO C.

(continuação)

Categoria do empreendimento	Empresa solicitante do EA	Município de realização do estudo	Empresa de consultoria responsável pelo EA	Tipo de estudo	Ano	Class. Parker?	Riqueza de cada nível se sensibilidade (%)			Habitat estudado	Discordou da sensibilidade de Parker?	Interpretou qualidade do habitat?
							A	M	B			
Aterro sanitário e estação de tratamento de esgoto	Urbanizadora Municipal S/A. São José dos Campos	São José dos Campos	SHS - Consultoria e Projetos de Engenharia S/S Ltda	EIA/RIMA	2008	não usou						
Aterro sanitário e estação de tratamento de esgoto	Aterro Sanitário Municipal de Sorocaba	Sorocaba	WALM Engenharia e Tecnologia Ambiental Ltda	EIA/RIMA	2007	não usou						
Indústria e agronegócio	LDC Bioenergia S/A	Leme	Consultoria Geoma S/S Ltda	EIA/RIMA	2010	não usou						
Indústria geral	Refinaria de Paulínia - REPLAN - Petrobras	Paulínia	Walter Lazzarini Consultoria Ambiental	EIA/RIMA	2010	não usou						
Indústria e agronegócio	Rio Vermelho Açúcar e Alcool S.A.	Junqueirópolis	PROJEC Projetos e Consultoria Ltda	EIA/RIMA	2010	não usou						
Indústria e agronegócio	Usina Noroeste Paulista Ltda.	Sebastianópolis do Sul	PROJEC Projetos e Consultoria Ltda.	EIA/RIMA	2009	não usou						
Indústria geral	Toyota do Brasil LTDA.	Sorocaba	ECP-LENC	EIA/RIMA	2008	não usou						

ANEXO B - Estudos ambientais (EA) realizados no estado de São Paulo revisados na presente tese. Class. Parker ? – Se a classificação de Parker foi utilizada no respectivo EA/ Níveis de sensibilidade indicados por, A - Alta, M - Média, B – baixa / Habitat estudado: ArP -Áreas protegidas, ReF – Remanescentes florestais, FS – Florestas secundárias, FR – Florestas ripárias, Ce – Cerrado, AR – áreas rurais, Sub – subúrbios urbanos, PU – Parques urbanos, ArU – áreas úmidas, Cur – cursos d’água./ Interpretou qualidade do habitat? - Revisão crítica para verificar se o ornitólogo fez argumentos sobre a qualidade do habitat estudado com base nos resultados dos níveis de sensibilidade das espécies registradas na área de estudo. Estudos que não utilizam a classificação de Parker não tiveram os quatro últimos pontos analisados (células vazias). *Estudos que foram realizados próximos do maior contínuo de Mata Atlântica no Estado de São Paulo, os remanescentes florestais da região da sub-região da Serra do Mar (RIBEIRO et al., 2009). Estes estudos correspondem aos quatro pontos ao sul e três pontos localizados na região costeira do estado que são ilustrados no ANEXO C.

(continuação)

Categoria do empreendimento	Empresa solicitante do EA	Município de realização do estudo	Empresa de consultoria responsável pelo EA	Tipo de estudo	Ano	Class. Parker?	Riqueza de cada nível se sensibilidade (%)			Habitat estudado	Discordou da sensibilidade de Parker?	Interpretou qualidade do habitat?
							A	M	B			
Indústria geral	Companhia Siderúrgica Paulista - COSIPA	Cubatão e Santos	Consultoria Paulista de Estudos Ambientais – CPEA	EIA/RIMA*	2008	não usou						
Indústria geral	Central Energética Vale do Sapucaí Ltda. (CEVASA)	Patrocínio Paulista	Ciclo Ambiental Consultoria Técnica em Meio Ambiente	EIA/RIMA	2007	não usou						
Indústria geral	Fábrica de motores da Volkswagen do Brasil Ltda.	São Carlos	CEMA Consultoria e Estudos Ambientais Ltda	RAP	1996	não usou						
Empreendimentos residenciais	COMPANHIA FAZENDA ACARAÚ/ COMPANHIA CITY DE DESENVOLVIMENTO/ ANASTÁCIO EMPREENDIMENTO IMOBILIÁRIO E PARTICIPAÇÕES LTDA	Bertioga	Gaia Consultoria e Gestão Ambiental LTDA	EIA/RIMA*	2012	não usou						

ANEXO B - Estudos ambientais (EA) realizados no estado de São Paulo revisados na presente tese. Class. Parker ? – Se a classificação de Parker foi utilizada no respectivo EA/ Níveis de sensibilidade indicados por, A - Alta, M - Média, B – baixa / Habitat estudado: ArP -Áreas protegidas, ReF – Remanescentes florestais, FS – Florestas secundárias, FR – Florestas ripárias, Ce – Cerrado, AR – áreas rurais, Sub – subúrbios urbanos, PU – Parques urbanos, ArU – áreas úmidas, Cur – cursos d’água./ Interpretou qualidade do habitat? - Revisão crítica para verificar se o ornitólogo fez argumentos sobre a qualidade do habitat estudado com base nos resultados dos níveis de sensibilidade das espécies registradas na área de estudo. Estudos que não utilizam a classificação de Parker não tiveram os quatro últimos pontos analisados (células vazias). *Estudos que foram realizados próximos do maior contínuo de Mata Atlântica no Estado de São Paulo, os remanescentes florestais da região da sub-região da Serra do Mar (RIBEIRO et al., 2009). Estes estudos correspondem aos quatro pontos ao sul e três pontos localizados na região costeira do estado que são ilustrados no ANEXO C.

(conclusão)

Categoria do empreendimento	Empresa solicitante do EA	Município de realização do estudo	Empresa de consultoria responsável pelo EA	Tipo de estudo	Ano	Class. Parker?	Riqueza de cada nível se sensibilidade (%)			Habitat estudado	Discordou da sensibilidade de Parker?	Interpretou qualidade do habitat?
							A	M	B			
Empreendimentos residenciais	Consórcio de Urbanização Paulínia III	Paulínia	Arborea Planejamento Projeto e Consultoria S/S Ltda.	EIA/RIMA	2010	não usou						
Empreendimentos residenciais	Construtora Albuquerque Takaoka	Votorantim	ITAITI - Consultoria Ambiental SS Ltda	EIA/RIMA	2010	não usou						
Empreendimentos residenciais	CONSÓRCIO DE URBANIZAÇÃO ATIBAIA II	Atibaia	ITAITI - Consultoria Ambiental SS Ltda	EIA/RIMA	2010	não usou						
Empreendimentos residenciais	Fundação FEAC - Federação das Entidades Assistenciais de Campinas	Campinas	JGP Consultoria e Participações Ltda	EIA/RIMA	2005	não usou						
Aeroporto	Empresa Brasileira de Infra-Estrutura Aeroportuária – INFRAERO	São Paulo	VPC/Brasil Tecnologia Ambiental e Urbanismo Ltda	EIA/RIMA	2009	não usou						
Aeroporto	Empresa Brasileira de Infra-Estrutura Aeroportuária – INFRAERO	São Paulo	VPC/Brasil Tecnologia Ambiental e Urbanismo Ltda	EIA/RIMA	2008	não usou						
Aeroporto	DAESP – Departamento Aeroviário do Estado de São Paulo	Registro	CEMA Consultoria e Estudos Ambientais Ltda	EIA/RIMA*	2004	não usou						

ANEXO C – Localidade dentro do estado de São Paulo onde foi realizado de cada estudo ambiental revizado na presente tese. Informação sobre cobertura da Mata Atlântica segue Ribeiro et al. (2009)

ANEXO D – Curva de raferação de espécies obtida por meio do EstimateS 9.1.0(COLWELL, 2013) para cada remanescente florestal amostrado 12 vezes. Cores e linhas pontilhadas foram utilizadas para permitir uma melhor visualização entre as curvas sobrepostas. O nome dos remanescentes tem base na localização deles na matriz agrícola da bacia do Corumbataí (P = pasto, C = cana-de-açúcar) seguida pelo número da UAP em que se localizam (1, 2 ou 3) e sua idade predominante (N = novo, V = velho)

ANEXO E – Lista das 168 espécies amostradas nos 48 pontos fixos localizados em remanescentes florestais e suas características ecológicas. Estas espécies e características foram utilizadas para compor grupos funcionais utilizados como base para a elaboração o Índice de Integridade Biótica no capítulo 3. Espécies em ordem alfabética

(continua)

Espécies	Habitat de ocorrência	Estrato forrageio	Guilddia trófica	Massa corporal média (g)	Endêmicas Mata Atlântica	Status ameaça (SP)
<i>Amazilia lactea</i>	F	M-D	NEC	4		
<i>Amazona aestiva</i>	F-NF	D	FRU	425,5		QA
<i>Amazona amazonica</i>	F-NF	D	FRU	354		
<i>Antilophia galeata</i>	F	M-D	FRU	21,6		QA
<i>Aramides cajaneus</i>	F-A	S	ONI	397		
<i>Arremon flavirostris</i>	F	S-Sub	GRA	28,5		
<i>Automolus leucophthalmus</i>	F	Sub	INS	34,5	X	
<i>Basileuterus culicivorus</i>	F	Sub-M	INS	9,5		
<i>Brotogeris chiriri</i>	F	D	FRU	61,6		
<i>Bubo virginianus</i>	F-NF	D	CAR	1354,5		VU
<i>Campephilus robustus</i>	F	M	INS	215	X	QA
<i>Camptostoma obsoletum</i>	F-NF	D	INS	8		
<i>Capsiempis flaveola</i>	F	Sub-M	INS	7,5		
<i>Caracara plancus</i>	NF	S	ONI	1361,5		
<i>Cathartes aura</i>	F-NF	S	DET	1285		
<i>Chiroxiphia caudata</i>	F	Sub-M	FRU	24,5	X	
<i>Chloroceryle amazona</i>	F-A	Ag	PIS	124,5		
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	F-NF	Sub-D	NEC	3,5		
<i>Chrysomus ruficapillus</i>	NF-A	S-Sub	GRA	37,8		
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	F	Sub-M	INS	13,7		
<i>Coereba flaveola</i>	F-NF	D	NEC	9,4		
<i>Colaptes campestris</i>	NF	S-D	INS	159		
<i>Colaptes melanochloros</i>	F	S-D	INS	139,8		
<i>Colonia colonus</i>	F	D	INS	17,1		
<i>Columbina squammata</i>	NF	S	GRA	52		
<i>Columbina talpacoti</i>	NF	S	GRA	45,6		
<i>Conirostrum speciosum</i>	F	D	FRU	8,3		
<i>Conopophaga lineata</i>	F	Sub	INS	21,1	X	
<i>Coragyps atratus</i>	F-NF	S	ONI	1638,7		
<i>Corythopsis delalandi</i>	F	S	INS	14,9		
<i>Cranioleuca vulpina</i>	F-NF	M-D	INS	16		
<i>Crotophaga ani</i>	NF	S-D	ONI	103,4		
<i>Crypturellus parvirostris</i>	NF	S	GRA	195,2		
<i>Crypturellus tataupa</i>	NF	S	INS	214,2		
<i>Cyanocorax cristatellus</i>	NF	M-D	ONI	178		
<i>Cyanoloxia brissonii</i>	F-NF	Sub	GRA	20,6		VU
<i>Cyanoloxia glaucocaerulea</i>	F-NF	Sub-M	GRA	17,8		
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	F	M-D	INS	28		
<i>Donacobius atricapilla</i>	A	Sub	INS	35,8		
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	F	S-Sub	INS	47,2		
<i>Dryophila ferruginea</i>	F	Sub	INS	10,6	X	
<i>Dryocopus lineatus</i>	F	D	INS	191,5		
<i>Dysithamnus mentalis</i>	F	Sub-M	INS	12		
<i>Elaenia chiriquensis</i>	F-NF	D	FRU	15,8		
<i>Elaenia flavogaster</i>	F-NF	D	INS	24,5		
<i>Elaenia mesoleuca</i>	F	D	INS	16		
<i>Elaenia spectabilis</i>	F	D	INS	27,7		
<i>Emberizoides herbicola</i>	NF	Sub	INS	27,7		
<i>Empidonomus varius</i>	F	D	INS	26,7		
<i>Eupetomena macroura</i>	F-NF	Sub-D	NEC	8,2		

ANEXO E – Lista das 168 espécies amostradas nos 48 pontos fixos localizados em remanescentes florestais e suas características ecológicas. Estas espécies e características foram utilizadas para compor grupos funcionais utilizados como base para a elaboração o Índice de Integridade Biótica no capítulo 3. Espécies em ordem alfabética

(continuação)

Espécies	Habitat de ocorrência	Estrato forrageio	Guilda trófica	Massa corporal média (g)	Endêmicas Mata Atlântica	Status ameaça (SP)
<i>Euphonia chlorotica</i>	F	D	FRU	9,5		
<i>Euphonia violacea</i>	F	D	FRU	15		
<i>Fluvicola nengeta</i>	NF	S	INS	21		
<i>Forpus xanthopterygius</i>	NF	D	FRU	28		
<i>Furnarius rufus</i>	NF	S	INS	52,7		
<i>Galbula ruficauda</i>	F	M	INS	23		
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	NF-A	Sub	INS	12,4		
<i>Geranospiza caerulescens</i>	F	M-D	CAR	304,5		
<i>Gubernetes yetapa</i>	NF	S-D	INS	67,7		
<i>Guira guira</i>	F-NF	S	INS	141,2		
<i>Habia rubica</i>	F	Sub-M	INS	33,7		
<i>Hemithraupis guira</i>	F	D	INS	12		
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	F	D	INS	12	X	
<i>Hemitriccus nidipendulus</i>	F	Sub-M	INS	7,5	X	
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	F	D	CAR	637,7		
<i>Heterospizias meridionalis</i>	NF	S-D	ONI	820,2		
<i>Hydropsalis albicollis</i>	F	S	INS	73		
<i>Hylophilus amaurocephalus</i>	F-NF	Sub-D	INS	10,4		
<i>Icterus pyrrhopterus</i>	F	D	INS	42,3		
<i>Ictinia plumbea</i>	F	D-Ae	INS	244,7		
<i>Lanio cucullatus</i>	F-NF	S-Sub	ONI	15		
<i>Lanio penicillatus</i>	F	Sub-M	INS	27		EN
<i>Lathrotriccus euleri</i>	F	M	INS	11		
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	F-NF	Sub-M	INS	28,7		
<i>Leptodon cayanensis</i>	F	D	INS	483		QA
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	F	Sub-M	INS	11,6		
<i>Leptotila rufaxilla</i>	F	S	GRA	162		
<i>Leptotila verreauxi</i>	F	S-Sub	ONI	160,7		
<i>Lochmias nematura</i>	F	S	INS	22,5		
<i>Mackenziaena severa</i>	F	Sub	INS	51,8	X	
<i>Malacoptila striata</i>	F	Sub-M	INS	44,1	X	
<i>Manacus manacus</i>	F	Sub	FRU	15,5		
<i>Megascops torquata</i>	F-A	Ag	PIS	308,2		
<i>Megarynchus pitangua</i>	F	D	ONI	70,7		
<i>Megascops choliba</i>	F	D	INS	132		
<i>Melanerpes candidus</i>	F-NF	M-D	INS	119		
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	F-A	S-Ag	INS	744,2		
<i>Micrastur semitorquatus</i>	F	M-D	CAR	708		
<i>Milvago chimachima</i>	NF	S-D	ONI	320,2		
<i>Mimus saturninus</i>	NF	S-D	INS	68,3		
<i>Molothrus bonariensis</i>	F-NF	S	INS	43		
<i>Myiarchus ferox</i>	F	M-D	INS	25,5		
<i>Myiarchus swainsoni</i>	F	M-D	INS	25,2		
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	F-NF	M-D	INS	33,2		
<i>Myiodynastes maculatus</i>	F	M-D	INS	46,8		
<i>Myiopagis caniceps</i>	F	D	INS	10,4		
<i>Myiopagis viridicata</i>	F	D	INS	12		
<i>Myiophobus fasciatus</i>	NF	Sub	INS	10,5		
<i>Myiornis auricularis</i>	F	M-D	INS	5,2	X	

ANEXO E – Lista das 168 espécies amostradas nos 48 pontos fixos localizados em remanescentes florestais e suas características ecológicas. Estas espécies e características foram utilizadas para compor grupos funcionais utilizados como base para a elaboração o Índice de Integridade Biótica no capítulo 3. Espécies em ordem alfabética

(continuação)

Espécies	Habitat de ocorrência	Estrato forrageio	Guilddá trófica	Massa corporal média (g)	Endêmicas Mata Atlântica	Status ameaça (SP)
<i>Myiothlypis flaveola</i>	F	S-Sub	INS	13,5		
<i>Myiozetetes similis</i>	F	M-D	INS	28,5		
<i>Nemosia pileata</i>	F	D	INS	14		
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	F	D	INS	20,8		
<i>Pachyramphus validus</i>	F	D	INS	43		
<i>Patagioenas cayennensis</i>	F	D	FRU	227		
<i>Patagioenas picazuro</i>	F-NF	D	ONI	340,5		
<i>Penelope supercilialis</i>	F	S	FRU	895		QA
<i>Phacellodomus ferrugineigula</i>	A-F-NF	Sub	INS	24,6	X	
<i>Phaethornis pretrei</i>	F	Sub	NEC	5,1		
<i>Piaya cayana</i>	NF	D	INS	105,5		
<i>Picumnus albosquamatus</i>	F-NF	M-D	INS	11,5		
<i>Picumnus cirratus</i>	F	M-D	INS	11,5		
<i>Pionus maximiliani</i>	F	D	GRA	278		
<i>Pitangus sulphuratus</i>	F-NF	S-D	ONI	59,1		
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	F	Sub	INS	9,6		
<i>Porzana albicollis</i>	NF-A	S	INS	102,5		
<i>Progne tapera</i>	NF-A	Ae	INS	36		
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	NF-A	S	INS	92,2		
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	F	D	ONI	174,5		
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	NF	Ae	INS	10,2		
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	F	Sub	INS	15,3	X	
<i>Ramphastos toco</i>	F-NF	D	FRU	540		
<i>Ramphocelus carbo</i>	F-NF	Sub-D	FRU	28		
<i>Rupornis magnirostris</i>	F	D	CAR	265,2		
<i>Saltator similis</i>	F	M-D	ONI	45		
<i>Serpophaga subcristata</i>	F	M-D	INS	7		
<i>Setophaga pitaiayumi</i>	F	D	INS	6,9		
<i>Sicalis luteola</i>	NF	S	GRA	15,9		
<i>Sirystes sibilator</i>	F	D	INS	33,1		
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	F	M	INS	12,5		
<i>Sporophila caerulescens</i>	NF	Sub	GRA	9,7		
<i>Sporophila leucoptera</i>	NF	Sub	GRA	15,5		
<i>Sporophila lineola</i>	NF	Sub	GRA	9,7		
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	NF-A	Ae	INS	15,1		
<i>Synallaxis frontalis</i>	F	Sub	INS	14,2		
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	F	Sub	INS	14,1	X	
<i>Synallaxis spixi</i>	NF	Sub	INS	13		
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	NF	Ae	INS	17,1		
<i>Tachyphonus coronatus</i>	F	M-D	ONI	26,3	X	
<i>Tangara cayana</i>	F-NF	M-D	FRU	19		
<i>Tangara sayaca</i>	F-NF	D	ONI	31		
<i>Tapera naevia</i>	NF	S-Sub	INS	48,5		
<i>Taraba major</i>	F-NF	Sub	INS	57,6		
<i>Tersina viridis</i>	F	D	FRU	29		
<i>Thalurania glaucopis</i>	F	Sub-M	NEC	4,8	X	
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	F	Sub-M	INS	20,3		
<i>Thamnophilus doliatus</i>	F-NF	Sub-M	INS	27,9		
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	F-NF	Sub	INS	21,4		

ANEXO E – Lista das 168 espécies amostradas nos 48 pontos fixos localizados em remanescentes florestais e suas características ecológicas. Estas espécies e características foram utilizadas para compor grupos funcionais utilizados como base para a elaboração o Índice de Integridade Biótica no capítulo 3. Espécies em ordem alfabética

(conclusão)

Espécies	Habitat de ocorrência	Estrato forrageio	Guilda trófica	Massa corporal média (g)	Endêmicas Mata Atlântica	Status ameaça (SP)
<i>Theristicus caudatus</i>	NF	S	INS	1638		
<i>Thlypopsis sordida</i>	F-NF	Sub-D	INS	15,2		
<i>Tiaris fuliginosus</i>	F-NF	Sub-M	GRA	13,1		
<i>Todirostrum cinereum</i>	F	Sub-D	INS	6,5		
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	F	M-D	INS	5,9	X	
<i>Tolmomyias sulphureus</i>	F	D	INS	15,4		
<i>Troglodytes musculus</i>	NF	S-Sub	INS	10,8		
<i>Turdus amaurochalinus</i>	F	S-D	FRU	59		
<i>Turdus leucomelas</i>	F	S-D	INS	69,6		
<i>Turdus rufiventris</i>	F	S-D	INS	70,8		
<i>Turdus subalaris</i>	F	D	FRU	54,7	X	
<i>Tyrannus melancholicus</i>	F-NF	D	INS	37,4		
<i>Tyrannus savana</i>	NF	D	INS	30,2		
<i>Veniliornis passerinus</i>	F	D	INS	31,5		
<i>Veniliornis spilogaster</i>	F	Sub-D	INS	37,6	X	
<i>Vireo chivi</i>	F	D	INS	14,8		
<i>Volatinia jacarina</i>	NF	S-Sub	GRA	10		
<i>Xenops rutilans</i>	F	D	INS	12		
<i>Zenaida auriculata</i>	NF	S-M	GRA	113,5		
<i>Zonotrichia capensis</i>	F-NF	S-Sub	GRA	20		

Habitat de ocorrência: F = espécies com hábitos exclusivamente florestais, NF = espécies com hábitos exclusivamente não florestais, F-NF = espécies com hábitos mistos “florestal-não-florestal”, F-A = espécies com hábitos mistos “florestais e aquáticas”, NF-A = espécies com hábitos mistos “não-florestais e aquáticas”, A-F-NF = espécies com hábitos triplo “aquática-florestal-não-florestal”.

Estrato de forrageio: S = espécies que forrageiam no solo, Sub = espécies que forrageiam no sub-bosque, M = espécies que forrageiam no estrato médio, D = espécies que forrageiam no dossel, Ae = espécies que forrageiam o estrato aéreo, ou em pleno voo, Ag = espécies que forrageiam em cursos d’água, S-Sub = espécies que forrageiam desde o solo até o sub-bosque, S-M = espécies que forrageiam desde o solo até o estrato médio, S-D = espécies que forrageiam desde o solo até o dossel, S-Ag = espécies que forrageiam no solo mas também em cursos d’água, D-Ae = espécies que forrageiam no dossel e no estrato aéreo, M-D = espécies que forrageiam desde o estrato médio até o dossel, Sub-D = espécies que forrageiam desde o sub-bosque até o dossel, Sub-M = espécies que forrageiam desde o sub-bosque até o estrato médio.

Guilda trófica: INS – insetívoro, ONI – onívoro, CAR – carnívoro, GRA – granívoro, FRU – frugívoro, NEC – nectarívoro, PIS – piscívoro, DET - detritívoro

ANEXO F - Resultados da regressão linear das 74 métricas candidatas contra o gradiente de distúrbio antrópico.

*Métrica selecionada para os demais passos no processo de escolha das métricas finais para o IIB (ver tabela...), sendo que apenas métricas com boa relação significativa com o gradiente foram selecionadas ($P < 0.001$ e $R^2 > 0.2$)

(continua)

MÉTRICA CANDIDATA		R ²	P	Relação observada
<i>Riqueza de:</i>				
Habitat de ocorrência	F	0.163	<0.001	positiva
	NF*	0.244	<0.001	negativa
	F-NF*	0.209	<0.001	negativa
	A	0.018	0.361	-
	F-A	0.032	0.223	-
	NF-A	0.164	<0.001	negativa
	A-F-NF	0.018	0.361	-
Estrato de forrageio	S	0.078	0.055	-
	Sub	0.001	0.800	-
	M*	0.259	<0.001	positiva
	D	0.005	0.642	-
	Ae	0.014	0.424	-
	Ag	0.091	0.037	-
	D-Ae	0.093	0.035	-
	M-D	0.000	0.918	-
	S-D	0.055	0.108	-
	S-M	0.081	0.049	-
	S-Sub	0.153	<0.001	negativa
	S-Ag	0.003	0.729	-
	Sub-D	0.012	0.468	-
	Sub-M	0.148	<0.001	positiva
Guilda trófica	Frugívoros	0.063	0.086	-
	Nectarívoros	0.019	0.349	-
	Granívoros	0.177	<0.001	negativa
	Onívoros	0.000	0.887	-
	Insetívoros (geral)	0.004	0.676	-
	Carnívoros	0.001	0.842	-
	Piscívoros	0.091	0.037	-
	Detritívoros	0.004	0.690	-
Potenciais indicadores	Espécies endêmicas*	0.309	<0.001	positiva
	Espécies ameaçadas*	0.265	<0.001	positiva
Grupo de insetívoros	ins-sub-ger	0.130	0.0119	-
	ins-sub-med-ger*	0.214	<0.001	positiva
	ins-sub<30g	0.182	0.0025	positiva
	ins-sub-med<30g*	0.218	<0.001	positiva
	ins-sub<60g	0.183	0.0024	positiva
	ins-sub-med<60g*	0.209	<0.001	positiva
<i>IPA de (abundância relativa):</i>				
Habitat de ocorrência	F*	0.258	<0.001	positiva
	NF*	0.437	<0.001	negativa
	F-NF	0.119	0.016	negativa
	A	0.004	0.683	-
	F-A	0.029	0.249	-
	NF-A	0.149	<0.001	negativa
	A-F-NF	0.060	0.092	-

ANEXO F - Resultados da regressão linear das 74 métricas candidatas contra o gradiente de distúrbio antrópico.

*Métrica selecionada para os demais passos no processo de escolha das métricas finais para o IIB (ver tabela...), sendo que apenas métricas com boa relação significativa com o gradiente foram selecionadas ($P < 0.001$ e $R^2 > 0.2$)

(conclusão)

MÉTRICA CANDIDATA		R ²	P	Relação observada
Estrato de forrageio	S*	0.234	<0.001	positiva
	Sub	0.085	0.044	-
	M*	0.221	<0.001	positiva
	D	0.053	0.116	-
	Ae	0.033	0.219	-
	Ag	0.091	0.037	-
	D-Ae	0.077	0.057	-
	M-D	0.018	0.366	-
	S-D*	0.201	<0.001	negativa
	S-M*	0.261	<0.001	negativa
	S-Sub	0.007	0.566	-
	S-Ag	0.017	0.380	-
	Sub-D	0.003	0.725	-
	Sub-M*	0.279	<0.001	positiva
Guilda trófica	Frugívoros	0.007	0.585	-
	Nectarívoros	0.009	0.530	-
	Granívoros	0.165	<0.001	negativa
	Onívoros	0.037	0.191	-
	Insetívoros (geral)	0.103	0.026	-
	Carnívoros	0.014	0.424	-
	Piscívoros	0.091	0.037	-
	Detritívoros	0.004	0.690	-
Potenciais indicadores	Espécies endêmicas*	0.345	<0.001	positiva
	Espécies ameaçadas	0.175	<0.001	positiva
Grupo de insetívoros	ins-sub-ger*	0.324	<0.001	positiva
	ins-sub-med-ger*	0.402	<0.001	positiva
	ins-sub<30g*	0.354	<0.001	positiva
	ins-sub-med<30g*	0.425	<0.001	positiva
	ins-sub<60g*	0.339	<0.001	positiva
	ins-sub-med<60g *	0.402	<0.001	positiva

Abreviações:

IPA = Índice Pontual de Abundância (VIELIARD et al., 2010)

Habitat de ocorrência: F = espécies com hábitos exclusivamente florestais, NF = espécies com hábitos exclusivamente não florestais, F-NF = espécies com hábitos mistos “florestal-não-florestal”, F-A = espécies com hábitos mistos “florestais e aquáticas”, NF-A = espécies com hábitos mistos “não-florestais e aquáticas”, A-F-NF = espécies com hábitos triplo “aquática-florestal-não-florestal”

Estrato de forrageio: S = espécies que forrageiam no solo, Sub = espécies que forrageiam no sub-bosque, M – espécies que forrageiam no estrato médio, D – espécies que forrageiam no dossel, Ae – espécies que forrageiam o estrato aéreo, ou em pleno voo, Ag – espécies que forrageiam em cursos d’água, S-Sub = espécies que forrageiam desde o solo até o sub-bosque, S-M = espécies que forrageiam desde o solo até o estrato médio, S-D= espécies que forrageiam desde o solo até o dossel, S-Ag = espécies que forrageiam no solo mas também em cursos d’água, D-Ae = espécies que forrageiam no dossel e no estrato aéreo, M-D = espécies que forrageiam desde o estrato médio até o dossel, Sub-D = espécies que forrageiam desde o sub-bosque até o dossel, Sub-M = espécies que forrageiam desde o sub-bosque até o estrato médio.

Grupo de insetívoros: ins-sub-ger = insetívoros de sub-bosque geral, ins-sub-med-ger = insetívoros de sub-bosque e estrato médio geral, ins-sub<30g = pequenos insetívoros de sub-bosque (massa corporal até 30g), ins-sub-med<30g = pequenos insetívoros de sub-bosque e estrato médio (massa corporal até 30g), ins-sub<60g = pequenos e médios insetívoros de sub-bosque (massa corporal até 60g), ins-sub-med<60g = pequenos e médios insetívoros de sub-bosque e estrato médio (massa corporal até 60g).

ANEXO G – Lista das 137 espécies observadas nos sítios amostrais de pasto e cana-de-açúcar e suas características ecológicas. Espécies em ordem alfabética

(continua)

Espécie	Hab.	G.T.	End.	Sta.	Cana				Pasto			
					C1B	C1C	C2D	C2E	P1	P2A	P2B	P3
<i>Amazona aestiva</i>	F-NF	FRU		QA					x	x	x	x
<i>Amazona amazonica</i>	F-NF	FRU								x	x	
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	A	ONI							x	x	x	x
<i>Ammodramus humeralis</i>	NF	GRA			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Anthus lutescens</i>	NF	INS			x	x	x		x	x	x	x
<i>Aramides cajaneus</i>	F-A	ONI							x			
<i>Ardea alba</i>	A	PIS			x			x	x	x		x
<i>Ardea cocoi</i>	A	ONI										x
<i>Arundinicola leucocephala</i>	NF-A	INS										x
<i>Athene cunicularia</i>	NF	CAR					x			x		x
<i>Brotogeris chiriri</i>	F	FRU				x	x	x	x	x	x	x
<i>Bubulcus ibis</i>	NF	ONI							x	x	x	x
<i>Buteo brachyurus</i>	F	CAR								x		
<i>Butorides striata</i>	F-A	PIS							x			
<i>Cairina moschata</i>	F-A	ONI					x		x		x	x
<i>Campephilus robustus</i>	F	INS	MA	QA						x		
<i>Camptostoma obsoletum</i>	F-NF	INS							x	x		
<i>Cantorchilus leucotis</i>	F	INS							x			
<i>Caracara plancus</i>	NF	ONI			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cariama cristata</i>	F-NF	ONI			x	x	x		x	x	x	
<i>Cathartes aura</i>	F-NF	DET			x							
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	F-A	INS							x		x	x
<i>Chaetura meridionalis</i>	F-NF	INS			x		x					
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	F-NF	NEC						x	x			
<i>Chrysomus ruficapillus</i>	NF-A	GRA								x	x	x
<i>Coereba flaveola</i>	F-NF	NEC							x	x		
<i>Colaptes campestris</i>	NF	INS			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Colaptes melanochloros</i>	F	INS							x	x	x	x
<i>Columbina squammata</i>	NF	GRA							x		x	x
<i>Columbina talpacoti</i>	NF	GRA			x		x	x	x	x	x	x
<i>Coragyps atratus</i>	F-NF	ONI			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Crotophaga ani</i>	NF	ONI			x			x	x	x	x	x

ANEXO G – Lista das 137 espécies observadas nos sítios amostrais de pasto e cana-de-açúcar e suas características ecológicas. Espécies em ordem alfabética

(continuação)

Espécie	Hab.	G.T.	End.	Sta.	Cana				Pasto			
					C1B	C1C	C2D	C2E	P1	P2A	P2B	P3
<i>Crypturellus parvirostris</i>	NF	GRA			x	x		x	x			
<i>Crypturellus tataupa</i>	NF	INS			x	x	x	x	x	x		
<i>Cyanocorax cristatellus</i>	NF	ONI	CE			x	x	x	x	x	x	x
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	F	INS						x	x			x
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	A	HER									x	x
<i>Dendrocygna bicolor</i>	A	ONI							x			
<i>Dendrocygna viduata</i>	A	ONI			x				x		x	x
<i>Donacobius atricapilla</i>	A	INS										x
<i>Egretta thula</i>	A	INS								x	x	x
<i>Elaenia flavogaster</i>	F-NF	INS			x	x	x		x	x	x	x
<i>Emberizoides herbicola</i>	NF	INS				x			x	x	x	
<i>Estrilda astrild</i>	NF	GRA			x	x		x				x
<i>Eupetomena macroura</i>	F-NF	NEC			x				x	x		x
<i>Euphonia chlorotica</i>	F	FRU							x	x	x	x
<i>Falco sparverius</i>	F-NF	INS				x					x	x
<i>Fluvicola nengeta</i>	NF	INS							x	x		x
<i>Forpus xanthopterygius</i>	NF	FRU				x	x		x	x		x
<i>Furnarius rufus</i>	NF	INS				x	x		x	x	x	x
<i>Gallinula galeata</i>	A	ONI							x			x
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	NF-A	INS			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	NF	CAR									x	
<i>Gubernates yetapa</i>	NF	INS	CE		x				x	x		x
<i>Guira guira</i>	F-NF	INS			x				x	x	x	x
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	F	CAR				x						
<i>Heterospizias meridionalis</i>	NF	ONI									x	x
<i>Himantopus melanurus</i>	A	ONI			x				x			
<i>Hirundo rustica</i>	NF	INS									x	
<i>Hydropsalis torquata</i>	NF	INS						x				
<i>Icterus pyrrhopterus</i>	F	INS							x	x		
<i>Jacana jacana</i>	A	INS							x			x
<i>Lanio cucullatus</i>	F-NF	ONI							x	x		

ANEXO G – Lista das 137 espécies observadas nos sítios amostrais de pasto e cana-de-açúcar e suas características ecológicas. Espécies em ordem alfabética

(continuação)

Espécie	Hab.	G.T.	End.	Sta.	Cana				Pasto			
					C1B	C1C	C2D	C2E	P1	P2A	P2B	P3
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	F-NF	INS						x	x	x	x	
<i>Leptotila verreauxi</i>	F	ONI						x	x	x		x
<i>Machetornis rixosa</i>	NF	INS							x	x		x
<i>Megaceryle torquata</i>	F-A	PIS							x			x
<i>Megarynchus pitangua</i>	F	ONI							x	x		x
<i>Melanerpes candidus</i>	F-NF	INS				x	x		x	x	x	
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	F-A	INS					x		x			x
<i>Milvago chimachima</i>	NF	ONI			x	x			x	x	x	x
<i>Mimus saturninus</i>	NF	INS				x		x	x	x	x	x
<i>Molothrus bonariensis</i>	F-NF	INS							x	x		x
<i>Mycteria americana</i>	A	PIS		QA					x		x	x
<i>Myiarchus ferox</i>	F	INS							x	x		
<i>Myiarchus swainsoni</i>	F	INS							x			
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	F-NF	INS							x		x	
<i>Myiodynastes maculatus</i>	F	INS								x		
<i>Myiophobus fasciatus</i>	NF	INS				x			x	x	x	
<i>Myiozetetes similis</i>	F	INS								x		
<i>Nemosia pileata</i>	F	INS								x		
<i>Pardirallus nigricans</i>	A	INS							x			
<i>Passer domesticus</i>	F-NF	GRA								x		x
<i>Patagioenas cayennensis</i>	F	FRU										x
<i>Patagioenas picazuro</i>	F-NF	ONI			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>	NF	INS									x	
<i>Phaethornis pretrei</i>	F	NEC			x	x		x		x		
<i>Picumnus albosquamatus</i>	F-NF	INS							x	x		
<i>Pionus maximiliani</i>	F	GRA										x
<i>Pitangus sulphuratus</i>	F-NF	ONI			x	x	x		x	x	x	x
<i>Platalea ajaja</i>	A	PIS			x							x
<i>Porzana albicollis</i>	NF-A	INS							x			
<i>Progne chalybea</i>	NF	INS				x	x	x	x	x	x	
<i>Progne tapera</i>	NF-A	INS			x			x	x	x	x	

ANEXO G – Lista das 137 espécies observadas nos sítios amostrais de pasto e cana-de-açúcar e suas características ecológicas. Espécies em ordem alfabética

(continuação)

Espécie	Hab.	G.T.	End.	Sta.	Cana				Pasto			
					C1B	C1C	C2D	C2E	P1	P2A	P2B	P3
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	NF-A	INS				x	x	x	x	x	x	x
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	F	ONI			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	NF	INS			x	x	x	x	x	x		x
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	F-NF	INS								x		
<i>Ramphastos toco</i>	F-NF	FRU				x			x	x	x	
<i>Ramphocelus carbo</i>	F-NF	FRU								x		
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	A	INS										x
<i>Rupornis magnirostris</i>	F	CAR				x	x		x	x	x	x
<i>Satrapa icterophrys</i>	F-NF	INS				x				x		
<i>Serpophaga subcristata</i>	F	INS							x	x	x	
<i>Sicalis flaveola</i>	NF	GRA			x		x		x	x	x	
<i>Sicalis luteola</i>	NF	GRA			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Sporophila caerulescens</i>	NF	GRA				x		x	x	x	x	
<i>Sporophila leucoptera</i>	NF	GRA							x			
<i>Sporophila lineola</i>	NF	GRA							x		x	x
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	NF-A	INS			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Sturnella supercilialis</i>	NF-A	INS								x		x
<i>Synallaxis albescens</i>	NF	INS		QA					x	x		
<i>Synallaxis frontalis</i>	F	INS					x		x	x		
<i>Synallaxis spixi</i>	NF	INS							x	x		
<i>Syrigma sibilatrix</i>	NF-A	INS					x		x	x	x	x
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	NF	INS			x	x	x		x	x	x	x
<i>Tachyphonus coronatus</i>	F	ONI	MA			x						
<i>Tangara cayana</i>	F-NF	FRU							x	x		
<i>Tangara sayaca</i>	F-NF	ONI				x			x	x	x	x
<i>Tapera naevia</i>	NF	INS				x	x		x			x
<i>Thamnophilus doliatus</i>	F-NF	INS				x		x	x	x		x
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	F-NF	INS							x			
<i>Theristicus caudatus</i>	NF	INS				x			x	x	x	x
<i>Thlypopsis sordida</i>	F-NF	INS								x		
<i>Todirostrum cinereum</i>	F	INS				x			x	x	x	

ANEXO G – Lista das 137 espécies observadas nos sítios amostrais de pasto e cana-de-açúcar e suas características ecológicas. Espécies em ordem alfabética

(conclusão)

Espécie	Hab.	G.T.	End.	Sta.	Cana				Pasto			
					C1B	C1C	C2D	C2E	P1	P2A	P2B	P3
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	F	INS	MA						x			
<i>Troglodytes musculus</i>	NF	INS				x	x		x	x	x	x
<i>Turdus amaurochalinus</i>	F	FRU										x
<i>Turdus leucomelas</i>	F	INS							x	x	x	
<i>Tyrannus melancholicus</i>	F-NF	INS							x	x	x	
<i>Tyrannus savana</i>	NF	INS						x	x	x	x	
<i>Vanellus chilensis</i>	NF-A	INS			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Volatinia jacarina</i>	NF	GRA			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Xolmis cinereus</i>	NF	INS							x		x	
<i>Xolmis velatus</i>	NF	INS				x			x	x	x	x
<i>Zenaida auriculata</i>	NF	GRA				x			x	x		x
<i>Zonotrichia capensis</i>	F-NF	GRA			x	x	x	x	x	x	x	x

Hab. = Habitat de ocorrência, sendo, F = espécies com hábitos exclusivamente florestais, NF = espécies com hábitos exclusivamente não florestais, F-NF = espécies com hábitos mistos “florestal-não-florestal”, F-A = espécies com hábitos mistos “florestais e aquáticas”, NF-A = espécies com hábitos mistos “não-florestais e aquáticas”, A-F-NF = espécies com hábitos triplo “aquática-florestal-não-florestal”.

G.T = Guia trófica, sendo, INS – insetívoro, ONI – onívoro, CAR – carnívoro, GRA – granívoro, FRU – frugívoro, NEC – nectarívoro, PIS – piscívoro, DET – detritívoro.

Sta = Status de ameaçada no estado de São Paulo (SILVEIRA et al. 2009), sendo, QA – Quase ameaçada.

End. = Endemismo segundo Bencke et al (2006) sendo, MA = endêmica da Mata Atlântica, CE = endêmica do Cerrado.