



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Luis Martin Vallejos Bardales

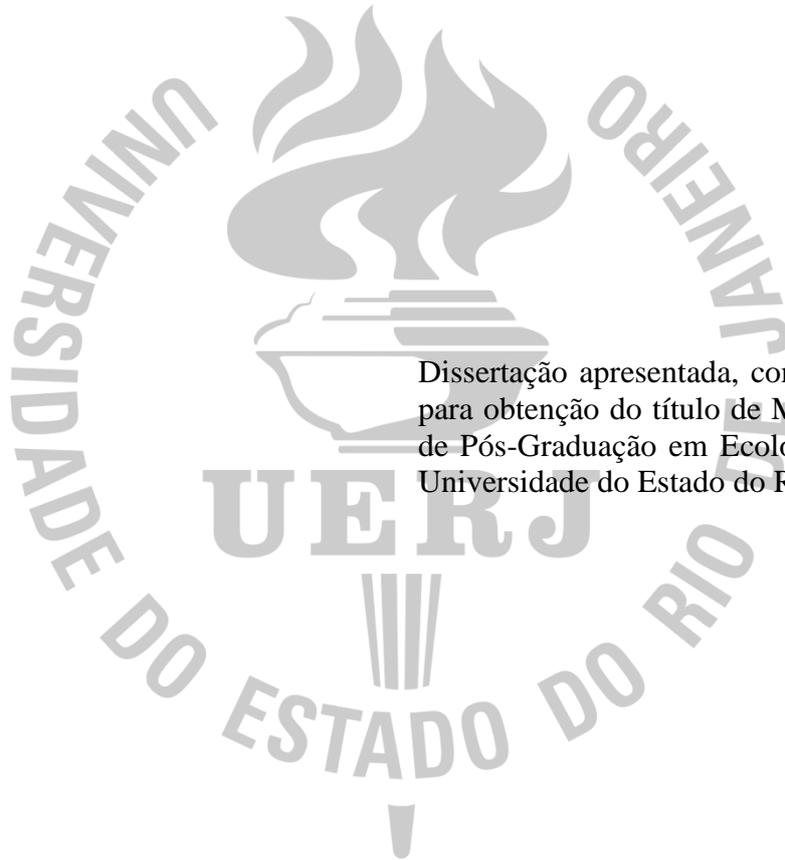
Espécies de aves florestais sensíveis à perturbação antrópica da Ilha Grande, RJ

Rio de Janeiro

2016

Luis Martin Vallejos Bardales

Espécies de aves florestais sensíveis à perturbação antrópica da Ilha Grande, RJ



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientadora: Prof.^a Dra. Maria Alice dos Santos Alves

Rio de Janeiro

2016

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

B245 Bardales, Luis Martin Vallejos.
Espécies de aves florestais sensíveis à perturbação antrópica da Ilha Grande, RJ /
Luis Martin Vallejos Bardales. – 2016.
75f.: il.

Orientadora: Maria Alice dos Santos Alves.
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio
de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Ave - Grande, Ilha (RJ) - Teses. 2. Árvores - Grande, Ilha (RJ) - Teses. 3. Mata
Atlântica - Teses. 4. Espécies - Conservação - Teses. I. Alves, Maria Alice dos Santos.
II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara
Gomes. III. Título.

CDU 598.2 (815.3)

Autorizo para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação,
desde que citada a fonte.



08/09/2016

Luis Martin Vallejos Bardales

Luis Martin Vallejos Bardales

Espécies de aves florestais sensíveis à perturbação antrópica da Ilha Grande, RJ

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 29 de Fevereiro de 2016.

Banca examinadora:

Prof. Dra. Maria Alice dos Santos Alves

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof. Dr. Mauricio Brandão Vecchi

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof. Dr. Rogério Ribeiro Oliveira

Pontifícia Universidade Católica – Rio de Janeiro

Rio de Janeiro

2016

DEDICATÓRIA

**A Lila, Yter, Claudia e Gian, ao resto da
minha família que sempre me apoiaram para ser
Biólogo e ao resto de pessoas no mundo que ainda
acreditam e lutam pela conservação da natureza.**

AGRADECIMENTOS

À Maria Alice e ao Maurício, que me aceitaram para me orientarem, guiarem e aguentarem estes dois anos corrigindo meus erros, me motivando e me dando uma força desde o Rio até o campo e sempre com palavras que me ajudaram a ser uma melhor pessoa e profissional.

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de Estudos (Processo 190594/2013-6), por minha vinda e estadia no Brasil. O trabalho de campo foi financiado pelas *grants* de pesquisa do CNPq (bolsa de Produtividade em Pesquisa, processo 305798/2014-6) e da FAPERJ (Cientista do Nosso Estado, processos E-26/102837/2012 e E-26/203191/2015), concedidas à Maria Alice S. Alves.

Aos meus amigos Gabriel e Edvandro, fundamentais para eu ter conseguido os resultados do trabalho, assim como ao Professor Rogério Oliveira que me orientou quanto à categorização da vegetação nas parcelas amostradas.

Marcelo e Fabiana, pessoas que me abriram um lar temporário na Ilha Grande e que sempre me receberam bem. As equipes do Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável (CEADS) e Instituto Estadual do Ambiente (INEA) apoiaram com a logística necessária para muitos dos campos realizados na Ilha.

A meus amigos Christiano e Bia, que além de me acompanhar com muita disponibilidade ao campo, me ajudaram com pequenos detalhes para finalizar a dissertação.

A todo o pessoal que me acompanhou para o campo: Hugo, Rafaella, Tainá, Laís, Diego, Carmen, sem eles talvez não tivesse conseguido os resultados obtidos. Da mesma forma, agradeço a toda a equipe do PPBio Mata Atlântica no PEIG (Parque Estadual da Ilha Grande), onde estão instalados dois módulos com o método RAPELD, incluindo Nena e Carlota, assim como meus colegas do Laboratório de Ecologia de Aves (coordenado por minha orientadora) que integraram nossas equipes de campo “selva” e “pantufas”, aos quais de voo conhecimento, as conversas e os momentos compartilhados no campo e foram um grande aliado no campo.

A todo o conjunto dos Professores do PPGEE, que não só ensinaram a melhorar e forneceram conhecimentos para a minha formação como Mestre em Ecologia, mas também me motivaram a continuar o amor pela ciência e a natureza. Também aos funcionários da Pós-

graduação que pela ajuda atenciosa oferecida consegui resolver muitos problemas burocráticos e administrativos.

Ao Julinho, Teresa, Juh, Lucas, “Madureira”, a Profa Ines, o Professor Armando, seu Mario e a todos os outros moradores da Ilha Grande cujos nomes não estão aqui incluídos e que sempre me apoiaram de diferentes maneiras enquanto estive na ilha.

A Flavinha, Cinthia e Irwing, Manuel e Eliza pessoas que me apoiarem com parte do seu tempo para terminar minha dissertação, a todas as pessoas que acolheram, compartilharam momentos e que me ajudaram a me adaptar à UERJ e ao Rio de Janeiro, onde fiquei longe de tudo o que me era familiar; ou seja, eu era um total desconhecido na cidade maravilhosa.

“O trabalho feito com prazer e com amor, sempre
é uma criação original e única”

Roberto Sapriza

RESUMO

VALLEJOS, Luis Martin. *Espécies de aves florestais sensíveis à perturbação antrópica da Ilha Grande, RJ*. 2016. 75f.: il. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

A busca de espécies indicadoras é importante nos estudos ecológicos, pois elas são ferramentas eficientes em estudos voltados à conservação da biodiversidade. As aves são bons modelos de estudo por serem conspícuas e fáceis de quantificar no espaço e no tempo. A Mata Atlântica (MA) é um bioma com alta biodiversidade e prioritário para conservação por ser rico em espécies endêmicas e/ou ameaçadas e sofrer fortes pressões antrópicas. O presente estudo visou avaliar e determinar espécies de aves indicadoras, categorizando os ambientes com base em espécies de plantas (árvores) conhecidas na literatura como indicadoras de qualidade ambiental. Estas plantas foram selecionadas por ocorrerem na área de estudo e na MA, serem fáceis de detectar e servirem para comparar ambientes em distintos estágios sucessionais. O presente estudo é parte do Programa de Biodiversidade (PPBio) da MA, utilizando o método RAPELD (RAP, *Rapid Assessment Program* e PELD, *Programas de Ecologia de Longa Duração*). A IG é um remanescente protegido de MA em diferentes estágios sucessionais, os quais foram categorizados seguindo presença/ausência e a idade das seguintes espécies de árvores: *Pradosia kulhmanii*, *Virola gardneri*, *Miconia cinamomifolia*, *M. prasina* e árvores exóticas. Foram utilizados três estágios/categorias sucessionais de floresta: secundário imaturo, secundário maduro, e preservado. Em cada categoria florestal, as aves foram amostradas em oito unidades amostrais (≥ 350 m entre si), uma vez na estação reprodutiva e na não-reprodutiva. Em cada amostragem foram realizados dois pontos fixos (≥ 250 m entre si) e uma transeção (400x100m). O índice utilizado (*Indval*) detectou espécies indicadoras com base em sua presença e abundância. As três categorias florestais foram similares quanto à riqueza e abundância de aves, mas apresentaram composição claramente diferenciada. Foram obtidas as seguintes espécies sensíveis à perturbação ou indicadoras de alta qualidade da floresta: *Tinamus solitarius*, *Selenidera maculirostris*, *Chamaeza campanisona*, *Xiphorhynchus fuscus*, *Procnias nudicollis*, *Oxyruncus cristatus*, *Thraupis cyanopectus* e *Saltator similis*. Estas espécies estão bem documentadas como sensíveis à perturbação ou são espécies especialistas e dependentes de florestas com alto grau de conservação, sendo que no presente estudo a maioria das espécies de aves nesta categoria foi frugívora, o que pode ser devido ao fato de espécies insetívoras serem menos sensíveis a áreas secundárias contínuas do que a fragmentos. Os resultados desta pesquisa indicam que o uso de características da vegetação foi apropriado para detectar espécies de aves indicadoras, o que pode se aplicar a outros taxa e a outros biomas.

Palavras-chave: Espécies indicadoras. Conservação. Mata Atlântica. Sucessão ecológica. Árvores indicadoras. Qualidade ambiental.

ABSTRACT

VALLEJOS, Luis Martin. *Forest birds sensitive to anthropic disturbance of Ilha Grande, RJ*. 2016 . 75f.: il. (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2016.

Searching indicator species is important in ecological studies, as they are efficient tool in studies focused on biodiversity preservation. Birds are appropriate study model for being conspicuous and easy to quantify considering space and time. The Atlantic Forest is a biome of high biodiversity and conservation priority, due for having a richness of endangered and/or endemic species, as consequence of severe anthropic pressure. Hence, the present study aimed to evaluate and determinate indicator bird species, having plants (trees) as background, known as indicators of environment quality. Those plants were chosen for being present in the survey site and in the Atlantic Forest, they are easy to detect and serve as reference for comparison of different succession stages. The present study is part of “Programa de Biodiversidade (PPBio) da Mata Atlântica” using RAPELD methodology (*rapid assessment surveys at long term ecological research sites*). Ilha Grande is a protected remnant of Atlantic Forest that presents different succession stages, which were categorized by presence/absence and the age of the following trees species: *Pradosia kuhlmanii*, *Virola gardneri*, *Miconia cinamomifolia*, *M. prasina* and exotic trees. Three succession stages were considered: immature, mature and climax. In this survey, they correspond to “low”, “mid” and “high quality” of the forest, respectively. Each forest category had eight sampling units (≥ 400 m. distant from each other) where bird samplings occurred once in breeding and once in non-breeding season. Two count points (distant ≥ 250 m from each other) and a transect (350x100m) compose each sampling. The index used to detect indicator species (*Indval*) was based in presence and abundance of the birds. The three forest categories presented a similar bird richness and abundance, but clearly different compositions. The sensitive or high quality forest indicator species were the following: *Tinamus solitarius*, *Selenidera maculirostris*, *Chamaeza campanisona*, *Xiphorynchus fuscus*, *Procnias nudicollis*, *Oxyruncus cristatus*, *Thraupis cyanoptera* and *Saltator similis*. The species are frequently documented as sensitive to disturbance or specialists that depends on the habitat of a high conserved forests; The most of birds in this category is frugivorous, which may be due to the fact that insectivorous species are less sensitive to continuous secondary forests that forest patches. Similarly, indicators birds of low quality are well known for being generalist species. This research demonstrates that using vegetation characteristics is an appropriate methodology to find indicator birds. Furthermore, this can also be applied on distinct taxas and biomes.

Key-words: Indicator species. Conservation. Atlantic Forest. Ecological succession. Indicator trees. Enviroment quality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa da localização da Ilha Grande, como também as parcelas amostradas já categorizadas	23
--	----

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1-	Construção da planilha com as abundâncias das espécies amostradas por parcela em cada ambiente categorizado.....	27
Gráfico 2-	Análise de Variância (ANOVA) da riqueza das aves nos ambientes.....	29
Gráfico 3-	Análise de Variância (ANOVA) na abundância das aves dos ambientes..	30
Gráfico 4-	Curva de distribuição da abundância relativa de indivíduos por espécies de aves florestais em ordem decrescente em três ambientes com níveis de preservação distintos.....	34
Gráfico 5-	A análise de ordenação por escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da comunidade de aves florestais da Ilha Grande.....	38

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-	Espécies de aves florestais mais abundantes, com maior frequência em três ambientes com níveis de preservação de distintos amostrados na Ilha Grande, RJ.....	31
Tabela 2-	Espécies de aves florestais e exclusivas em três ambientes com níveis de preservação de distintos amostrados na Ilha Grande, RJ.....	32
Tabela 3-	Espécies indicadoras de áreas de boa qualidade e baixa qualidade, amostrados na Ilha Grande, durante o período outubro 2014 a setembro 2015.....	34
Tabela 4-	Registro de cada planta encontrada nas distintas parcelas de cada ambiente categorizado.....	69
Tabela 5-	Registros das espécies de aves do presente estudo com na Ilha Grande, RJ, Valor do <i>IndVal</i> de cada espécie para cada categoria amostrada e o Nível de Ameaça dela.....	70
Tabela 6-	Localização das parcelas geograficamente com coordenadas em UTM, denominados segundo a categorização de ambientes de sucessão e as parcelas que são parte do projeto RAPELD	75

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	15
1	OBJETIVO GERAL	21
1.1	Objetivos específicos	21
2	MATERIAS E MÉTODOS	22
2.1	Área de estudo	22
2.2	Categorização dos ambientes	24
2.2.1	<u>Ambiente secundário Imaturo</u>	24
2.2.2	<u>Ambiente secundário Maduro</u>	25
2.2.3	<u>Ambiente Preservado</u>	25
2,3	Amostragem das aves	26
2,4	Análise de dados	27
3	RESULTADOS	29
4.	DISCUSSÃO	36
4.1	Riqueza e abundância da comunidade de aves na IG	36
4.2	Categorização dos ambientes	38
4.3	Espécies Indicadoras	39
4.3.1	<u>Espécies Indicadoras ou sensíveis à perturbação</u>	40
4.3.2	<u>Espécies Sensíveis em outras pesquisas, mas não no presente estudo</u>	44
4.3.3	<u>Espécies pouco sensíveis à perturbação antrópica</u>	45
4.4	Sensibilidade da assembleia de aves	46
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	48
	REFERÊNCIAS	49
	APÊNDICE A - Registro de cada planta encontrada nos distintos parcelas de cada ambiente categorizado.....	69
	APÊNDICE B - Registros das espécies de aves do presente estudo com espécies indicadoras na Ilha Grande, RJ.....	70
	APÊNDICE C - Localização geográfica das parcelas.....	75

INTRODUÇÃO

A biodiversidade é complexa (Gaston e Spicer 2004) e é necessário encontrar medidas para entender esta complexidade e priorizar algumas espécies que podem ser encontradas em um baixo equilíbrio ecológico, como espécies que são mais rapidamente afetadas pelas mudanças antrópicas (Kerr e Currie 1995). As respostas das espécies a estas mudanças podem ser mais ou menos perceptíveis (Carignan e Viellard 2002), de modo que espécies que caracteristicamente apresentam respostas rápidas e evidentes às mudanças podem ser consideradas espécies indicadoras (Dufrêne e Legendre 1997).

A busca de espécies indicadoras ou características de um determinado hábitat é um dos grandes objetivos em estudos ecológicos baseados em trabalhos de campo, que abordam espécies ou habitats, geralmente indicando uma ou muitas espécies características de um habitat (Dufrêne e Legendre 1997; Diekmann 2003). Exemplos cotidianos são os de agricultores que usam plantas como indicadores biológicos (Diekmann 2003), cujas pesquisas botânicas têm apontado uma série de espécies indicadoras (Hill 1979; Dufrêne e Legendre 1997). Apesar da utilidade de se selecionar espécies como indicadoras, existem muitos casos em que não se levam em conta aspectos fundamentais relacionados com sua biologia, manejo e monitoramento das suas populações (Carignan e Villard 2002; Altamirano et al. 2003).

Para entender como é possível indicar estas espécies, é necessário dominar o conceito de espécies indicadoras. Elas são as que, devido a suas preferências de nicho, poderiam ser usadas como indicadores ecológicos de tipos de comunidades, condições ou mudanças ambientais (McGeoch 1998, Carignan e Villard 2002, Niemi e MacDonald 2004), ou configuram grupos de espécies com padrões de presença e ausência, que estão correlacionados funcionalmente com riqueza de grandes grupos de organismos (Gustafsson 2000; Fleishman et al. 2005), sejam elas do mesmo ou de outros grupos taxonômicos (Carroll e Pearson 1994). Em qualquer dos casos, é necessário que seja mostrado que efetivamente, dependendo do alvo de estudo, pode ser muito mais viável medir a ocorrência de espécies indicadoras do que realizar inventários detalhados de diversos grupos bióticos (Gustafsson 2000).

Em princípio, a seleção de espécies indicadoras é prospectiva, tendo como base o pressuposto de que as exigências ecológicas e faixas de distribuição de espécies indicadoras estão correlacionadas com características de muitas outras espécies como,

por exemplo, espécies “guarda-chuva”, que são menos objetivas e podem ser relativamente abundantes (Andelman e Fagan 2000).

Em muitas circunstâncias, espécies guarda-chuva são selecionadas como indicadores de riqueza de espécies, porque muitas vezes constam em listas vermelhas oficiais, são carismáticas ou biologicamente bem estudadas (Mac Nally e Fleishman 2002). Entretanto, este tipo de espécie é muito raro, e terá reduzido seu valor como espécie indicadora (Fleishman et al. 2000). Assim, são melhor utilizadas para as análises de espécies indicadoras, a relação entre as classificações do habitat e as espécies com base em sua presença/ausência, abundância, e dependência de habitat (Dufrene e Legendre 1997). Dependendo do tipo de estudo a ser realizado, os grupos ou categorias que selecionam as Espécie Indicadoras, podem representar diferentes características qualitativas do ecossistema, como habitats ou tipos de comunidades, estágios sucessionais ou ambientais (de Cáceres et al. 2010).

Espécies Indicadoras têm sido usadas como eficientes ferramentas quanto ao tempo e custo despendidos para pesquisas da conservação (Carignan e Villard 2002, Dufrene e Legendre 1997), já que são relativamente mais práticas para amostrar e identificar (Niemy et al. 1997; Mac Nally e Fleishman 2002), particularmente em casos em que falta experiência de identificação das espécies por parte do observador (Gustafsson 2000).

O objetivo principal para os ecologistas é saber selecionar e identificar a relação entre indicadores e suas aplicações específicas (Siddig et al. 2016), assim como encontrar o conjunto de características adequadas para o tipo de espécie indicadora a procurar (por exemplo, características de espécies indicadoras para encontrar riqueza de espécies) (Fleishman et al. 2005). Assim, as Espécies Indicadoras têm que cumprir alguns requisitos para serem monitoradas, relacionados a seguir:

Ser suficientemente sensível a mudanças ambientais (Noss 1990; Altamirano et al. 2003), e ter sua história natural conhecida sobre como e em quanto tempo ela percebe e reage a tais alterações (Kotliar e Wiens 1990; Mac Nally e Fleishamn 2002; Mac Nally 2005).

1. Não ser uma espécie rara naturalmente, de distribuição muito restrita ou dependente de recursos irregularmente distribuídos (Cody 1986; Niemi et al. 1997; Fleishman et al. 2000), diferente das espécies tornadas raras em função da degradação causada por atividades humanas.

2. Delimitar o grupo taxonômico, de forma que a abordagem apresente melhores resultados (Fleishman et al. 2000; Mac Nally e Fleishman 2002).
3. Apresentar uma ampla distribuição geográfica, mas que tenha seus movimentos limitados ou que sejam residentes (Noss 1990, Drufêne e Legendre; Hilly e Merelender 2000 Guisan et al. 2006, Pakkala et al. 2014).
4. Fornecer prontamente, quando avaliadas, valores sobre uma amplitude de níveis de estresse e tolerância quanto a parâmetros conhecidos (Noss 1990; Hilly e Merelender 2000).
5. Ser relativamente independente de tamanho amostral (Noss 1990).
6. Enquadrar-se em métodos de avaliação e monitoramento viáveis economicamente (Noss 1990; Hilly e Merelender 2000; Fleishman et al. 2006; Sattler et al. 2014).

Embora estas características sejam recomendáveis, também se utilizam em muitos casos a presença de espécies ameaçadas para seleção e priorização de áreas específicas dentro de sua área de distribuição que necessitam de proteção (Prendergast 1993; Guisan et al. 2006).

A procura de boas espécies indicadoras tem levado estudiosos a usarem diferentes taxa que potencialmente atendam aos requisitos necessários, como borboletas (e.g. Kremen 1993; Fleishamn et al. 2000), coleópteros (e.g. Carrol e Person et al. 1998), anfíbios (e.g. Hecnar e M'Closkey 1996; Toledo et al. 2014), aves (e.g.; Mikusinski et al. 2001; Altamirano et al. 2003; Pakkala et al. 2014; Thorn et al. 2015), plantas (e.g. Gustafsson 2000; Mac Nally e Fleishamn 2002; Guisan et al. 2006). No bioma Mata Atlântica (Piratelli et al. 2008; Giehl et al. 2012; Bergamin et al. 2012; Anjos et al. 2015), as aves, assim como as plantas vasculares e borboletas, constituem um dos grupos mais utilizados para testar novos métodos e novos índices para avaliar espécies indicadoras (e.g. Fleishamn et al. 2005; Urban et al. 2012; Sattler et al. 2014).

Por esta razão, aves residentes ou em suas áreas de reprodução são utilizadas como indicadoras, pois constituem componentes energéticos importantes dos ecossistemas, possuem notáveis habilidades motoras em respostas adversas ou oportunas, ocupam níveis elevados da cadeia alimentar, são geralmente conspícuas e relativamente fáceis de identificar e quantificar no espaço e no tempo. No entanto, os esforços iniciais para utilizar aves como indicadores, resultaram em variados graus de sucesso (e.g. Niemi et al. 1997; Moning e Muller 2009; Odgen et al. 2014).

As aves são o grupo mais frequentemente adotado para estudos com respeito aos efeitos de fragmentação em áreas tropicais (Turner 1996; Renjifo 2001; Martensen et al. 2008). Em paisagens fragmentadas, um processo regular é a substituição de espécies raras ou especializadas por aquelas mais comuns e generalistas, as quais são mais adaptadas a áreas abertas (Willis e Oniki 2002). Dessa forma, pode-se associar a presença/ausência de algumas espécies com a qualidade ambiental, partindo-se do pressuposto de que algumas espécies normalmente seriam mais facilmente encontradas em florestas contínuas ou primárias enquanto outras espécies ocorreriam principalmente em áreas abertas e fragmentadas. Assim esta distribuição não seria aleatória (Piratelli *et al.* 2008), recomendando-se alta prioridade a pesquisas e à preservação das matas primárias, que são fundamentais para a biodiversidade (Gibson et al. 2011).

A tendência da extinção de espécies sensíveis em ambientes fragmentados se atribuiria ao endemismo, com conseqüente especialização do habitat, características de história natural, guilda, tamanho do corpo, capacidade de dispersão baixa, alimentação, e associação com outras espécies (Parker III et al. 1996). Por exemplo, grandes animais tendem a desaparecer primeiro dos fragmentos devido à caça ilegal para comércio (e.g. Willis 1979; Duffy 2003; Galleti et al. 2013), assim como aves insetívoras de sub-bosque ou seguidoras de formigas de correição (e.g. Sekercioglu et al. 2002, Stratford e Stouffer, 1999; Tobias et al. 2013; Powel et al. 2015) e grandes predadores (e.g. Willis 1979; Ribon et al. 2003; Zurita et al. 2007; Salvador e Silva 2009). Devido às características mencionadas, espécies de aves neotropicais são mais vulneráveis à fragmentação do que espécies de zonas temperadas (Willis 1974, Stouffer e Bierregaard 1995a; Sakercioglu et al. 2002).

A Mata Atlântica (MA) é a segunda maior floresta tropical da América do Sul, que abrange uma grande parte do litoral Brasileiro, desde Fortaleza no nordeste até o sul estendendo-se até o leste do Paraguai e ao nordeste da Argentina (Galindo-Leal e Câmara 2003). Apresenta uma ampla latitude (3° a 30°30S), altitude (0-2,700 m) e gradientes climáticos e de solos (Galindo-Leal e Câmara 2003). Esta heterogeneidade promove a existência de distintas fisionomias florestais mais amplas na Mata Atlântica, as quais são denominadas florestas ombrófilas mistas ou florestas de Araucária, florestas semi-decíduais e floresta ombrófila densa (FOD) (Ribeiro et al. 2011; Bergamim et al. 2012; Ledru et al. 2015), além de ambientes extremos a esse bioma, como restinga e campos de altitude (e.g. Bergamim et al. 2012, Marques et al. 2015; Henderson et al. 2015). As grandes variações ambientais propiciam uma elevada

biodiversidade à Mata Atlântica, que é considerada um *hotspot*; ou seja, local com elevada concentração de espécies endêmicas e com elevada pressão antrópica, considerado prioritário em termos de conservação global (Myers et al. 2000).

A alta biodiversidade da MA é refletida na quantidade de espécies vegetais e animais deste bioma (Martini et al. 2007; Ribeiro et al. 2009; Stehmann et al. 2009) e nos seus endemismos de grupos – no caso da aves 217 espécies (Bencke et al. 2006). Este bioma é um dos 35 *hotspots* mundiais para a prioridade da conservação (Myers et al. 2000; Zachos e Habel 2011), tem sido referido como “*hottest spot*” (Laurance 2009), “*shrinking hotspot*” (Ribeiro et al. 2011), ou “*top hotspot*” (Eisenlohr et al. 2013) e classificado como um dos três *hotspots* de biodiversidade mais ameaçados pelas mudanças climáticas (Bellard et al. 2014).

A Mata Atlântica (MA) hospeda as principais metrópoles do país (São Paulo e Rio de Janeiro), somando outras cidades e áreas rurais onde habitam 70 % da população brasileira (aproximadamente 120 milhões de pessoas, de acordo Ministério do Meio Ambiente 2015), além de ser o centro econômico do país (Martinelli et al. 2013). Atualmente, apenas uma pequena fração da MA permanece original (Brooks et al. 1999), devido ao processo que começou na colonização europeia no século XVI, período em que começou uma extração e desmatamento para o aproveitamento dos recursos (Fonseca 1985, Morellato e Haddad 2000), diminuindo do tamanho original, que era 1.500.000 km², para apenas cerca de 12% do total (Ribeiro et al. 2009; Ribeiro et al. 2011). Estes atuais remanescentes encontram-se cercados de campos agrícolas, florestas não nativas, pastos ou ambientes urbanos (Ribeiro et al. 2009; Joly et al. 2014), sendo que em diferentes regiões do Brasil, a redução da floresta nativa chegou a 4,7% (Ribeiro et al. 2011).

O desmatamento é a principal ameaça às florestas tropicais pela extração de recursos (e.g Thiollay 1992; Geist e Lambin 2002), a expansão agrícola e o incremento da fragmentação por estradas permite que pessoas, espécies exóticas e doenças, consigam penetrar em locais antes pouco acessíveis (Laurance et al. 2014, Powell et al. 2015), levando a perda da biodiversidade no Brasil e na América do Sul (Scarano e Ceotto 2015). Outro fator de perda é a substituição de florestas maduras ou prístinas por espécies pioneiras, que aparecem em sucessões iniciais em paisagens fragmentadas (Joly et al. 2014).

Espécies de árvores de grande porte com grandes sementes e frutos, quando comparadas com as que têm sementes e frutos menores, são mais sensíveis aos efeitos

das ações antrópicas (Markl et al. 2012). Em ambientes desprovidos de árvores de grande porte, as espécies frugívoras grandes e mais especializadas começam a se perder (Menke et al. 2012), o que favorece a expansão de plantas pioneiras e, dessa forma, a fauna dependente da vegetação prístina começa a desaparecer (O’dea e Whittaker 2007).

A erradicação da fauna em fragmentos tropicais não é aleatória. Após uma fragmentação, os padrões de nicho declinam e freqüentemente são perdidos (Bierregaard e Lovejoy 1989; Ferraz et al. 2007), assim as projeções de extinção local de vertebrados da MA não são favoráveis (Souza et al. 2011). Extinções locais têm sido comprovadas em diferentes porções da MA (e.g. Minas Gerais espírito Santo ou o Nordeste da MA; Willis e Oniki 2002; Ribon et al. 2003; Faria et al. 2006; Barnett et al. 2005). O tamanho do fragmento é relacionado ao tamanho da população em parte determinando sua probabilidade de extinção (Debinski e Holt 2000; Bowman et al. 2002). Aparentemente em paisagens menos conectadas, a perda de espécies com a redução de área de fragmento é intensificada em comparação com as que estão melhor conectadas (Martenzen et al. 2008).

A MA ainda conserva uma alta biodiversidade em aves (Harris et al. 2005; Alves et al. 2009; Jenkins et al. 2010) embora o desmatamento possa causar a extinção de muitos de seus grupos (Brooks et al. 1999). Além disso, Ao mesmo tempo estas espécies representam 63% das 234 espécies de aves ameaçadas nos sete biomas do Brasil (Silveira e Straube 2008). A maioria dessas aves ameaçadas é de ambiente florestal, ocorrendo somente em áreas preservadas (Goerck 1997).

O conhecimento acumulado sobre história natural e composição de espécies vegetais na MA favoreceu seu uso como Indicadoras para categorizar ambientes. A categorização dos ambientes, por sua vez, permite indicar espécies de aves florestais sensíveis à perturbação antrópica em floresta ombrófila densa de MA, como é o caso da Ilha Grande, RJ.

1 OBJETIVOS

1.1 Objetivo Geral

Indicar espécies de aves florestais sensíveis à perturbação antrópica em floresta ombrófila densa de MA, como é o caso da Ilha Grande, RJ.

1.2 Objetivos específicos:

- Investigar a composição, abundância e riqueza de espécies de aves em ambientes florestais de qualidade ambiental alta, média e baixa.
- Indicar espécies de aves florestais associadas aos ambientes preservados, bem como aquelas favorecidas pela perturbação antrópica.
- Estimar espécies de aves florestais mais frequentes e abundantes em diferentes ambientes de floresta ombrófila densa.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

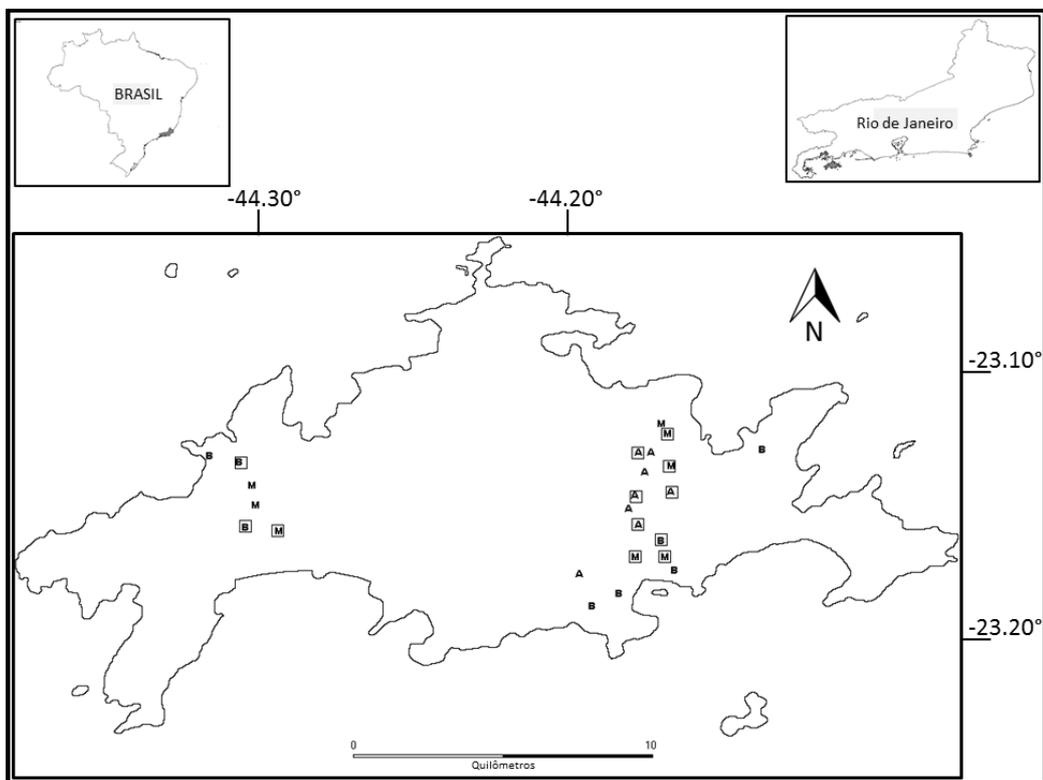
2.1 Área de estudo

A Ilha Grande (IG) situa-se no município de Angra dos Reis, na região da Costa Verde fluminense, que é caracterizada por encostas abruptas da escarpa sul da Serra do Mar ou vertente atlântica do Estado do Rio de Janeiro (Gama et al. 2009)(Figura 1). Essa é a maior dentre as muitas ilhas que caracterizam o litoral do estado, com 12 km de norte-sul e 28 km de leste-oeste (nas áreas de maior extensão) 155 km de perímetro e uma superfície de 19.300 ha (UFRRJ/IEF/PRO-Natura 1993). O relevo da ilha é acidentado e tem como pontos mais altos o pico da Pedra D'Água (1.011 m) e o Pico do Papagaio (959 m) (Gama et al. 2009).

A IG se situa na região de um dos maiores remanescentes contínuos de MA no estado do Rio de Janeiro. O clima é quente e úmido (Bastos 2009), com chuvas anuais médias de 1.700 mm (Araujo e Oliveira 1988), com 70% ocorrendo entre outubro – março (Soares et al. 2014) e a temperatura média anual é 23,2°C (Salgado e Vasquez 2009).A IG apresenta um diversificado conjunto de formações vegetais inseridas na Floresta Pluvial Tropical Atlântica (Velooso et al. 1991), com predomínio da Floresta Ombrófila Densa (FOD) e menor proporção de áreas de formação pioneira com influência marinha (restinga) e flúvio-marinha (mata alagadiça e manguezal) (Oliveira e Coelho-Netto 2000), além de afloramentos rochosos (Callado et al. 2009; Rocha et al. 2003).

O presente estudo foi conduzido em duas áreas protegidas contíguas: *Parque estadual da Ilha Grande*, que atualmente tem 12.052 ha, (Alho et al. 2002) e está localizado no norte e nordeste da ilha. Na parte sudoeste da ilha localiza-se a Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul (RBEPS), abrangendo uma área de 3600 há na parte sudoeste da ilha, coberta por uma vegetação em sua maior parte em bom estado de preservação (Araujo e Oliveira 1988), com mais de 100 anos de regeneração (Delamônica et al. 2002).

Figura 1: Mapa da localização da Ilha Grande no Brasil (esquerda) e no estado do Rio de Janeiro (direita), como também as parcelas amostradas já categorizadas (Alta qualidade, A; Média qualidade, M; Baixa qualidade, B), parcelas dentro de quadrados são pertencentes ao projeto RAPELD.



Fonte: MARTIN VALLEJOS. 2016

As regiões identificadas como em bom estado de conservação e aquelas que resguardam mananciais em geral, localizam-se em altitudes superiores a 400 m e estão na vertente Sul e no centro geográfico da Ilha (Alho et al. 2002). Estas abrangem aproximadamente metade de área da Ilha (47%) e são cobertas por floresta Atlântica ombrófila densa. A mata secundária em processo de regeneração por sucessão ecológica totaliza um 43% da área, sendo o restante (10%) composto por áreas antropizadas, vegetação herbácea, praias e restingas (Alho *et al.* 2002). Contudo estudos feitos em 2004 indicam um aumento do fluxo turístico, considerado incontrolável e desordenado (da Costa 2009), o que pode levar a um aumento de atividades antrópicas nos diferentes ambientes de sucessão ecológica.

O presente projeto é parte do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) da Mata Atlântica, que integra o PPBio do Brasil (ver <http://ppbio.inpa.gov.br/>). Esse Programa utiliza a metodologia RAPELD; ou seja, sítios com Programas de Ecologia de Longa Duração (PELD) e avaliações rápidas (RAP Rapid Assessment Program) em áreas críticas e impactadas. Para descrição da metodologia RAPELD, ver Magnusson et al. (2005). Na IG, dois módulos de amostragem foram parcialmente utilizados (ver Apêndice C). O primeiro sítio amostral foi demarcado na vertente leste da ilha entre as Vilas do Abraão e Dois Rios e o outro sítio localiza-se na vertente oeste. A escolha do posicionamento dos sítios amostrais considerou se a parcela tinha as características fitofisionômicas homogêneas. Além de se localizarem em faixas de altitudes distintas (50-700 m.), a metodologia de estabelecimento das parcelas seguiu Magnusson et al. (2005).

2.2 Categorização dos ambientes

Para o presente estudo foram consideradas 24 parcelas (350 x10 m cada) de floresta contínua, distando no mínimo 350 m entre si e abrangendo três tipos de ambientes (com oito parcelas de cada), os quais foram denominados: 1) estágio secundário imaturo (SI) 2) estágio secundário médio ou maduro (SM) e 3) preservado (PR) ou clímax local. Cada uma das três categorias foi determinada pela presença e abundância de indicadores fitossociológicos, que se apresentaram da seguinte forma:

- **2.2.1 Ambiente Secundário Imaturo (SI):** Considerado como de baixa qualidade, esse ambiente se encontra em um estágio de sucessão entre 30 e 60 anos. Neste estágio é frequente a presença de espécies exóticas como os bambus (*Bambusa vulgaris* e *Bambusa spp.*), bananeiras (*Musa paradisiaca*) e a jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*) espécies que estão geralmente presentes nas proximidades das vilas (Callado et al. 2009), ou lugares que serviram como antigas plantações de caiçaras há no máximo duas décadas. Frequentemente os bambus são plantados ao lado das moradias, permanecendo por longo tempo no sistema. Bananeiras também persistem em áreas antropizadas, onde também pode ocorrer uma alta taxa de germinação de sementes de jaca em áreas de borda

ou onde a espécie já ocorreu, podendo ser considerada associada a áreas antropizadas. Também foi utilizada como indicador seguro de formações secundárias imaturas a presença de espécies nativas da MA, como indivíduos adultos de *Miconia cinamomifolia* e *M. prasina* (Melastomataceae). Essas duas espécies de *Miconia* são altamente fotoblásticas, com sementes adaptadas para germinar em condição alta luminosidade (Queiroz 1983), geralmente em clareiras abertas. *Miconia cinamomifolia* é reconhecida como espécie pioneira de floresta ombrófila densa (Delamônica et al. 2002; Oliveira 2002; Schorn e Galvão 2006, Siminski et al. 2011), mas pode viver até 150 anos (R.R. Oliveira, com. pess.). É possível avaliar as formações secundárias a partir de informações acerca da densidade de indivíduos de *M. cinamomifolia* e do seu diâmetro à altura do peito (DAP, convencionalmente a 1,3 m de altura sobre o nível do solo), com áreas de 50 anos caracterizadas por DAP médio de 33,1 (desvio padrão; $\sigma = 12,9$ cm) (Delamônica et al. 2012). No presente estudo, essa espécie foi detectada em quatro das oito parcelas amostradas, com DAP condizente exatamente com a idade de 50 anos: $\bar{X} = 33,1$ cm (amplitude de 18 a 46 cm). Além disso, confirmou-se a ausência das espécies que apenas ocorrem em áreas climácicas da Ilha grande como *Pradosia kuhmanii* (Sapotaceae) e *Virola gardneri* (Myristicaceae).

- 2.2.2 Ambiente Secundário Maduro (SM): Considerado como de média qualidade, esse ambiente foi caracterizado pelo estágio de sucessão entre 60 e 150 anos. Parcelas definidas pela presença e idade de *M. cinamomifolia*, que foi detectada em cinco das oito parcelas desse ambiente, com DAP $\bar{X} = 50,6$ cm (amplitude 34 a 83 cm). Além disso, confirmou-se a ausência de plantas exóticas e de indivíduos adultos das espécies climácicas *Pradosia kuhmanii* e *Virola gardneri* e das exóticas previamente mencionadas.
- 2.2.3 Ambiente Preservado (PR) ou clímax local: Considerado como de alta qualidade, este ambiente foi caracterizado pela presença de adultos das espécies climácicas *Pradosia kuhmanii* e *Virola gardneri*. Ambas são encontradas na Mata Atlântica apenas em áreas climácicas que não sofreram alterações na composição florística (Oliveira 2002), sendo *P. kuhmanii* endêmica de FOD

(Stehmann 2009). Além disso, confirmou-se a ausência de plantas exóticas e das plantas pioneiras *M. cinamomifolia* e *M. prasina*.

Em cada parcela amostrada se investigou a presença (e medição de DAP, quando aplicável) de todas as espécies vegetais mencionadas. Além disso, cada parcela foi categorizada segundo a presença das espécies e a idade estimada (ver detalhes no Apêndice A), de forma a se ajustar aos atributos dos ambientes previamente mencionados.

2.3 Amostragem das aves

Nas mesmas parcelas categorizadas segundo os indicadores fitossociológicos foram investigadas riqueza e abundância de aves entre outubro de 2014 e setembro de 2015. Foram feitas duas amostragens da avifauna em cada parcela, sendo uma no período reprodutivo (agosto a março) e uma no período não reprodutivo (abril a julho), seguindo um intervalo mínimo de seis semanas entre amostragens de cada período. Para a amostragem de aves foram utilizados dois métodos: pontos de contagem (ou amostragem por pontos fixos) com raio de 50 m (Bibby et al. 1993); foram utilizados dois pontos por parcela, separados no mínimo 250 m entre si, sendo o primeiro ponto amostrado ao amanhecer e o segundo, uma hora depois. Cada ponto foi amostrado por 20 min consecutivos, conforme sugerido para contagens na MA (Cavarzere et al. 2013). A ordem inicial da amostragem dos pontos foi alternada entre estação reprodutiva e não reprodutiva.

O segundo método de amostragem foi transecção. Transecções de 350 m por 50 m de cada lado foram realizadas nas parcelas já estabelecidas, começando depois de terminado o primeiro ponto de contagem. A velocidade de deslocamento, tendo em conta que muitas das parcelas amostradas foram no interior da floresta e em zonas sem trilhas pré-estabelecidas, foi de aproximadamente 0,5 km/h, havendo pausas para anotar os registros efetuados. Como no caso dos pontos fixos, o sentido da transecção foi alternado em cada período de amostragem da parcela. A distância mínima que se seguiu como recomendado entre cada parcela foi de 400 m (Bibby et al. 1993).

As contagens em ambos os métodos de amostragem foram realizadas por meio de observação e escuta das espécies (Ralph et al. 1996), sendo registradas apenas as aves que, pela experiência do pesquisador, estiveram dentro da área delimitada; não foram consideradas aves sobrevoando acima de 50 m (como no caso de andorinhões e

urubus). O tempo total de amostragem por pontos de contagem foi de 1.920 min e nas transecções, cerca de 2.000 min.

A identificação das espécies registradas nas amostragens na área do presente estudo foi feita com base na experiência do autor, acumulada em cinco meses de prática em FOD, na IG e em outras localidades do estado de RJ. A taxonomia adotada seguiu SACC (2016).

2.4 Análise de dados

Análise de espécies Indicadoras

Para determinar as espécies Indicadoras foi utilizado o índice *Indval* de cada espécie amostrada (Dufrêne e Legendre 1997) e as espécies que tiveram maior valor e com um *p* significativo (<0,05) foram as espécies selecionadas. Para isso foi utilizado o pacote *Indicatespecies* no programa “R” (de Cáceres 2013).

Para a análise de Espécies Indicadoras (*Indval*) foi considerada a ocorrência e a abundância de cada espécie de ave por parcela amostrada. Para os “grupos de sítio”, foram consideradas as categorias “PR”, “SM” e “SI” qualidade, cada uma representada por oito parcelas (Gráfico 2).

Gráfico 1: Construção de vetores com as abundâncias das espécies-alvo por parcela em cada ambiente categorizado

Especies-alvo	0	0	3	0	2	3	0	5	5	6	3	4
Grupos de sítio ou localidade	1	1	1	1	2	2	2	2	3	3	3	3

Fonte: De Cáceres e Legendre , 2010

O *Indval* foi calculado para cada espécie, (Dufrêne e Legendre 1997; de Cáceres et al. 2010) da seguinte forma:

$$IndVal_{ij} = A_{ij} * B_{ij} * 100$$

Onde:

“i”: espécie

“j”: grupo ou categoria

A_{ij} : especificidade da espécie i , resultante da abundância média (da espécie i) no grupo j que é dividida pelas somas das abundâncias médias da espécie i em todos os grupos ou categorias.

B_{ij} : fidelidade da espécie i , # de locais do grupo j onde a espécie i ocorre dividida pelo número de locais do grupo j .

A significância do *Indval* foi estimada com base em 999 aleatorizações de Monte Carlo e o valor de p foi resultante do número de vezes em que o índice observado foi igual ou maior que os valores aleatorizados.

Usou-se uma técnica de análise multivariada para comparar os ambientes em cada local em relação a seus níveis de abundância e riqueza. Para visualizar espacialmente as assembleias de aves, foi realizado um escalonamento multidimensional não métrico (NMDS). Utilizando a matriz semelhança do NMDS, foi estimado o índice de dissimilaridade Bray-Curtis para testar diferenças significativas nos resultados.

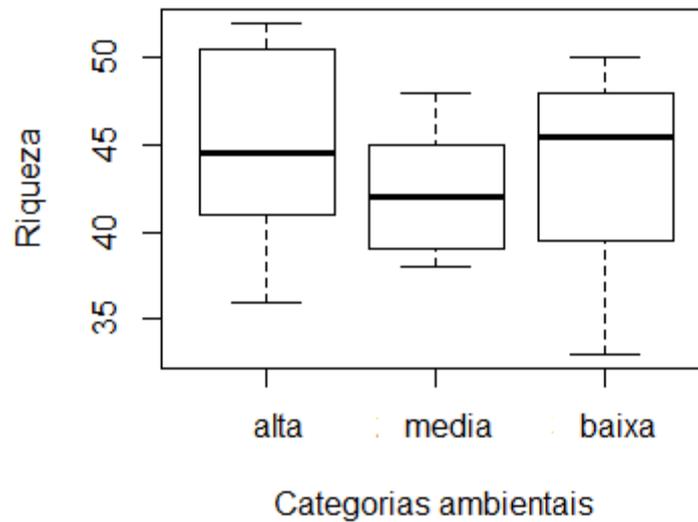
3 RESULTADOS

Ao longo do estudo nas 24 parcelas na IG, foram registradas 105 espécies de aves, distribuídas em 36 famílias e 15 ordens em um total de 2.892 contatos. As espécies mais frequentes foram *Chiroxiphia caudata* (100%) e *Patagioenas plumbea* (96%), seguidas de *Amazona rhodocrytha*, *Cyclarhis gujanensis*, *Vireo chivi*, *Cantorchillus longirostris* e *Coereba flaveola* (92% cada). As espécies com as maiores abundâncias relativas foram: *Chiroxiphia caudata* (142), *Cantorchilus longirostris* (112) *Vireo chivi* (94) *Patagioenas plumbea* (93) e *Conopophaga melanops* (92). (ver Apêndice B).

3.1 Riqueza e abundância das aves nos ambientes.

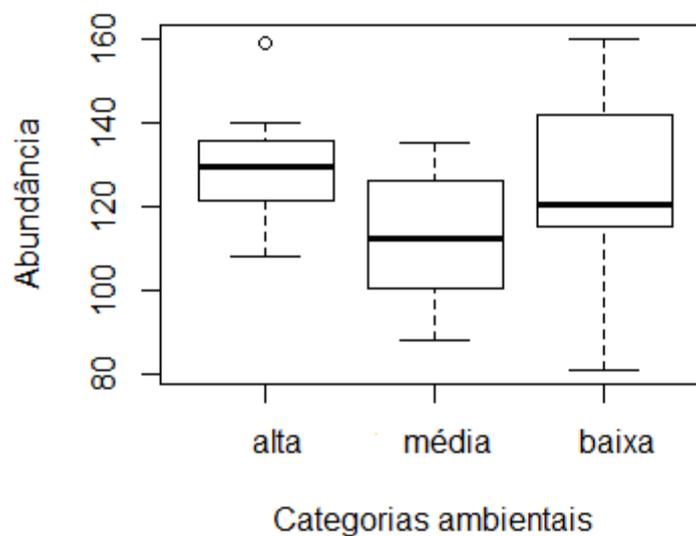
Para o ambiente preservado (PR) registrou-se um total de 78 espécies, pertencentes a 31 famílias (duas exclusivas: Odontophoridae e Oxyruncidae) em um total de 900 contatos, ocorrendo seis espécies exclusivas. No ambiente secundário maduro (SM) registrou-se um total de 81 espécies, pertencentes a 32 famílias (uma exclusiva: Caprimulgidae) em um total de 849 contatos, com registro de seis espécies exclusivas. No ambiente secundário imaturo (SI) foi contabilizado um o total de 81 espécies, pertencentes a 30 famílias (duas exclusivas: Rallidae e Cathartidae) em um total de 989 contatos, sendo registradas oito espécies exclusivas (Tabela 1). Não houve diferença significativa na riqueza ($F=0,55$; $p=0,59$) (Gráfico 2) nem na abundância ($F=1,75$; $p=0,2$) (Gráfico 3).

Gráfico 2 – Análise de Variância (ANOVA) da riqueza de aves nos três ambientes categorizados



Fonte: MARTIN VALLEJOS, 2016

Gráfico 3 – Análise de Variância (ANOVA) da abundância de aves nos três ambientes categorizados



Fonte: MARTIN VALLEJOS, 2016

A análise de Bray-Curtis mostrou uma similaridade de 70% com respeito a abundância e composição de espécies de aves de PR e SM, 56% entre PR e SI, e 75% entre SM e SI.

Tabela 1: Espécies de aves mais abundantes e frequentes nos três ambientes florestais amostrados na Ilha Grande, RJ.

Área Preservada (1088 contatos)	Área Secundária madura (888 contatos)	Área Secundária imatura (996 contatos)	Total (2892 contatos)				
Maiores abundâncias							
<i>Patagioenas plumbea</i>	39	<i>Chiroxipha caudata</i>	48	<i>Cantorchilus longirostris</i>	59	<i>Chiroxiphia caudata</i>	154
<i>Brotogeris tirica</i>	35	<i>Cantorchillus longirostris</i>	37	<i>Chiroxipha caudata</i>	57	<i>Cantorchilus longirostris</i>	114
<i>Pyrrhura frontalis</i>	32	<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	34	<i>Ramphocelus bresilius</i>	45	<i>Conopophaga melanops</i>	95
<i>Chiroxipha caudata</i>	32	<i>Vireo chivi</i>	33	<i>Vireo chivi</i>	44	<i>Vireo chivi</i>	94
<i>Lipaugus lanioides</i>	32	<i>Coereba flaveola</i>	33	<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	37	<i>Patagioenas plumbea</i>	93
Maiores frequências							
100 %		Frequência (%)					
<i>Tinamus solitarius,</i>	<i>Patagioenas plumbea</i>	<i>Trogon viridis</i>	<i>Amazona rhodocorytha</i>	100			
<i>Patagioenas plumbea</i>	<i>Drymophila squamata</i>	<i>Thalurania glaucopis</i>	<i>Chiroxiphia caudata</i>	100			
<i>Conopophaga melanops</i>	<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	<i>Amazona rhodocoryta</i>	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	96			
<i>Pyriglena leucoptera</i>	<i>Dendrocyncla turdina</i>	<i>Picumnus cirratus</i>	<i>Patagioenas plumbea</i>	96			
<i>Dendrocyncla turdina</i>	<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	<i>Cantorchillus longirostris</i>	96			
<i>Turdus albicollis</i>	<i>Chiroxipha caudata</i>	<i>Chiroxipha caudata</i>	<i>Trogon viridis</i>	96			
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	<i>Vireo chivi</i>	<i>Vireo chivi</i>	<i>Dendrocyncla turdina</i>	92			
<i>Lipaugus lanioides</i>	<i>Cantorchilus longirostris</i>	<i>Cantorchilus longirostris</i>	<i>Conopophaga melanops</i>	92			
<i>Chiroxipha caudata</i>		<i>Turdus leucomelas</i>	<i>Thalurania glaucopis</i>	92			
<i>Coereba flaveola.</i>			<i>Pyriglena leucoptera</i>	92			

Fonte: MARTIN VALLEJOS, 2016

As três categorias ambientais apresentaram valores similares de riqueza e abundância de aves, mas tenderam a possuir grupos de espécies distintas entre as mais abundantes e frequentes. *Chiroxiphia caudata* foi uma exceção, aparecendo entre as

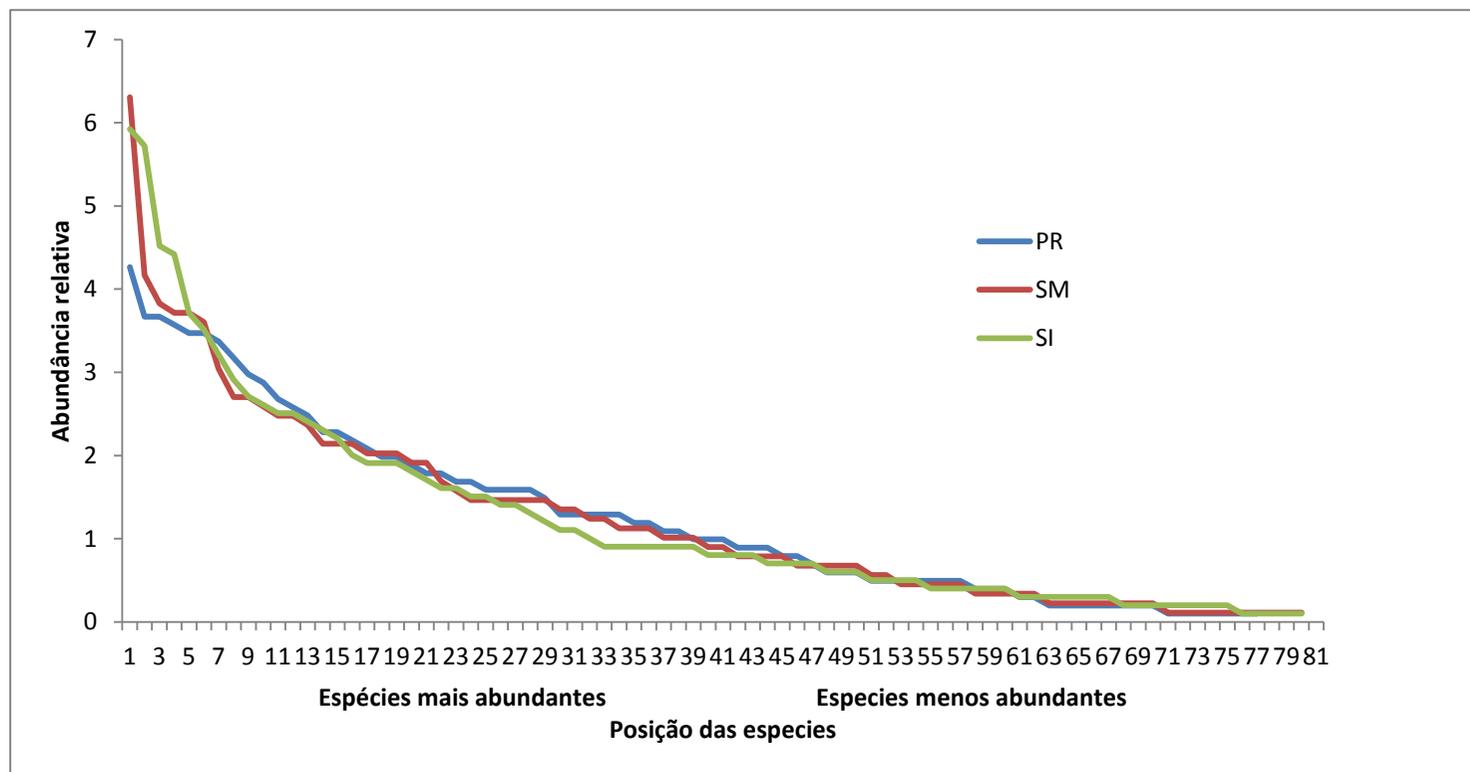
espécies dominantes nos três ambientes estudados (Tabela 1). Em geral, as curvas de dominância de espécies foram similares nos três ambientes, embora em PR tenha havido menor discrepância entre as espécies mais abundantes e as demais (Gráfico 4), o que indica maior equitabilidade na assembleia de aves desse ambiente. Por exemplo, as quatro espécies mais abundantes em PR contribuíram com 15% do total de contatos registrados nesse ambiente, enquanto as quatro espécies mais dominantes em SI foram responsáveis por 21% dos registros.

Tabela 2: Espécies de aves florestais e exclusivas em três ambientes florestais amostrados na Ilha Grande, RJ.

Área Preservada	Área Secundária madura	Área Secundária imatura
<i>Odontophorus capueira</i>	<i>Buteogallus lacernulatus</i>	<i>Coragyps atratus</i>
<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	<i>Harpagus diodon,</i>	<i>Rupornis magnirostris</i>
<i>Pionopsitta pilleata</i>	<i>Colaptes melanochloros</i>	<i>Leptotila verreauxi</i>
<i>Myiarchus swainsoni</i>	<i>Lurocalis semitorquatus</i>	<i>Lochmias nematura</i>
<i>Hemithraupis ruficapillus,</i>	<i>Anabacerthia lichteinsteini</i>	<i>Turdus amurochalinus</i>
<i>Euphonia violacea</i>	<i>Phyllomyias burmensteri</i>	<i>Tersina viridis</i>
		<i>Euphonia chlorotica.</i>

Fonte: MARTIN VALLEJOS, 2016

Gráfico 4. Curva de dominância de espécies de aves (ordem decrescente) em três ambientes florestais com níveis de preservação distintos (PR = Ambiente preservado, SM = Ambiente secundário maduro e SI = Ambiente secundário imaturo) amostrados na Ilha Grande, RJ.



Fonte: MARTIN VALLEJOS, 2016

As espécies que se mostraram indicadoras de PR foram: *Tinamus solitarius*, *Selenidera maculirostris*, *Chamaeza campanisona*, *Xiphorinchus fuscus*, *Procnias nudicollis*, *Oxyruncus cristatus*, *Thraupis cyanoptera* e *Saltator similis*. As espécies indicadoras de SI foram: *Picumnus cirratus*, *Myiozetetes similis*, *Pitangus sulphuratus*, *Cantorchilus longirostris*, *Tachyphonus coronatus*, *Thraupis sayaca*, *Thraupis palmarum*, *Ramphocelus bresilius* e *Turdus leucomelas* (Tabela 2). Para SM não houve resultado significativo, embora algumas espécies tenham apresentado valores de *IndVal* relativamente elevados (ver Apêndice B).

Tabela 3: Espécies indicadoras de áreas de alta qualidade e baixa qualidade amostrados na Ilha Grande, entre outubro 2014 e setembro 2015, com os respectivos valores do *IndVal* (IV) e de *p-valor*.

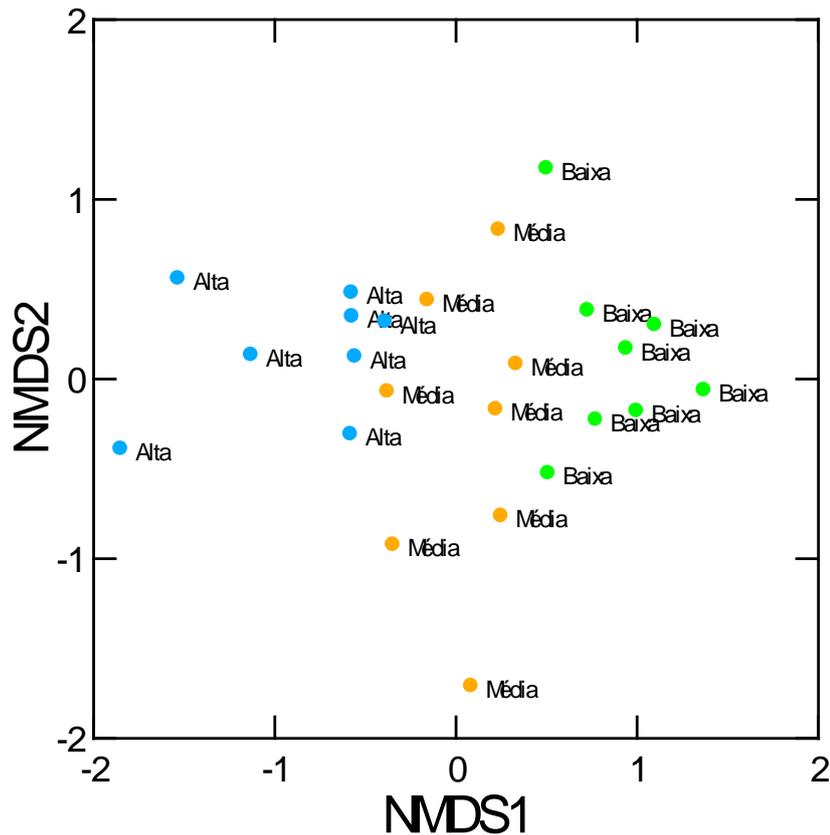
Preservado ou Alta qualidade	IV	<i>p-valor</i>	Secundário		
			Imaturo ou Baixa Qualidade	IV	<i>p-valor</i>
<i>Lipaugus lanioides</i>	0.937	0.001	<i>Thraupis sayaca</i>	0.913	0.001
<i>Chamaeza campanisona</i>	0.914	0.001	<i>Turdus leucomelas</i>	0.913	0.001
<i>Thraupis cyanoptera</i>	0.837	0.002	<i>Thraupis palmarum</i>	0.847	0.001
<i>Selenidera maculirostris</i>	0.818	0.002	<i>Ramphocelus bresilius</i>	0.817	0.003
<i>Saltator similis</i>	0.816	0.003	<i>Picumnus cirratus</i>	0.816	0.005
<i>Oxyruncus cristatus</i>	0.791	0.004	<i>Myiozetetes similis</i>	0.787	0.013
<i>Tinamus solitarius</i>	0.783	0.007	<i>Cantorchillus longirostris</i>	0.726	0.002
<i>Procnias nudicollis</i>	0.750	0.013	<i>Tachyphonus coronatus</i>	0.721	0.017
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	0.716	0.010	<i>Aramides cajanaea</i>	0.667	0.043

Fonte: MARTIN VALLEJOS, 2016

O dendrograma resultante dos agrupamentos revelou similaridade entre as parcelas amostradas de cada um dos três tipos de ambientes em nível de assembleia de aves amostradas. A ordenação do NMDS permitiu discernir, no eixo principal,

agrupamentos das parcelas de cada tipo de ambiente, estando as parcelas de qualidade média em posição intermediária entre aquelas de baixa e de alta qualidade (Gráfico 5).

Gráfico 5: Análise de ordenação por escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da assembleia de aves da Ilha Grande em parcelas pelo tipo de ambiente florestal com respeito à qualidade ambiental (preservação): alta (círculos azuis), média (círculos laranjas) e baixa (círculos verdes).



Fonte: MARTIN VALLEJOS, 2016

4 DISCUSSÃO

O presente estudo é o primeiro a comparar a avifauna de três diferentes estágios sucessionais em área contínua de Mata Atlântica, embora já tenham sido investigados ambientes primário e de corte seletivo (Aleixo 1999). Além disso, esta dissertação é um dos poucos estudos (ver Naka et al. 2002; Galleti et al. 2009) a avaliar a riqueza e a abundância aves de MA em ambientes insulares.

4.1 Riqueza e abundância da assembleia de aves na IG

No presente estudo foram registradas 105 espécies de aves, que representam 40% do total de espécies registradas na IG (Alves e Vecchi 2009; Alves et al. *em prep.*) e 59% das espécies florestais. É importante destacar que o número de espécies encontradas foi devido à amostragem ter sido realizada somente em ambiente de FOD e não em outros ambientes encontrados na Ilha Grande (Bastos e Calado 2009).

Em relação à riqueza de espécies em cada ambiente amostrado, não houve diferenças importantes na riqueza nem na abundância total, embora algumas destas tenham sido exclusivas de cada ambiente. As riquezas similares nos três ambientes amostrados refutariam a hipótese do distúrbio intermediário, que prediz as escalas intermediárias de perturbação como aquelas de maior variedade de espécies (Connell 1978). Essa hipótese já foi refutada previamente em diversos estudos empíricos e teóricos (e.g. Brawn et al 2001; Roxburgh et al. 2004). Áreas de alta e média qualidade podem ter um efeito de raridade para algumas espécies difíceis de serem encontradas (e.g. *Buteogallus lacernulatus*), ou para espécies migratórias (e.g. *Harpagus diodon*, *Lurocalis semitorquatus*, *Myiarchus swainsoni*), ou ainda para espécies com preferência de bordas ou áreas abertas, com características semelhantes aos ambientes de sucessão inicial (Bierregard et al.1992; e.g. *Rupornis magnirostris*, *Leptotila verreauxi*). Em ilhas, onde o isolamento é maior, tende a haver baixa colonização e baixa extinção sobre a riqueza da comunidade (MacArthur e Wilson 1963; MacArthur et al 1972; Russel et al. 2006).

O padrão de dominância das espécies foi similar nos três ambientes, apresentando uma abundância uniforme nas três áreas. Algumas das espécies mais abundantes neste estudo (e.g. *P. plumbea* ou *C. longirostris*) ocorreram nos três ambientes, mas com um ranqueamento diferente. Certas espécies menos abundantes estiveram restritas a um dos ambientes, possivelmente por preferência de hábitat, contribuindo para que cada ambiente tivesse uma composição diferente. A diferença na composição das espécies e suas respectivas abundâncias nos três ambientes ficou evidenciada pela análise de escalonamento (ver Gráfico 5), onde foi possível perceber uma tendência na recuperação das comunidades conforme o avanço dos estágios sucessionais, resultando na similaridade relativamente alta (70%) entre PR e SM.

Nos três ambientes houve uma dominância de algumas espécies, como, por exemplo, *Cantorchilus longirostris*, *Chiroxiphia caudata*, *Patagioenas plumbea*. Isto provavelmente ocorre porque a competição, predação e parasitismo são reduzidos nas ilhas, contribuindo com a Síndrome de Ilha e deixando as populações mais estáveis (Adler e Richard 1994). Os indivíduos do mesmo gênero ou aparentados viriam a ocupar diferentes sub-nichos, chamados de subzonas adaptativas, subdividindo e talvez expandindo o nicho total ou as zonas utilizadas pela população (Selander 1966; MacArthur et al. 1972), como aconteceu com os arapaçus, dos quais na IG ocorrem duas espécies (*Xyphorhynchus fuscus* e *Dendrocincla turdina*) que normalmente são mais abundantes em áreas mais preservadas (e.g. Aleixo e Vielliard 1995; Poletto et al 2004; Marques e Anjos 2014). Na IG, essas duas espécies possivelmente expandiram até áreas com menor qualidade, tendo sido encontradas nos três ambientes.

Existem algumas espécies de aves que não ocorrem em ambientes insulares. Alguns fatores históricos podem ter contribuído para esse fato, como, por exemplo: as espécies não terem ocorrido no continente no momento que as ilhas se formaram (a IG se formou há ca. 11 mil anos, Toscano e Macyntire 2003); as espécies terem baixa capacidade de dispersão, sendo incapazes de colonizar as ilhas a partir da costa; fatores ecológicos, como hábitat impróprio, ou exclusão de um competidor superior (Abbott 1981). Mesmo que na IG a composição e riqueza da flora sejam bem estudadas e não variem muito em relação ao continente (Oliveira 2002; Callado et al 2009). Outra alternativa seria que o comportamento anti-predador em ilhas ser eliminado pela seleção (Blumstein e Daniel 2005). Este mecanismo acontece porque as ilhas perdem ou podem suportar menor quantidade de predadores de topo de cadeia (Blumstein 2002). Por outro

lado, no presente estudo muitas espécies de aves foram registradas uma única vez, podendo ser espécies vagantes ou que migram apenas por uma temporada.

No presente estudo a riqueza de aves não apresentou diferença entre os ambientes categorizados, sendo que muitos trabalhos na MA consideram as áreas primárias aquelas com maior riqueza e mais diversas (e.g. Fonseca 1989; Aleixo 1999) embora existam autores que consideram pequena a diferença em termos de diversidade entre áreas primárias e secundárias (Bank-Leite *et al.* 2010). A maior parte das pesquisas com essa abordagem foi realizada em bordas ou fragmentos *versus* áreas contínuas (Bank *et al.* 2010); em corredores (Pardini *et al.* 2005; Martensem *et al.* 2008; Metzger *et al.* 2009); comparando tamanhos de fragmentos (Maldonado-Coelho e Marini 2000; Piratelli *et al.* 2008; Giraud *et al.* 2008); e comparando espécies introduzidas (e.g. Eucalipto; Mardsen *et al.* 2001; Machado e Lamas 2006; Willis 2003). São poucos os trabalhos que comparam porções em diferentes níveis de sucessão ecológica numa mesma área contínua, sendo este tipo de abordagem mais comum na Amazônia (e.g Powell *et al.* 2015). Isto pode ser devido à falta de confiabilidade em identificar os níveis de estágios de sucessão das áreas pesquisadas. Nesse sentido, o método usado no presente estudo poderia servir como base confiável para estudos com comparações de ambientes em sucessão.

4.2 Categorização dos ambientes

Muitas vezes a categorização de uma área primária é feita pelo tamanho das árvores (altas) ou pela baixa densidade de plantas herbáceas no sub-bosque (e.g Modena *et al.* 2013), mas geralmente não se estima uma idade comprovada. Um indicador muito usado pra categorizar áreas de boa qualidade é a presença de *Euterpe edulis* (e.g. Piña-Rodrigues *et al.* 2009). Esta espécie é endêmica da MA e economicamente importante (Galetti e Fernandez 1998) e seu declínio populacional devido ao estrativismo é uma das principais razões da diminuição de populações de grandes aves frugívoras (Galetti e Aleixo 1998). Geralmente *E. edulis* é associada a áreas pristinas (e.g Machado 1999; Galletti *et al.* 2015). Entretanto essa espécie foi considerada como de floresta secundária tardia por Oliveira (2002) e tendo sido encontrada em áreas de diferentes estágios sucessionais na IG, inclusive próximo a árvores de *Miconia* spp. Isso leva a supor que em muitas áreas da MA ocorreu corte seletivo, preservando-se uma espécie protegida

pela lei ou, por outro lado, mantendo-se essa espécie por interesse em seu cultivo. Apesar disso, apenas a presença de um indivíduo, ou mesmo de várias árvores de *E. edulis*, não seria atributo adequado para categorizar uma área como em estágio de clímax sem a presença de outros indicadores.

Um grave problema da MA é que boa parte de sua área foi desmatada a um nível crítico, chegando a haver algumas estimativas de restar apenas 1% de mata pristina (Ribeiro et al. 2009). Com isso, fica difícil comparar áreas de matas primárias com florestas de diferentes estágios sucessionais, havendo uma deficiência deste tipo de pesquisa neste bioma.

A categorização dos ambientes em SI, baseado na presença das espécies *M. cinnamifolia* e *M. prasina* e com as espécies exóticas e SM com base em indivíduos *Miconia cinnamifolia* de grande porte possibilitaram uma boa estimativa do estágio sucessional da área de estudo (ver Apêndice A), o que teve estreita correspondência com a composição e abundância de aves. Essas plantas possuem características de espécies pioneiras (Schupp 1989; Stiles e Roselli 1993; Oliveira 2002; Antonini e Nunes-Freitas 2004), alcançando até 22 m de altura e diâmetro de 50 cm (Lorenzi 2000) ou tamanhos ainda maiores em idade mais avançada (R.R. Oliveira, com. pess.). Algumas dessas espécies podem viver até 150 anos (Oliveira 2002), fornecendo uma estimativa aproximada da idade do ambiente e permitindo pesquisas mais precisas com respeito às comparações dos distintos estágios sucessionais.

No presente estudo, no ambiente PR, a maioria das parcelas foi categorizada pela abundância de *P. kuhlmannii* (ver Apêndice A), cujos indivíduos foram identificados por meio das características da casca (com buracos peculiares, cor rosa-avermelhado e gosto doce, sendo fácil diferenciá-las das outras espécies de plantas. *Pradosia kuhlmannii* é uma planta de uso medicinal e madeira de boa qualidade, tendo sido extraída em grande escala, sendo classificada como “Ameaçada” em nível global (IUCN 2016). Esta espécie serve como indicadora quando conhecemos sua história natural (Guisasn et al. 2006; Pakkala et al. 2014), uma vez que características desta planta fazem com que só cresça em áreas climáticas, ocorrendo exclusivamente em áreas altamente preservadas (e.g Oliveira 2002; Oliveira et al. 2004). Portanto, pode ser considerada um excelente indicador de floresta primária ou com alto grau de conservação e ser utilizada em outras pesquisas similares à do presente estudo, em sua área de distribuição. Dessa forma, a comunidade de aves amostrada no presente trabalho foi diferenciada como um grupo separado do resto SM e SI (ver Gráfico 5).

4.3 Espécies de aves Indicadoras

A seleção das espécies indicadoras depende de uma série de características para se encontrar uma espécie apropriada. Normalmente espécies ameaçadas são uma boa alternativa (Simberloff 1998), mas nem sempre são viáveis. No presente estudo, por exemplo, a espécie ameaçada *Amazona rhodocorytha*, categorizada como Em Perigo de extinção (Birdlife International 2016), é relativamente abundante na IG e comum em qualquer ambiente de sucessão. A abundância desta espécie, mesmo com a perda de habitat acontecida anos atrás, pode se dever a que a ave utilizaria como lugares de nidificação as cavidades das grandes árvores remanescentes nas partes altas não desmatadas da IG (obs. pessoal), o que pode ajudar na proteção da espécie contra a caça, que tende a ocorrer mais frequentemente nas partes baixas da ilha, onde há mais fácil acesso por parte de seres humanos.

Podem ocorrer também casos de espécies categorizadas por táxon ou características de especialização (e.g. florestais ou fotofóbicos) apresentarem resultados diferentes dependendo da abordagem. Um exemplo é *Chiroxiphia caudata*, obtida como boa indicadora de áreas contínuas (Piratelli et al. 2008), ser categorizada como espécie de baixa sensibilidade (Krugel e Anjos 2000; Anjos et al. 2011). No presente estudo, *C. caudata* foi uma das espécies mais abundantes nos três tipos de ambiente da IG. Isso provavelmente se deve à disponibilidade de recursos alimentares, que poderiam ser encontrados em ambientes com distintos estágios sucessionais (Galleti e Pizo 1996). Galleti e Pizo (1996) relataram uma série de espécies vegetais consumidas por este Pipridae, muitas das quais podem servir de alimento para *C. caudata* na IG e foram detectadas nesta ilha em distintos estágios sucessionais, incluindo desde ambientes em estágio secundário até áreas preservadas (Oliveira 2002). Outro motivo seria o efeito de não haver na IG outras espécies da família Pipridae e que estão presentes no continente adjacente, tais como *Ilicura militaris* e *Manacus manacus* (Browne 2005).

4.3.1 Espécies indicadoras de alta qualidade ambiental na Ilha Grande

Espécies indicadoras podem revelar em geral, o estado do ambiente (e.g. Paoletti e Bressan 1996; Hilty e Merelender 2000) ou a biodiversidade dos ecossistemas e habitats (e.g. Noss 1990; Williams e Gastom 1994). As nove espécies resultantes na análise podem ser selecionadas pelas características que apresenta uma espécie Indicadora, e no presente estudo pertenceram a oito famílias. Isso mostra a importância do teste de espécies indicadoras quando a abordagem da pesquisa não se restringe aos grandes grupos taxonômicos de aves (Misunski et al. 2001; Marques e Anjos 2014).

Chamaeza campanisona: Considerada uma espécie indicadora de áreas conservadas da MA de floresta ombrófila densa (Goerck 1999), com uma abundância que varia entre pouco comum a altamente abundante (Bornschein e Reinert 2000; Willis e Oniki 2002; Silveira et al. 2005). Esta espécie também foi apontada como espécie indicadora de alta qualidade em outras fisionomias da MA (Volpato et al. 2006, Mauricio e Dias 2011; Marques e Anjos 2014) e de outros biomas como o caso dos Andes (Herzog 2008). Embora seja possível encontrá-la em matas secundárias maduras (Krauczuk 2008; Rossi et al 2014), como no presente estudo (menos abundante e frequente que na área preservada) e em fragmentos próximos a áreas urbanas (Esquivel e Peris 2012), é necessário que a espécie disponha de um sub-bosque saudável e de árvores nativas (Cockle et al. 2005) grandes, onde possa nidificar em ocos de tronco (ver Bodrati et al. 2014).

Saltator similis: Esta espécie, segundo muitos autores, é encontrada em floresta secundária contínua (Gomes e Silva 2002), em fragmentos (Uezu et al. 2008), em eucaliptais e até áreas abertas (Santos e Cadermatori 2015). Embora tenha sido considerada escassa em fragmentos e áreas reflorestadas em estudos nos estados do Rio de Janeiro (Maia-Gouvêa et al. 2005) e do Rio Grande do Sul (Maurício e Dias 2011), no Espírito Santo e em Minas Gerais também só foi encontrada nas áreas mais preservadas (Faria e Rodrigues 2009; Mardsen et al. 2001; Manhães e Loures 2011) e em fragmentos de mata pouco perturbada (Bornschein e Reinert 2000). Isso pode ser atribuído ao fato de que em muitas áreas essa espécie pode ser comum por não exigir habitat de alta qualidade, mas por ser uma espécie muito capturada para comércio ilegal (Ribon et al. 2003) ou liberada na natureza a partir de criações de gaiola (Willis; Oniki 2002; Simon et al. 2007). Assim, geralmente se encontra em lugares com menos perturbação, como as áreas da MA de altitude (Goerck 2009; Alves et al. 2009) onde a população humana é reduzida e potencialmente com menor pressão de captura ilegal.

Esta atividade levou a espécie a estar muito ameaçada localmente em Minas Gerais (Ribon et al. 2003).

Selenidera maculirostris: Espécie pouco comum a comum. Habita preferencialmente áreas grandes e contínuas de floresta primária (Goerck 1999; Willis; Oniki 2002) ou fragmentos grandes de floresta primária (Costa 2008) com um mínimo de 100 ha (Straube e Urben 2005), sendo localmente extinta em fragmentos menores e em áreas secundárias (Christiansen e Pitter 1997; Develey e Martensen 2006; Ribon et al. 2003). A tendência de se encontrar esta espécie em áreas primárias pode ser devido a recursos alimentares, uma vez que é uma ave de grande porte (Galetti et al. 2013), bem como pela nidificação ocorrer em ocos grandes, que são encontrados em árvores de grande porte, como faz a maioria das espécies de Ramphastidae (Sick 1997), geralmente incomuns em áreas secundárias.

Procnias nudicollis: Espécie que apresenta muitas características de espécies indicadoras, sendo muito representativa e bem distribuída por toda a MA (Birdlife International 2016). Em muitos lugares é encontrada em áreas grandes e preservadas, de preferência sem interferência do homem (e.g. Aleixo 1999; Goercke 1999; Costa 2008). É visitante em lugares onde antes era residente (Willis e Oniki 2002) sendo mais abundante em florestas maiores e conservadas (Costa 2008). É escassa no Paraná, onde só foi encontrada em áreas elevadas (Amorim et al. 2012) e no Espírito Santo, onde só foi encontrada na área mais conservada (Mardsen et al. 2001), já tendo sido inclusive extinta localmente de muitos lugares (e.g. Christiansen e Pitter 1997; Ribon et al. 2003; Bencke et al. 2003). Esta espécie possui as mesmas necessidades em termos de recursos alimentares que os outros frugívoros mencionados e é alvo de captura para comércio ilegal.

Lipaugus lanioides: Espécie que desapareceu em terras baixas no Espírito Santo e atualmente é bastante rara (Willis e Oniki 2002), incluindo fragmentos de altitudes elevadas (Vasconcelos e Neto 2009). Foi extirpada de alguns fragmentos não tão altos e de áreas secundárias (Ribon et al. 2003; Develey e Martensen 2006), sendo uma espécie encontrada com maior frequência em áreas de elevada altitude de mata contínua (Machado 1999). No presente estudo esta espécie foi encontrada a 150 m de altitude em mata secundária madura, onde foi registrada consumindo frutos, como os de *Psychotria brasiliensis* em elevada frequência (Almeida et al. 2006). *Psychotria brasiliensis* é uma espécie florestal e colonizadora tardia (Oliveira 2002). Pizo e colaboradores (2002), analisando a dieta dessa ave encontrou apenas uma espécie pioneira (*Trema micranta*,

Oliveira 2002), sendo o restante dos frutos consumidos do gênero *Mollinedia* (Pizo et al. 2002), que são de áreas climáticas ou de áreas secundárias tardias (Oliveira 2002). É necessário levar em consideração que esta espécie, por ser da família Cotingidae e de médio a grande porte em relação a outras dessa família, poderá potencialmente ter maiores riscos que outras espécies frugívoras por depender de grandes áreas para adquirir seu alimento (Harris e Pimm 2004; Vidal et al. 2014; Costa 2008), por exemplo, já tendo sido extinta em fragmentos menores de 1.500 ha (Antunes 2007).

Tinamus solitarius: Considerada uma espécie de média sensibilidade em uma floresta semi-decidual em Minas Gerais (Loures-Ribeiro 2011), mas bastante comum em área de floresta primária em florestas de altitude média (Goerck 1999) ou alta (Alves et al. 2009). Outros estudos a associam a uma alta sensibilidade (e.g. Ribon et al. 2003), tendo sofrido extinções locais provavelmente devido à caça. No Espírito Santo esta espécie desapareceu de muitas áreas, só sendo encontrada em grandes reservas (Willis e Oniki 2002). Isso provavelmente ocorre porque esta espécie é muito sensível, de porte relativamente grande e, conseqüentemente, com altas necessidades energéticas e uma área de vida ampla, por isso que está desaparecendo de áreas perturbadas (Chiarello 2000; Develey e Martensen 2006).

Oxyrruncus cristatus: Abundante em grandes áreas preservadas (Willis e Oniki 2002), tendo preferência por áreas de média altitude e mata primária (Goerck 1999), sendo pouco frequente em floresta secundária madura (Bodrati e Cockle 2006), além de ser considerada uma espécie altamente sensível à fragmentação (Anjos et al. 2010; Marquez e Anjos 2014). Existem registros de consumo, por parte desta ave, de *Cabralea canjerana* e *Trema micrantha* (Pizo et al. 2002) espécies vegetais que ocorrem na IG (Araujo e Oliveira 1988). Segundo Oliveira (2002) estas plantas são de sucessão secundária tardia, apesar de já terem sido encontradas em várias áreas com distinto grau de perturbação. Na falta de alimento, *O. cristatus* se desloca para áreas mais perturbadas em busca de frutos; isso poderia se refletir no registro da espécie em áreas de estágio imaturo na IG (fora da área de estudo estabelecida para a pesquisa), o que poderia ocorrer quando os recursos estejam em baixa abundância nas áreas de boa qualidade, o que necessita ser investigado. Fora do bioma MA esta espécie só é encontrada em áreas não perturbadas (Davis 1986; Walker et al. 2006).

Xiphorhynchus fuscus: Espécie de média sensibilidade em floresta semi-decidual de Minas Gerais (Loures-Ribeiro 2011), mas relativamente comum em diferentes altitudes de MA em mata primária (Goerck 1999). Possui alta sensibilidade (Marquez e Anjos

2014; Franz et al. 2014) e desaparece em fragmentos pequenos (Boscolo et al. 2008). Com processo de fragmentação florestal, os escaladores de tronco e galhos tendem a diminuir em riqueza e abundância (Willis 1989; Soares e Anjos 1999), pois dependem muito de recursos florestais. Assim é possível encontrá-los em áreas fragmentadas e em floresta secundária, sendo que, quando há uma melhor conectividade e qualidade do ambiente, a espécie pode ter suficiente quantidade de recursos (Boscolo e Metzger 2011) para manter suas populações.

Thraupis cyanoptera: Considerada por Aleixo (1999) como uma espécie tolerante ao corte seletivo e a floresta secundária (Harris e Pimm 2004), porém sendo dependente de floresta (Brooks et al. 1999). É uma espécie pouco comum no Espírito Santo, só sendo encontrada em áreas em bom estado de conservação (Willis e Oniki 2002). Essa espécie tem uma tendência a se estabelecer em áreas mais preservadas que seus congêneres encontrando-se com maior frequência em fragmentos grandes e preservados (Costa 2008). Este padrão foi encontrado no presente trabalho, onde foi registrada (tanto dentro quanto fora da área de estudo) em áreas maduras ou iniciais, mas sendo muito frequente em áreas mais conservadas. Apesar de ter uma largura de bico pequena, pode esmagar frutos bem maiores que o bico (Vidal et al. 2014), sendo de muita importância para a dispersão de sementes de árvores em locais onde outros Thraupidae não são abundantes.

4.3.2. Espécies Sensíveis em outras pesquisas, mas não no presente estudo.

Grallaria varia: Espécie restrita ao interior de floresta preservada (Goerck 1999; Willis e Oniki 2002; Less e Pires 2006, Piratelli et al. 2008) que se extingue rapidamente em pequenos fragmentos (Ribon et al. 2003). Pode sobreviver em fragmentos grandes (100 ha) de mata primária (Straube e Urben 2005) ou em fragmentos com corte seletivo (Lombardi et al. 2012) e em áreas contínuas de floresta secundária madura (Browne 2005; Mallet-Rodrigues e Noronha 2009). É considerada uma espécie de alta sensibilidade por alguns pesquisadores (Parker et al. 1996; Stratford e Stouffer 1999), mas na IG não teve uma quantidade de registros suficiente para ser considerada pelo *IndVal*, mesmo que os registros tenham sido predominantes nas áreas

de alta qualidade. Isso provavelmente é devido a seu comportamento, pois é de difícil visualização e vocaliza apenas em algumas épocas do ano, como testemunhou Franz e colaboradores (2014).

Spyzaetus tyrannus: Considerado por Less e Pires (2006) como rapinante dependente de floresta primária ou de interior de floresta (Canaday 1997), mas em escalas amplas, rapinantes são consideradas espécies sinérgicas e pouco diversas, difíceis de monitorar ou raras (Mikusinski et al. 2001).

Pyroderus scutatus: Caso peculiar, já que a espécie é rara na maioria de lugares na Mata Atlântica (Snow e Bonan 2016), mas na IG é particularmente abundante (Sick 1997) sendo registrada em diferentes áreas, inclusive nas vizinhanças da Vila do Abraão. É comum encontrá-la em fragmentos maiores de mata semi-decidual no Rio Grande do Sul (Maurício e Dias 2011), mas com poucos registros atualmente no Espírito Santo (Mardsen et al. 2001; Willis e Oniki 2002) e em algumas áreas de São Paulo (Goerck 1999). Ao sul de São Paulo, foi encontrada apenas em uma área sem intervenção humana (Aleixo 1999) estando ameaçada na região de Viçosa (Ribon et al. 2003) e extinta localmente em outras áreas (Bencke et al 2006; Antunes 2005). Em geral, não se conhece muito sobre esta espécie, mas mesmo assim tem se beneficiado da ausência de outros grandes frugívoros (e.g Cracidae e Ramphastidae), e na falta de grandes predadores naturais (Alves & Vecchi 2009; Bastos e Callado 2009) pode ter uma abundância relativamente alta.

Sclerurus scansor: Considerada sensível à fragmentação (Parker et al. 1996; Hansbauer et al. 2008), assim como seus congêneres (Less e Pires 2006), e com preferência por áreas grandes de floresta madura (Hansbauer et al. 2008), desaparecendo localmente (Christiansen e Pitter 1997). É importante considerar que as espécies desse gênero são raras (Goerck 1997), já que correm maiores riscos de uma extinção local e de uma posterior extinção mais ampla. Forrageiam no solo da floresta, o que afeta a espessura da serapilheira na floresta secundária (Stratford e Stouffer 2015) e o micro-habitat (Patten e Smith-Patten 2012). Diferentes motivos podem explicar o fato dessa espécie não ter sido considerada indicadora no presente estudo: por ser boa indicadora de área contínua (Piratelli et al. 2008), na IG não teria restrição pra se deslocar, ou por ausência de outros insetívoros de solo chegaria a ser abundante nos diferentes ambientes. Por isso, são necessários mais estudos sobre essa e outras espécies indicadoras em diferentes lugares.

4.3.3. Espécies pouco sensíveis à perturbação antrópica

Resultaram nove espécies como indicadoras de baixa qualidade, as quais são amplamente encontradas em áreas perturbadas dentro da MA e em outros biomas, sendo favorecidas pela degradação florestal. Seis dessas espécies são mencionadas a seguir:

Ramphocelus bresilius e *Tachyphonus coronatus*: Espécies endêmicas de Mata Atlântica, que podem ser encontrada em áreas secundárias ou abertas ou próximas a cidades (Aleixo e Vielliard 1995, Nogueira et al. 2005;), em áreas de alto grau de degradação (Dias e Rodrigues 2008). Por serem eficientes dispersoras de sementes (Castiglioni et al. 1995; Gomes et al. 2008a, 2008b; Cestari 2009) seriam consideradas de alta importância na restinga. Entretanto esse papel é desempenhado apenas nas áreas degradadas e fragmentadas de FOD, sendo espécies dificilmente encontradas no interior de florestas maduras ou bem preservadas.

Thraupis sayaca e *Thraupis palmarum*: Consideradas espécies de áreas abertas e bordas (e.g. Mardsen et al. 2001), que muitas vezes são encontradas em cidades e jardins. Já foram registradas também em algumas áreas no interior de floresta secundária madura (Canadai 1996) utilizando as partes bem altas do dossel para procurar frutos.

Turdus leucomelas: Possui preferência por bordas de plantas nativas às plantações de espécies introduzidas (Lopez et al. 2015) ou fragmentos, sendo categorizada como semi-dependente de florestas (Giraud et al. 2008). Teve seu limite de distribuição expandido devido ao desmatamento (Bencke e Grillo 1995).

Cantorchillus longirostris: Espécie abundante de vegetação arbustiva e de áreas de mata secundária de FOD (Maia-Gouvea et al. 2011; Kroodsma e Brewer 2016) e de caatinga (Araujo e Rodrigues 2011).

4.4 Sensibilidade da assembleia de aves

No presente estudo foram encontradas poucas espécies de insetívoras terrestres como indicadoras de alta qualidade, embora este seja um dos grupos mais sensíveis nos neotrópicos (e.g. Willis 1979; Kattan et al. 1994; Leck 1979; Stouffer e Bierregaard

1995; Christiansen; Pitter 1997; Sekercioglu et al. 2002; Stratford e Stouffer 1999; Powet et al. 2013; Stratford e Stouffer 2015). Esse grupo responde negativamente à fragmentação, corte seletivo e presença de florestas secundárias (Stouffer e Bierregaard 1995; Barlow et al. 2007; Sigel et al. 2010), devido a preferências por micro-habitats restritos (Cintra e Naka 2012; Powell et al. 2013; Stratford e Stouffer 2013). Essas espécies, por exemplo, são influenciadas por elementos como espessura da serapilheira ou densidade de árvores de grande porte (Powel et al. 2013). Isso as leva a responder a alterações associadas à fragmentação (Laurance et al. 2002) ou à variação do microclima (Robinson e Sherry 2012), como por exemplo, incremento da luz nas bordas (Pollock et al. 2015) e em micro-habitats específicos (e.g. Sekercioglu 2002; Patten e Smith-Patten 2012), em especial nas condições severas da sucessão inicial (Laurance 1991). No entanto, um pequeno número de insetívoros de sub-bosque pode persistir e até mesmo se beneficiar com uma perturbação limitada (e.g. Stouffer e Bierregaard 1995; Thiollay 1997).

Por outro lado, a indicação de espécies insetívoras como mais sensíveis na maioria das pesquisas pode ser devido às suas amostragens se limitarem aos estratos de sub-bosque com o uso de redes de neblina (e.g. Wunderle et al 2005; Piratelli et al 2008; Modena et al 2013). Vecchi e Alves (2015) mostraram que o conhecimento qualitativo e quantitativo normalmente se limita a trabalhos com redes de neblina que se restringem ao sub-bosque, recomendando que estudos de ecologia de aves utilizem, além do citado, outros métodos que contemplem os estratos superiores. A outra explicação possível seria que os diferentes ambientes florestais na ilha estão relativamente bem conectados, o que poderia levar a uma dispersão ampla mesmo de espécies características de sub-bosque sombreados. Portanto, não haveria uma grande diferença de diversidade, como observado em pesquisas com abordagem similar (Aleixo 1999), o que se refletiria na estimativa da abundância ou no *IndVal*. Na Amazônia, fragmentos de 100 ha sofreram poucas mudanças na composição das espécies seguidoras de formigas (Bierregaard et al. 1992) tendo havido recolonização de espécies insetívoras ao longo dos anos (Powell et al. 2013) pela disponibilidade de muitas colônias de formigas.

Os resultados obtidos no presente estudo dão margem à hipótese de que os insetívoros de sub-bosque seriam menos sensíveis em áreas secundárias contínuas do que em fragmentos. Ainda que espécies insetívoras de pequeno porte tendam a aumentar suas populações em áreas fragmentadas (Christiansen e Pitter 1997), o

processo de fragmentação geralmente gera impactos negativos a essa guilda, em especial, às espécies insetívoras de maior porte associadas ao sub-bosque, que consomem grandes artrópodes e são mais propensas à extinção (Willis 1979). Para testar essa hipótese, no entanto, seriam necessários mais estudos.

Por outro lado, espécies frugívoras representaram a maior proporção (66%) das indicadoras de alta qualidade. A demanda da quantidade de frutos não mantém grandes frugívoros em pequenos fragmentos (Christiansen e Pitter 1997; Willis 1979; Ribon et al. 2003), resultando em extinções locais de grandes frugívoros em fragmentos menores que 198 ha (Christiansen e Pitter 1997). Por possuírem grandes demandas energéticas, frugívoros requerem grandes quantidades de alimento, que devem estar disponíveis tanto temporalmente quanto espacialmente. Consequentemente, tais aves tendem a se deslocar por uma ampla área (Willis 1979), o que as torna mais propensas à extinção (Willis 1979), como é o caso de representantes das famílias Cotingidae e Psittacidae (Collar et al. 1992). Outra razão pela qual espécies de aves de grande porte e/ou grandes requerimentos energéticos indicaram uma preferência por ambientes de maior qualidade, se deve à disponibilidade de árvores grandes, cavidades ou árvores mortas, das quais diversas espécies florestais dependem para nidificar (Angelstam e Mikusinski 1994; Mikusinski et al. 2001).

Muitas vezes as espécies de aves atuam como excelentes representantes para outras espécies ou taxa e respondem a uma vasta gama de impactos humanos no ambiente (Sekercioglu et al. 2006). Assim, é necessário ampliar as pesquisas com espécies indicadoras, podendo o método utilizado no presente estudo servir não só para encontrar espécies de aves indicadoras, como ser aplicado a outros taxa. Há áreas de floresta ombrófila densa que são menos estudadas do que outras (Eisenlohr et al. 2015) e que têm diferenças em gradientes de distribuição de riqueza vegetal (Eisenlohr et al. 2013), o que implicaria uma possível variação entre espécies indicadoras nos níveis local, regional ou nacional (de um bioma, por exemplo).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Não houve diferenças na riqueza de espécies de aves nos três ambientes estudados, mas sim na composição, como em outras pesquisas na MA (Banks-leite et al 2012). A abundância das espécies é uma característica importante para que estas sejam

apontadas como indicadoras e pode flutuar com a dinâmica de populações devido a efeitos ambientais tanto abióticos (e.g. condições climáticas) como bióticos (e.g. disponibilidade de alimento, parasitismo, e competição) (Pakkala et al. 2014).

É recomendável também entender quando uma floresta de MA começa a recuperar os níveis em regeneração, sendo que no presente estudo a floresta SM (aproximadamente 100 anos) apresentou uma similaridade de 70% com a área de alta qualidade e ainda 56% com a mata de cerca de 60 anos. Dunn (2004) concluiu, com estudos de insetívoros terrestres de regiões tropicais, que a riqueza de aves em mata secundária tropical levou 20 anos para recuperar os níveis observados para florestas primárias, mesmo que as distribuições em lugares similares, com florestas secundárias de 30 anos, tenham demonstrado o oposto. Entretanto, isto não indica necessariamente que a floresta será recuperada em termos de composição primária, nem mesmo de diversidade funcional da área (Walker 1995), podendo ainda comprometer serviços ecossistêmicos. Entre 16 taxa estudados em uma floresta secundária na Amazônia, as aves foram o segundo grupo com menor proporção (38%) de espécies típicas de mata primária (ver Barlow et al. 2007).

Finalmente, são indispensáveis estudos sobre história natural e ecologia das espécies de aves, para compreender os fatores que podem levar a uma maior ou menor sensibilidade deste grupo às ações humanas em diferentes regiões em áreas pristinas e secundárias, incluindo diferentes atributos da paisagem. Nos trópicos, o entendimento destes fatores e de seu valor para a conservação está sendo ainda construído (Wright e Muller-Landau 2006), principalmente pela falta de estudos empíricos.

REFERÊNCIAS

- ALEIXO, A. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. **The Condor**, v. 101, p. 537–548, 1999
- ALEIXO, A.; VIELLIARD, J. M. E. Composição e dinâmica da Avifauna da Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, n. 3, p. 493–511, 1995.
- ALHO, C. J. R.; SCHNEIDER, M.; VASCONCELLOS, L. A. Degree of threat to the biological diversity in the Ilha Grande State Park (RJ) and guidelines for conservation. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 3, p. 375–385, 2002.
- ALTAMIRANO, M. A.; GUZMÁN, J.; MARTIN, M.; DOMINGUEZ, L. Un método para la selección de aves bioindicadoras con base en sus posibilidades de monitoreo. **Huitzil**, v. 4, p. 10–16, 2003.
- ALVES, M. A. D. S.; JENKINS, C. N.; PIMM, S. L.; et al. Birds, Montane forest, State of Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. **Check List**, v. 5, n. 2, p. 289–299, 2009a.
- AMORIM, R. R.; NETO, P. S.; BOSA, C. R.; ABILHOA, V. Avifauna do Parque Estadual do Pico Paraná e áreas adjacentes, sul do Brasil Avifauna of the Pico Paraná State Park. **Natureza on line**, v. 10, p. 118–125, 2012.
- ANDELMAN, S. J.; FAGAN, W. F. Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or expensive mistakes? **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 97, n. 11, p. 5954–5959, 2000.
- ANGELSTAM, P.; MIKUSIRISKI, G. Woodpecker assemblages boreal and hemiboreal in natural and managed forest — a review. **Annales Zoologici Fennici**, v. 31, n. 1, p. 157–172, 1994.
- ANJOS, L.; BOÇON, R. Bird communities in Natural forest patches in Southern Brazil. **The Wilson Bulletin**, v. 111, n. 3, p. 397–414, 1999.
- ANJOS, L. DOS; COLLINS, C. D.; HOLT, R. D.; et al. Bird species abundance-occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 144, n. 9, p. 2213–2222, 2011.
- ANJOS, L. DOS; COLLINS, C. D.; HOLT, R. D.; et al. Can habitat specialization patterns of Neotropical birds highlight vulnerable areas for conservation in the Atlantic rainforest, southern Brazil? **Biological Conservation**, v. 188, p. 32–40, 2015.
- ANJOS, L. DOS; COLLINS, C. D.; HOLT, R. D.; et al. Can habitat specialization patterns of Neotropical birds highlight vulnerable areas for conservation in the Atlantic rainforest, southern Brazil? **Biological Conservation**, v. 188, p. 32–40, 2015.

ANJOS, L. DOS; HOLT, R. D.; 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**, v. 20, n. - 4, p. 392–399, 2010.

ANTONINI, R. D. e; NUNES-FREITAS, A. F. Estrutura populacional e distribuição espacial de *Miconia prasina* D.C. (Melastomataceae) em duas áreas de Floresta Atlântica na Ilha Grande, RJ, Sudeste do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, n. 3, p. 671–676, 2004.

ANTUNES, A. Z. Riqueza e dinâmica de aves endêmicas da Mata Atlântica em um fragmento de floresta estacional semidecidual no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 15, n. 1, p. 61–68, 2007.

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

ARAÚJO, D. S. D. DE; OLIVEIRA, R. R. DE. Reserva Biológica Estadua da Praia do Sul (Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro): Lista preliminar da Flora. **Acta botanica**, v. 1, n. 2, p. 83–94, 1988.

BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; METZGER BANKS-LEITE BANKS, J.-P. C.; METZGER, J. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. **Oikos**, v. 119, p. 918–926, 2010.

BARLOW, J.; MESTRE, L. A. M.; GARDNER, T. A.; PERES, C. A. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. **Biological Conservation**, v. 136, n. 2, p. 212–231, 2007.

BARNETT, J. M.; CARLOS, C. J.; RODA, S. A. Renewed hope for the threatened avian endemics of northeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, n. 9, p. 2265–2274, 2005.

BASTOS, M.; CALLADO, C. H. **Ambientes da Ilha Grande**. Rio de Janeiro: CEADS, 2009.

BATARY, P.; BALDI, A. Evidence of an Edge Effect on Avian Nest Success. **Conservation Biology**, v. 18, n. 2, p. 389–400, 2004

BELLARD, C.; LECLERC, C.; LEROY, B.; et al. Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 12, p. 1376–1386, 2014.

BENCKE, G. A. e GRILLO, H. C. Z. Range expansion of the Pale-breasted Thrush *Turdus leucomelas* (Aves, Turdidae) in Rio Grande do Sul, Brazil. **Iheringia, Série Zoologia**, v.79,p.175-176. 1995

BENCKE, G. A.; FONTANA C. S.; DIAS, R. A.; MAURÍCIO, G. N.; MAHLER JR, J. K. F. Aves. In: Fontana C. S.; Bencke, G. A. e Reis, R. E. (Eds). Livro Vermelho da

fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. EDIPUCRS, Porto Alegre, Brasil, p.189-478. 2003

BENCKE, G. A. MAURÍCIO, G.N.; DEVELEY P. F.; GOERCK, J. M. Áreas Importantes para a Conservação das aves no Brasil. Parte 1 - Estados do Domínio da Mata Atlântica. São Paulo, Brazil: SAVE Brasil. 2006.

BERGAMIN, R.; MÜLLER, S.; MELLO, R. Indicator species and floristic patterns in different forest formations in southern Atlantic rainforests of Brazil. **Community Ecology**, v. 13, n. 2, p. 162–170, 2012.

BIBBY, C.J.; N.D. BURGESS e D.A. HILL. 1993. **Bird census techniques**. London, Academic Press, 257p.

BIERREGAARD, R. O.; LOVEJOY, T. E.; KAPOV, V.; HUTCHINGS, R. W. The Biological Dynamics of Tropical Rainforest Fragments. **BioScience**, v. 42, n. 11, p. 859–866, 1992.

BIERREGAARD, R.; LOVEJOY, T. E. EFFECTS OF FOREST FRAGMENTATION ON AMAZONIAN UNDERSTORY BIRD COMMUNITIES. **Acta Amazonica**, v. 9, p. 219–241, 1989.

BirdLife International. Species factsheet: *Procnias nudicollis*. 2016. Disponível em < <http://www.birdlife.org> >..

BLUMSTEIN, D. T. Moving to suburbia: Ontogenetic and evolutionary consequences of life on predator-free islands. **Journal of Biogeography**, v. 29, n. 5-6, p. 685–692, 2002.

BLUMSTEIN, D. T.; DANIEL, J. C. The loss of anti-predator behaviour following isolation on islands. **Proceedings. Biological sciences / The Royal Society**, v. 272, n. 1573, p. 1663–1668, 2005. BODRATI, A.; COCKLE, K. L. New records of rare and threatened birds from the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. **Cotinga**, v. 26, p. 20–24, 2006.

BODRATI, A.; COCKLE, K. L.; SALLO, F. G. DI; et al. Nesting of the Short-Tailed Antthrush (*Chamaeza Campanisona*) in the Atlantic Forest of Argentina. **Ornitologia Neotropical**, v. 25, n. JANUARY 2014, p. 421–431, 2014.

BORNSCHEIN, M. R.; REINERT, B. L. Aves de três remanescentes florestais do norte do Estado do Paraná, sul do Brasil, com sugestões para a conservação e manejo. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 17, n. 3, p. 615–636, 2000.

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**, v. 40, n. 3, p. 273–276, 2008.

BOSCOLO, D.; PAUL METZGER, J. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, v. 34, n. 6, p. 1018–1029, 2011.

BOWMAN, J.; CAPPUCINO, N.; FAHRIG, L. Patch size and population density: the effect of immigration behavior. **Conservation Ecology**, v. 6, n. 1, p. 9, 2002.

BROOK, B. W.; BRADSHAW, C. J. A.; KOH, L. P.; SODHI, N. S. Momentum drives the crash: Mass extinction in the tropics. **Biotropica**, v. 38, n. 3, p. 302–305, 2006.

BROOKS, THOMAS; TOBIAS, JOE; BALMFORD, A. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. **Animal Conservation**, v. 2, p. 211–222, 1999.

BRAWN, J. D.; ROBINSON, S. K.; THOMPSON III, F. R. The Role of Disturbance in the Ecology and Conservation of Birds. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 32, p. 251–276, 2001.

BROWN, J.; MEHLMAN, W.; STEVENS, G. Spatial variation on abundance. **Ecology**, v. 76, n. 7, p. 2028–2043, 1995.

BROWNE, P. W. P. The birds of Parati, south-east Brazil. **Cotinga**, v. 24, p. 85–98, 2005.

CALLADO, C. H.; BARROS, A. A. DE; RIBAS, L.; et al. Flora e cobertura vegetal. In: M. Bastos; C. H. Callado (Eds.); **O ambiente da Ilha Grande**. p.91–162, 2009. Rio de Janeiro: CEADS.

CÁCERES, M. DE; LEGENDRE, P.; MORETTI, M. Improving indicator species analysis by combining groups of sites. **Oikos**, v. 119, n. 10, p. 1674–1684, 2010.

De CÁCERES, M. How to use the **Indicspecies package**. 2013. Disponível em <<https://cran.r-project.org/web/packages/indicspecies/vignettes/indicspeciesTutorial.pdf>>

CANADAY, C. Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in amazonia. **Biological Conservation**, v. 7, p. 63–77, 1997.

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

CARROLL, S. S.; PEARSON, D. L. Spatial modeling of butterfly species richness using tiger beetles (Cicindelidae) as a bioindicator taxon. **Ecological Applications**, v. 8, n. 2, p. 531–543, 1998.

CASTIGLIONI, G. D. A.; CUNHA, L. S. T. DA; GONZAGA, L. P. *Ramphocelus bresilius* como dispersor das sementes de plantas da restinga de Barra do Maricá, Estado do Rio de Janeiro (Passeriformes: Emberizidae). **Ararajuba**, 1995.

CAVARZERE, V.; PARMEZANI MORAES, G.; ROPER, J. J.; SILVEIRA, L. F.; DONATELLI, R. Recommendations for monitoring avian populations with point counts: a case study in southeastern BRazil. **Papeis Avulsos de Zoologia**, v. 53, n. 32, p. 439–449, 2013.

- CESTARI, C. Conhecimento de moradores sobre frugivoria por aves em uma região urbanizada e com fragmentos de restinga no sudeste do Brasil. **Revista Biotemas**, v. 22, n. 3, p. 221–227, 1998.
- CHIARELLO, A. G. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. **Revista brasileira de biologia**, v. 60, n. 2, p. 237–247, 2000.
- CHRISTIANSEN, M. B.; PITTER, E. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 80, n. 1, p. 23–32, 1997.
- CINTRA, R.; NAKA, L. N. Spatial Variation in Bird Community Composition in Relation to Topographic Gradient and Forest Heterogeneity in a Central Amazonian Rainforest. **International Journal of Ecology**, 2012..
- COCKLE, K. L.; LEONARD, M. L.; BODRATI, A. A. Presence and abundance of birds in an Atlantic forest reserve and adjacent plantation of shade-grown yerba mate, in Paraguay. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, n. 13, p. 3265–3288, 2005.
- CODY, M.L. Diversity, rarity, and conservation in Mediterranean-climate regions. In: Soulé, M.E. (Ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland. 1986.
- COLLAR, N. J.; GONZAGA, L. .; KRABBE, L. P.; et al. **Threatened birds of the Americas**. 3rd ed. Cambridge: International Council for Bird Preservation, 1992.
- CONNELL, J. H.; SERIES, N.; MAR, N. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. **Science**, v. 199, n. 4335, p. 1302–1310, 1978.
- COSTA, J. C. **Efeito de alterações do habitat na composição e estrutura da comunidade de aves de sub-bosque no Planalto Paulista, Sudeste do Brasil**, 2008.
- DAVIS, T. Distribution and Natural History of Some Birds from the Departments of San Martin and Amazonas **The Condor**, v. 88, n. 1, p. 50–56, 1986.
- DELAMÔNICA, P.; LIMA, D.; OLIVEIRA, R.; MANTOVANI, W. Estrutura e funcionalidade de populações de *Miconia cinnamifolia* (DC.) Naud. em florestas secundárias estabelecidas sobre antigas roças caiçaras. **Pesquisa Botânica**, v. 52, p. 125–142, 2002.
- DEBINSKI, D. M.; HOLT, R. D. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. **Conservation Biology**, v. 14, n. 2, p. 342–355, 2000.
- DIAS, D. F.; RODRIGUES, M. Registro do tiê-sangue *Ramphocelus bresilius* em Belo Horizonte, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ornitologia**, 2008.
- DIEKMANN, M. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology - a review. **Basic and Applied Ecology**, v. 4, p. 493–506, 2003.

- DUFFY, J. E. Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. **Ecology Letters**, v. 6, n. 8, p. 680–687, 2003.
- DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345–366, 1997.
- DUNN, R. R. Recovery of Faunal Communities During Tropical Forest Regeneration. **Conservation Biology**, v. 18, n. 2, p. 302–309, 2004.
- EISENLOHR, P. V.; ALVES, L. F.; BERNACCI, L. C.; et al. Disturbances, elevation, topography and spatial proximity drive vegetation patterns along an altitudinal gradient of a top biodiversity hotspot. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 12, p. 2767–2783, 2013.
- ESQUIVEL M., A.; PERIS, S. Estructura y organización de una comunidad de aves del Bosque Atlántico de San Rafael, Paraguay. **Ornitología Neotropical**, v. 23, n. 4, p. 569–584, 2012.
- FARIA, C. M. A.; RODRIGUES, M. Birds and army ants in a fragment of the Atlantic Forest of Brazil. **Journal of Field Ornithology**, v. 80, n. 4, p. 328–335, 2009.
- FARIA, C. M. A.; RODRIGUES, M.; AMARAL, F. Q. DO; MÓDENA, É.;
- FERNANDES, A. M. Aves de um fragmento de Mata Atlântica no alto Rio Doce, Minas Gerais: colonização e extinção. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p. 1217–1230, 2006.
- FERRAZ, G.; NICHOLS, J. D.; HINES, J. E.; et al. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. **Science**, v. 315, n. 5809, p. 238–241, 2007.
- FILHO, A. T. DE; PRADO, J. The Brazilian Atlantic Forest: new findings, challenges and prospects in a shrinking hotspot. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2129–2133, 2015.
- FLEISHMAN, E.; MURPHY, D. D.; BRUSSARD, P. F. A new method for selection of umbrella species for conservation planning. **Ecological Applications**, v. 10, n. 2, p. 569–579, 2000.
- FLEISHMAN, E.; NOSS, R. F.; NOON, B. R. Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. **Ecological Indicators**, v. 6, n. 3, p. 543–553, 2006.
- FLEISHMAN, E.; THOMSON, J. R.; NALLY, R. MAC; MURPHY, D. D.; FAY, J. P. Using Indicator Species to Predict Species Richness of Multiple Taxonomic Groups. **Conservation Biology**, v. 19, n. 4, p. 1125–1137, 2005.
- FONSECA, G. A. B. DA. The vanishing Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 34, n. 1, p. 17–34, 1985.

FONSECA, G. A. B. DA. Small mammal species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 6, n. 3, p. 381–422, 1989.

FRANKHAM, R. Relationship of genetic variation to population size in wildlife. **Conservation Biology**, v. 10, n. 6, p. 1500–1508, 1996.

FRANZ, I.; BARROS, M. P. DE; CAPPELATTI, L.; DALA-CORTE, R. B.; OTT, P. H. Birds of two protected areas in the southern range of the Brazilian Araucaria Forest. **Papeis Avulsos de Zoologia**, v. 54, n. 10, p. 111–127, 2014.

GALETTI, M.; ALEIXO, A. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, n. 2, p. 286–293, 1998.

GALETTI, M.; BOVENDORP, R. S.; GUEVARA, R. Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. **Global Ecology and Conservation**, v. 3, n. June, p. 824–830, 2015.

GALETTI, M.; GUEVARA, R.; CORTES, M. C.; et al. Functional Extinction of Birds Drives Rapid Evolutionary Changes in Seed Size. **Science**, v. 340, n. 6136, p. 1086–1090, 2013.

GALETTI, MAURO; PIZO, M. Fruit eating by birds in a forest fragment in southeastern Brazil. **Ararajuba**, v. 4, n. 2, p. 71–79, 1996.

GALETTI, M.; BOVENDORP, R. S.; FADINI, R. F.; et al. Hyper abundant mesopredators and bird extinction in an Atlantic forest island. **Zoologia (Curitiba, Impresso)**, v. 26, n. 2, p. 288–298, 2009.

GALETTI, M.; FERNANDEZ, J. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest] changes in industry structure and the illegal trade. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, p. 294–301, 1998.

GALINDO-LEAL, C., CÂMARA, I.G. The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. Island Press, Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International, Washington, pp. 488. 2003

GAMA, S. V. DA; ALMEIDA, L.; SILVA, E.; SALGADO, C. Geologia, relevo e solos. **O ambiente da Ilha Grande**. p.21–29, 2009.

GASTON, K. J.; J. I. SPICER. Biodiversity: an introduction. Black- well Publishing, Malden, Massachusetts. . 2004

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. **BioScience**, v. 52, n. 2, p. 143, 2002.

GIBSON, L.; LEE, T. M.; KOH, L. P.; et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, 2011.

- GIEHL, E. L. H.; JARENKOW, J. A. Niche conservatism and the differences in species richness at the transition of tropical and subtropical climates in South America. **Ecography**, v. 35, n. 10, p. 933–943, 2012
- 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**, v. 17, n. 5, p. 1251–1265, 2008.
- GOERCK, J. M. Patterns of Rarity in the Birds of the Atlantic Forest of Brazil. **Conservation Biology**, v. 11, n. 1, p. 112–118, 1997.
- GOERCK, J. M. Distribution of birds along an elevational gradient in the Atlantic forest of Brazil: implications for the conservation of endemic and endangered species. **Bird Conservation International**, v. 9, n. - 3, p. 235–253, 1999.
- GOMES, V. S. D. M.; CORREIA, M. C. R.; LIMA, H. A. DE; ALVES, M. A. S. Potential role of frugivorous birds (Passeriformes) on seed dispersal of six plant species in a restinga habitat, southeastern Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, v. 56, n. 1, p. 205–216, 2008.
- GOMES, V. S. DA M.; LOISELLE, B. A.; ALVES, M. A. S. Birds foraging for fruits and insects in shrubby restinga vegetation, southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 4, p. - –0, 2008b.
- GOMES, V. S. D. M.; SILVA, W. R. Spatial variation in understory frugivorous birds in an Atlantic Forest fragment of southeastern Brazil. **Ararajuba**, v. 10, n. 2, p. 219–225, 2002.
- GUISAN, A.; BROENNIMANN, O.; ENGLER, R.; et al. Using niche-based models to improve the sampling of rare species. **Conservation Biology**, v. 20, n. 2, p. 501–511, 2006.
- GUSTAFSSON, L. Red-listed species and indicators. **Biological Conservation**, v. 92, n. 1, p. 35–43, 2000.
- HANSBAUER, M. M.; STORCH, I.; LEU, S.; et al. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic rainforest. **Biological Conservation**, v. 141, n. 3, p. 782–791, 2008.
- HARRIS, G. M.; JENKINS, C. N.; PIMM, S. L. Refining Biodiversity Conservation Priorities. **Conservation Biology**, v. 19, n. 6, p. 1957–1968, 2005.
- HARRIS, G. M.; PIMM, S. L. Bird Species' Tolerance of Secondary Forest Habitat and Its Effects on Extinction. **Conservation Biology**, v. 18, n. 6, p. 1607–1616, 2004
- HASUI, É.; GOMES, V. S. DA M.; SILVA, W. R. Effects of Vegetation Traits on Habitat Preferences of Frugivorous Birds in Atlantic Rain Forest. **Biotropica**, v. 39, n. 4, p. 502–509, 2007.

HECNAR, S. J.; M'CLOSEKEY, R. T. Regional dynamics and the Status of amphibians. **Ecology**, v. 77, n. 7, p. 2091–2097, 1996.

HENDERSON, K. A.; REIS, M.; BLANCO, C. C.; et al. Landowner perceptions of the value of natural forest and natural grassland in a mosaic ecosystem in southern Brazil. **Sustainability Science**, 2015.

HERZOG, S. First ornithological survey of Cordillera Mosestenes , with a latitudinal comparison of lower Yungas bird communities in Bolivia First ornithological survey of Cordillera Mosestenes , with a latitudinal comparison among lower Yungas bird communities in Boli. **Revista boliviana de ecología y conservación ambiental**, v. 23, p. 59–71, 2008.

HILL, M. O. TWINSPAN – a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. – Cornel Univ., NY. 1979.

HILTY, J.; MERENLENDER, A. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. **Biological Conservation**, v. 92, n. 2, p. 185–197, 2000.

JENKINS, C. N.; ALVES, M. A. S.; PIMM, S. L. Avian conservation priorities in a top-ranked biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 143, n. 4, p. 992–998, 2010.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459–473, 2014.

KATTAN, G. H.; ALVAREZ-LOPEZ, H.; GIRALDO, M. Forest fragmentation and bird extinctions - San Antonio 80 years later. **Conservation Biology**, v. 8, n. 1, p. 138–146, 1994..

KERR, J. T.; CURRIER, D. J. Effects of Human Activity on Global Extinction Risk. **Conservation Biology**, v. 9, n. 5, p. 1528–1538, 1995.

KOTLIAR, N. B.; WIENS, J. A. Multiple Scales of Patchiness and Patch Structure: A Hierarchical Framework for the Study of Heterogeneity. **Oikos**, v. 59, n. 2, p. 253–260, 1990.

KREMEN, C.; COLWELL, R. K.; ERWIN, T. L.; et al. Terrestrial Arthropod Their Use in Assemblages: Conservation Planning. **Conservation Biology**, v. 7, n. 4, p. 796–808, 1993.

KRAUCZUK, E. R. Riqueza específica, abundancia y ambientes de las aves de corpus christi, san ignacio, misiones, Argentina. **Lundiana**, v. 9, n. 1, p. 29–39, 2008.

KRUGEL, M. M.; ANJOS, L. DOS. Bird communities in forest remnants in the city of Maringá, Paraná State, Southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v. 11, n. April, p. 315–330, 2000.

- LAURANCE, W. F. Edge effects in tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. **Biological Conservation**, v. 57, n. 2, p. 205–219, 1991.
- LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002.
- LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology e Evolution**, v. 24, n. 12, p. 659–669, 2009.
- LAURANCE, W. F.; SAYER, J.; CASSMAN, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in Ecology e Evolution**, v. 29, p. 107–116, 2014.
- LECK, F. Avian Extinctions in an Isolated Tropical Wet-Forest Preserve, Ecuador. **The Auk**, v. 96, p. 343–352, 1979.
- LEDRU, M.; MONTADE, V.; BLANCHARD, G.; HÉLY, C. Long-term Spatial Changes in the Distribution of the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. - , n. - , p. 1–11, 2015.
- LEES, A. C.; PERES, C. A. Rapid avifaunal collapse along the Amazonian deforestation frontier. **Biological Conservation**, v. 133, n. 2, p. 198–211, 2006.
- LOMBARDI, V. T.; SANTOS, K. K.; D'ANGELO-NETO, S.; et al. Registros notáveis de aves para o sul do estado de Minas Gerais, Brasil. **Cotinga**, v. 34, n. November, p. 32–45, 2012.
- LOPES, I. T.; GUSSONI, C. O. A.; DEMARCHI, L. O.; ALMEIDA, A. DE; PIZO, M. A. Diversity of understory birds in old stands of native and Eucalyptus plantations. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 5, p. 662–669, 2015.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Vol. 1, 3a ed. Nova Odessa. Editora Plantarum, 352p. 2000
- MACARTHUR, R. H.; DIAMOND, J. M.; ANGELES, L. Density Compensation in Island Faunas. **Ecology**, v. 53, n. 2, p. 330–342, 1972.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. An equilibrium theory of Insular Zoogeography. **Evolution**, v. 17, n. 4, p. 373–387, 1963.
- MACHADO, C. G. A composição dos bandos mistos de aves na Mata Atlântica da Serra de Paranapiacaba, no sudeste brasileiro. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 1, p. 75–85, 1999.
- MAIA-GOUVÊA, ELIANA; GOUVÊA, ÉLIO; PIRATELLI, A. Comunidade de aves de sub-bosque em uma área de entorno do Parque Nacional do Itatiaia, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 859–866, 2005.

MAGNUSSON, W. E.; LIMA, A. P.; LUIZÃO, R.; et al. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, p. 21 – 26, 2005.

MALDONADO-COELHO, A. M.; MARINI, M. Â. Effects of Forest Fragment Size and Successional Stage on Mixed-Species Bird Flocks in Southeastern Brazil Effects of Forest Fragment Size and Successional Stage on Mixed-Species Bird Flocks in Southeastern. **The Condor**, v. 102, n. 3, p. 585–594, 2000.

MALLET-RODRIGUES, F.; NORONHA, M. L. M. DE. Birds in the Parque Estadual dos Três Picos, Rio de Janeiro state, south-east Brazil. **Cotinga**, v. 31, n. 1, p. 61–71, 2009.

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

MARSDEN, S. J.; WHIFFIN, M.; GALETTI, M. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 10, p. 737–751, 2001.

MARKL, J. S.; SCHLEUNING, M.; FORGET, P. M.; et al. Meta-Analysis of the Effects of Human Disturbance on Seed Dispersal by Animals. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1072–1081, 2012.

MARQUES, F. C.; ANJOS, L. DOS. Sensitivity to fragmentation and spatial distribution of birds in forest fragments of northern paraná. **Biota Neotropica**, v. 14, n. 3, p. 1–8, 2014.

MARQUES, M. C. M.; SILVA, S. M.; LIEBSCH, D. Coastal plain forests in southern and southeastern Brazil: ecological drivers, floristic patterns and conservation status. **Brazilian Journal of Botany**, v. 38, n. 1, p. 1–18, 2015.

MARSDEN, S. J.; WHIFFIN, M.; GALETTI, M. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 10, p. 737–751, 2001.

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

MARTINELLI, G.; VALENTE, A. S. M., MAURENZA, D.; KUTSCHENKO, D. C.; et al. Avaliações de risco de extinção de espécies da flora brasileira. Livro vermelho da flora do Brasil. **Livro vermelho da flora do Brasil. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. p. 60–103, 2013.

MARTINI, A. M. Z.; FIASCHI, P.; AMORIM, A. M.; PAIXÃO, J. L. DA. A hot-point within a hot-spot: A high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 11, p. 3111–3128, 2007.

MAURÍCIO, G. N.; RAFAEL ANTUNES DIAS. Distribuição e conservação da avifauna florestal na Serra dos Tapes, Rio Grande do Sul, Brasil. **Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias**. p.137–158, 2001.

MCGEOCH, M. A. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological Reviews**, v. 73, p. 181–201, 1998.

MENKE, S.; BÖHNING-GAESE, K.; SCHLEUNING, M. Plant-frugivore networks are less specialized and more robust at forest-farmland edges than in the interior of a tropical forest. **Oikos**, v. 121, n. 10, p. 1553–1566, 2012.

METZGER, J. P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1138–1140, 2009a.

METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; DIXO, M.; et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166–1177, 2009b.

MINISTERIO DO AMBIENTE.. Área da Mata Atlântica é habitada por 70% da população brasileira Destaque Imprimir E-mail. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/informma/item/9818-%C3%A1rea-da-mata-atl%C3%A2ntica-%C3%A9-habitada-por-70-da-popula%C3%A7%C3%A3o-brasileira>>.

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**, v. 6, n. 1, p. 78–88, 2013.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest I. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 786–792, 2000.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B. DA; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 24, p. 853–858, 2000.

MACNALLY, R.; FLEISHMAN, E. Using Indicator' Species to model species richness: Model development and predictions. **Ecological Applications**, v. 12, n. 1, p. 79–92, 2002.

MONING, C.; MÜLLER, J. Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. **Ecological Indicators**, v. 9, n. 5, p. 922–932, 2009.

NAKA, L. N.; RODRIGUES, M.; ROOS, A. L.; AZEVEDO, M. A. G. Bird conservation on Santa Catarina Island, Southern Brazil. **Bird Conservation International**, v. 12, n. 02, p. 123–150, 2001.

NIEMI, G. J.; HANOWSKI, J. M.; LIMA, A. R.; NICHOLLS, T.; WEILAND, N. A critical analysis on the use of indicator species in management. **Journal of Wildlife Management**, v. 61, n. 4, p. 1240–1252, 1997.

NIEMI, G. J.; MCDONALD, M. E. Application of Ecological Indicators. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. 1, p. 89–111, 2004.

NOGUEIRA, D. M.; RANGEL DE FREITAS, A.; PINHEIRO DA SILVA, C.; MORENO DE SOUZA, L. Estudio De La Avifauna Y Sus Ectoparásitos En Un Fragmento De Bosque Atlántico En La Ciudad Del Rio De Janeiro, Brasil. **Boletín SAO**, v. 15, n. 2, p. 26–36, 2005.

NOSS, R. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach Essay Indicators for Monitoring Approach Biodiversity: Hierarchical. **Conservation biology**, v. 4, n. 4, p. 355–364, 1990.

O'DEA, N.; WHITTAKER, R. J. How resilient are Andean montane forest bird communities to habitat degradation? **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 1131–1159, 2007.

OGDEN, J. C.; BALDWIN, J. D.; BASS, O. L.; et al. Waterbirds as indicators of ecosystem health in the coastal marine habitats of southern Florida: 1. Selection and justification for a suite of indicator species. **Ecological Indicators**, v. 44, p. 148–163, 2014.

OLIVEIRA, R. R.; COELHO NETTO, A. L. Processos interativos homem-floresta na evolução da paisagem da Ilha Grande, RJ. *Rev. Dept. de Geografia UERJ*, 8, 29-38. 2000.

OLIVEIRA, R. Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ. **Rodriguésia**, v. 53, n. 82, p. 33–58, 2002.

PAKKALA, T.; LINDÉN, A.; TIAINEN, J.; TOMPPO, E.; KOUKI, J. Indicators of Forest Biodiversity: Which Bird Species Predict High Breeding Bird Assemblage Diversity in Boreal Forests at Multiple Spatial Scales? **Annales Zoologici Fennici**, v. 51, n. 5, p. 457–476, 2014.

PAOLETTI, M. G.; BRESSAN, M.; EDWARDS, C. A. Soil Invertebrates as Bioindicators of Human Disturbance. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 15, n. 1, p. 21–62, 1996.

PARDINI, R.; SOUZA, S. M. DE; 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**, v. 124, n. 2, p. 253–266, 2005.

PARKER III, T. A.; STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W. Ecological and distribution databases. **Neotropical Birds: Ecology and Conservation**. p.11–410, 1996. Chicago: The University of Chicago Press.

PATTEN, M. A.; SMITH-PATTEN, B. D. Testing the microclimate hypothesis: Light environment and population trends of Neotropical birds. **Biological Conservation**, v. 155, p. 85–93, 2012.

PEARSON, D. L. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 345, n. 1311, p. 75–79, 1994.

PÉREZ-GARCÍA, J. M.; SEBASTIÁN-GONZÁLEZ, E.; BOTELLA, F.; SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A. Selecting indicator species of infrastructure impacts using network analysis and biological traits: Bird electrocution and power lines. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 428–433, 2016.

PIRATELLI, A.; SOUSA; CORRÊA, J.; et al. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 2, p. 259–268, 2008.

PIZO, M. A.; SILVA, W. R.; GALETTI, M.; LAPS, R. Frugivory in cotingas of the Atlantic Forest of southeast Brazil. **Ararajuba**, v. 10, n. 2, p. 177–185, 2002.

POLETTI, F.; ANJOS, L. DOS; LOPES, E. V.; et al. Caracterização Dos Macro E Microhabitats E Segregação Ecológica De Cinco Espécies De Arapaçus (Aves : Dendrocolaptidae) Em Um Fragmento Florestal Da Região De Londrina , Norte Do Estado Do Paraná. **Ararajuba**, v. 12, n. 2, p. 89–96, 2004.

POLLOCK, H. S.; CHEVIRON, Z. A.; AGIN, T. J.; BRAWN, J. D. Absence of microclimate selectivity in insectivorous birds of the Neotropical forest understory. **Biological Conservation**, v. 188, p. 116–125, 2015.

POWELL, L. L.; STOUFFER, P. C.; JOHNSON, E. I. Recovery of understory bird movement across the interface of primary and secondary Amazon rainforest. **The Auk**, v. 130, n. 3, p. 459–468, 2013.

POWELL, L. L.; WOLFE, J. D.; JOHNSON, E. I.; et al. Heterogeneous movement of insectivorous Amazonian birds through primary and secondary forest: A case study using multistate models with radiotelemetry data. **Biological Conservation**, v. 188, p. 100–108, 2015.

PRENDERGAST, J; QUINN R.; LAWTON, J; EVERSHAM, B; GIBBONS, D. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. **Nature**, v. 365, p. 335–337, 1993.

QUEIROZ, M. DE. Influência da luz na germinação de *Miconia Cinnamomifolia* (De Candolle) Naudin - Jacatirã-Açu. **Insula1**, v. 13, p. 29–37, 1983.

RENJIFO, L. M. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. **Ecological Applications**, v. 11, n. 1, p. 14–31, 2001.

RALPH, C. J.; GEUPEL, G. R.; PYLE, P.; et al. **Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres Agradecimientos**. California: Service, Forest, 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**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RIBEIRO, M.C.; CAMARGO MARTENSEN, A.; PAUL METZGER, J.; et al. The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. **Biodiversity Hotspots**. p.405–434, 2011.

RIBON, R. Bird Extinctions in Atlantic Forest Fragments of the Viçosa Region , Southeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 17, n. 6, p. 1827–1839, 2003

ROBINSON, W. D.; SHERRY, T. W. Mechanisms of avian population decline and species loss in tropical forest fragments. **Journal of Ornithology**, v. 153, n. S1, p. 141–152, 2012.

ROCHA, C. F. D., BERGALLO, H. G; ALVES, M. A. S.; VAN SLUYS, M. A **biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas restingas da Mata Atlântica**. São Carlos: RiMa Editora. 156 p. 2003

RODRÍGUEZ, J. P.; PEARSON, D. L.; BARRERA R., R. A test for the adequacy of bioindicator taxa: Are tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae) appropriate indicators for monitoring the degradation of tropical forests in Venezuela? **Biological Conservation**, v. 83, n. 1, p. 69–76, 1998.

ROSSI, L.; VALLS, F.; SCHERER, A.; PETRY, M. Dinâmica da avifauna em áreas de borda da Mata Atlântica, Rio Grande do Sul. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 9, n. 3, p. 161–171, 2014.

ROXBURGH, S. H.; SHEA, K.; WILSON, J. B. the Intermediate Disturbance Hypothesis: Patch Dynamics and Mechanisms of Species Coexistence. **Ecological Society of America**, v. 85, n. 2, p. 359–371, 2004.

RUSSELL, G. J.; DIAMOND, J. M.; REED, T. M.; PIMM, S. L. Breeding birds on small islands: Island biogeography or optimal foraging? **Journal of Animal Ecology**, v. 75, n. 2, p. 324–339, 2006.

SALGADO, C.; VASQUEZ, N. Clima. In: M. Bastos; C. H. Callado (Eds.); **O ambiente da Ilha Grande**. ' ed., p.7–20, 2009. Rio de Janeiro: CEADS.

SALVADOR-JR, L. F.; SILVA, F. A. Rapinantes diurnos em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica no alto rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão (Nova Série)**, v. 25, p. 53–65, 2009.

SANTOS, M. F. B.; CADERMATORI, C. V. Composição e abundância da avifauna em avifauna em quatro fitofisionomias de área rural pertencente ao domínio da mata atlântica no sul do Brasil. **Ciencia florestal**, v. 25, n. 2, p. 351–361, 2015.

SATTLER, T.; PEZZATTI, G. B.; NOBIS, M. P.; et al. Selection of Multiple Umbrella Species for Functional and Taxonomic Diversity to Represent Urban Biodiversity. **Conservation Biology**, v. 28, n. 2, p. 414–426, 2014..

SCARANO, F. R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**, 2015

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma floresta ombrófila densa em Blumenau, SC. **Floresta**, v. 36, n. 1, p. 59–74, 2006.

SCHUPP, EUGENE; HOWE, HENRY; AUGSPURGER, CAROL; LEVEY, D. Arrival and Survival in Tropical Treefall Gaps. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 562–564, 1989.

SEKERCIOGLU, C. H.; EHRLICH, P. R.; DAILY, G. C.; et al. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 99, n. 1, p. 263–267, 2002.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.

SIDDIG, A. A. H.; ELLISON, A. M.; OCHS, A.; VILLAR-LEEMAN, C.; LAU, M. K. How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 223–230, 2016.

SIGEL, B. J.; DOUGLAS ROBINSON, W.; SHERRY, T. W. Comparing bird community responses to forest fragmentation in two lowland Central American reserves. **Biological Conservation**, v. 143, n. 2, p. 340–350, 2010.

SILVEIRA, L. F.; DEVELEY, P. F.; PACHECO, J. F.; WHITNEY, B. M. Avifauna of the Serra das Lontras-Javi montane complex, Bahia, Brazil. **Cotinga**, v. 24, p. 45–54, 2005.

SILVEIRA, L. F.; STRAUBE, F. C. Aves ameaçadas de extinção no Brasil. In: Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Machado, A. B., Drummond, G. M. and Paglia, A. P. (Orgs). pp. 379-678. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 2008.

SIMBERLOFF, D. Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passe in the landscape era? **Biological Conservation**, v. 83, n. 3, p. 247–257, 1998.

SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C.; GURIES, R. P.; et al. Secondary Forest Succession in the Mata Atlantica, Brazil: Floristic and Phytosociological Trends. **International Scholarly Research Network ISRN Ecology**, v. 759893, n. 19, 2011.

SIMON, J. E.; LIMA, S. R.; CARDINALI, T. Comunidade de aves no Parque Estadual da Fonte Grande, Vitória, Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 1, p. 121–132, 2007.

MIKUSISKI, G.; GROMADZKI, M.; CHYLARECKI, A. Woodpeckers as Indicators of Forest Bird Diversity. **Conservation Biology**, v. 15, n. 1, p. 208–217, 2001.

SLOAN, S.; JENKINS, C. N.; JOPPA, L. N.; GAVEAU, D. L. A.; LAURANCE, W. F. Remaining natural vegetation in the global biodiversity hotspots. **Biological Conservation**, v. 177, p. 12–24, 2014.

- SNOW, D.; BONAN, A. Red-ruffed Fruitcrow (*Pyroderus scutatus*). In: J. Hoyo; A. Elliott; Sargatalj.; D. A. Christie; E. de Juana (Eds.); **Handbook of the Birds of the World Alive**, 2016. Barcelona: Lynx edition. Disponível em: (<http://www.hbw.com/node/57049> on 11 February 2016)
- SOARES, FERNANDA SILVA; NUNES, CRISTINE; SENNA, M. Distribuição espaço-temporal da precipitação na região hidrográfica da Baía da Ilha Grande - RJ. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 29, n. 1, p. 125–138, 2014.
- SOUZA, T. V.; LORINI, M. L.; ALVES, M. A. S.; CORDEIRO, P.; VALE, M. M. Redistribution of Threatened and Endemic Atlantic Forest Birds Under Climate Change. **Natureza e Conservação**, v. 9, n. 2, p. 214–218, 2011.
- STEHMANN J, FORZZA RC, SOBRAL M, KAMINO LHY. Plantas da Floresta Atlântica. Jardim Botânico do Rio de Janeiro Press, Rio de Janeiro, 516 p.2009
- STILES, F. G.; ROSSELLI, L. Consumption of Fruits of the Melastomataceae by Birds : How Diffuse Is Coevolution ? **Vegetatio**, v. 107, p. 57–73, 1993.
- STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. O. Use of Amazonian Forest Fragments by Understory Insectivorous Birds. **Ecology**, v. 76, n. 768, p. 2429–2445, 1995a.
- STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. O. Effects of Forest Fragmentation on Understory Hummingbirds in Amazonia Brasil. **Conservation Biology**, 1995b.
- STRATFORD, J. A.; STOUFFER, P. C. Local Extinctions of Terrestrial Insectivorous Birds in a Fragmented Landscape near Manaus, Brazil. **Conservation Biology**, v. 13, n. 6, p. 1416–1423, 1999.
- STRATFORD, J. A.; STOUFFER, P. C. Microhabitat associations of terrestrial insectivorous birds in Amazonian rainforest and second-growth forests. **Journal of Field Ornithology**, v. 84, n. 1, p. 1–12, 2013.
- STRATFORD, J. A.; STOUFFER, P. C. Forest fragmentation alters microhabitat availability for Neotropical terrestrial insectivorous birds. **Biological Conservation**, v. 188, p. 109–115, 2015.
- STRAUBE, F. C.; URBEN-FILHO, A. Observações sobre a avifauna de pequenos remanescentes florestais na região noroeste do Paraná (Brasil). **Atualidades Ornitológicas**, 123. 2005.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 59, n. 2, p. 251–261, 1999.
- TEWKSBURY, J. J.; GARNER, L.; GARNER, S.; et al. Tests of landscape influence: nest predation and brood parasitism in fragmented ecosystems. **Ecology**, v. 87, n. 3, p. 759–768, 2006.
- THIOLLAY, J.-M. Influence of Selective logging on bird species diversity in a Guianan Rain Forest. **Conservation Biology**, v. 6, n. 1, p. 47–63, 1992.

THORN, S.; WERNER, S. A. B.; WOHLFAHRT, J.; et al. Response of bird assemblages to windstorm and salvage logging — Insights from analyses of functional guild and indicator species. **Ecological Indicators**, v. 65, p. 142–148, 2016.

TOBIAS, J. A.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H.; VARGAS, F. H. Bird conservation in tropical ecosystems. **Key Topics in Conservation Biology 2**. Oxford: John Wiley e Sons. p.258–276, 2013.

TOLEDO, L. F.; BECKER, C. G.; HADDAD, C. F. B.; ZAMUDIO, K. R. Rarity as an indicator of endangerment in neotropical frogs. **Biological Conservation**, v. 179, p. 54–62, 2014.

TURNER, I. M. Species loss in fragments rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, n. 2, p. 200–209, 1996.

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**, v. 17, n. 8, p. 1907–1922, 2008.

UFRRJ/IF. Plano Diretor do Parque Estadual da Ilha Grande. Convênio Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (Instituto de Florestas), Instituto Estadual de Florestas e Pró-Natura, Rio de Janeiro, 1993.

URBAN, N. A.; SWIHART, R. K.; MALLOY, M. C.; DUNNING, J. B. Author's personal copy Improving selection of indicator species when detection is imperfect. **Ecological Indicators**, v. 15, p. 188–197, 2012.

VASCONCELOS, M. F.; NETO, S. D. First assessment of the avifauna of Araucária forests and other habitats from extreme southern Minas Gerais, Serra da Mantiqueira, Brazil, with notes on biogeography and conservation. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 49, n. 3, p. 49–71, 2009.

VECCHI, M.; ALVES, M. Bird assemblage mist-netted in an Atlantic Forest area: a comparison between vertically-mobile and ground-level nets. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 3, p. 742–751, 2015.

Veloso, H.P.; Rangel-Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro, IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 124 p. 1991

VIDAL, M. M.; HASUI, E.; PIZO, M. A.; et al. Frugivores at higher risk of extinction are the key elements of a mutualistic network. **Ecology**, v. 95, n. 12, p. 3440–3447, 2014.

VOLPATO, G. H.; ANJOS, L.; POLETTO, F.; et al. Terrestrial passerines in an Atlantic forest remnant of Southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2a, p. 473–478, 2006.

WALKER, B. Conserving Biological Diversity through Ecosystem Resilience. **Conservation Biology**, v. 9, n. 4, p. 747–752, 1995.

WALKER, B.; STOTZ, D.; PEQUENO, T.; FITZPATRICK, J. Birds of the Manu Biosphere Reserve. **Fieldiana Zoology**, v. 110, p. 23–49, 2006.

WILLIAMS, P. H.; GASTON, K. J. Measuring more of biodiversity: Can higher-taxon richness predict wholesale species richness? **Biological Conservation**, v. 67, n. 3, p. 211–217, 1994.

WILLIS, E. O. Birds of a eucaliptos woodlot in interior São Paulo. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 1, p. 141–158, 2003.

WILLIS, E. Populations and Local Extinctions of Birds on Barro Colorado Island , Panama. **Ecological Monographs**, v. 44, n. 2, p. 153–169, 1974.

Willis, E.O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papeis Avulsos de Zoologia** v.33,n.; p. 1–25. 1979

WILLIS, E. O.; ONIKI, Y. Birds of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil: Do humans add or subtract species? **Papeis Avulsos de Zoologia**, v. 42, n. 9, p. 193–264, 2002.

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

WILLIS, E.; YOSHIKA, O. Birds an Army Ants. **Annual Review of Ecology and Systematics**1, v. 9, p. 243–263, 1978.

WRIGHT, S. J.; MULLER-LANDAU, H. C. The Future of Tropical Forest Species1. **Biotropica**, v. 38, n. 3, p. 287–301, 2006.

WUNDERLE, J. M.; WILLIG, M. R.; MAGALLI, L.; HENRIQUES, P. Avian distribution in treefall gaps and understorey of terra firme forest in the lowland Amazon. **Ibis**, v. 147, p. 109–129, 2005.

ZACHOS, F.E.; HABEL, J.C. Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas. **SPRINGER, HEIDELBERG**. 511 p. 2011

ZURITA, G. A.; BELLOCQ, M. I. Pérdida Y Fragmentación De La Selva Paranaense: Efectos Sobre Las Aves Rapaces Diurnas. **Hornero**, v. 22, n. 2, p. 141–147, 2007.

APÊNDICE A - Presença das plantas indicadoras de alta qualidade, das pioneiras e das exóticas, que categorizaram os três ambientes de sucessão ecológica

Tabela 4: Presença das plantas indicadoras de alta qualidade, das pioneiras e das exóticas, que categorizaram os três ambientes de sucessão ecológica (Preservado, PR) (Secundário Maduro, SM) (Secundário Imaturo, SI) na Ilha Grande, RJ.

Parcela	Plantas						
	<i>Pradosia kuhlmanii</i>	<i>Virola gardnerii</i>	<i>Miconia cinnamifolia</i>	<i>Miconia prasina</i>	<i>Artocarpus heterophyllus</i>	<i>Musa paradisiaca</i>	<i>Bambusa sp.</i>
PR1	X						
PR2		X					
PR3	X						
PR4	X						
PR5	X						
PR6	X						
PR7		X					
PR8	X						
SM1			X+				
SM2			X+				
SM3			X+				
SM4			X+	X+			
SM5							
SM6			X+	X+			
SM7			X+	X+			
SM8			X+	X+			
SI1							X
SI2			X-	X-			
SI3			X-	X-			
SI4					X		X
SI5						X	X
SI6				X-	X	X	X
SI7			X-	X-	X	X	X
SI8			X-	X-	X		X

X+: Presença de *M. cinnamifolia* e *M. prasina* com DAP >28cm

X-: Presença de *M. cinnamifolia* e *M. prasina* com DAP <28cm

Fonte: Martin VALLEJOS, 2016

APÊNDICE B - Registros das espécies de aves do presente estudo com espécies indicadoras na Ilha Grande, RJ

Tabela 5: Registros das espécies de aves do presente estudo com espécies indicadoras na Ilha Grande, RJ. A tabela identifica: Espécies Endêmicas (E) (Bencke et al. 2006), Valor do *IndVal* para cada categoria PR (Ambiente preservado), SM(Secundário Maduro), SI(Secundário Imaturo); Nível de categoria de ameaça global (G1, UICN 2016), Nacional(BR,ICMBIO 2016) e regional (RJ, Alves et al. 2000) em (Em perigo), VU (Vulnerável). Nível taxonômico segundo SACC 2016.

FAMILIA/Espécies	IndVal			Abundância			Ameaçados		
	PR	SM	SI	PR	SM	SI	GL	BR	RJ
<i>TINAMIDAE</i>									
<i>Tinamus solitarius</i>	0,78	0,54	-	1,88	1,35	-			EN
<i>ODONTOPHORIDAE</i>									
<i>Odontophorus capueira</i> (E)	0,5	-	-	0,5	-	-			
<i>CATHARIDAE</i>									
<i>Coragyps atratus</i>	-	-	0,35	-	-	0,1			
<i>ACCIPITRIDAE</i>									
<i>Rupornis magnirostris</i>	-	-	0,5	-	-	0,4			
<i>Buteogallus lacernalutatus</i> (E)	-	0,35	-	-	0,11	-	VU	VU	VU
<i>Harpagus diodon</i>	-	0,35	-	-	0,11	-			
<i>Spyzaetus tyrannus</i>	0,35	0,35	-	0,09	0,23	-			
<i>RALLIDAE</i>									
<i>Aramides cajanea</i>	-	0,12	0,67	-	0,11	0,8			
<i>COLUMBIDAE</i>									
<i>Patagioenas cayennensis</i>	-	0,22	0,47	-	0,68	0,9			
<i>Patagioenas plumbea</i>	0,68	0,59	0,41	4,27	3,6	1,81			
<i>Leptotilia verreauxi</i>	-	-	0,61	0	0	0,5			
<i>Leptotilia rufaxilla</i>	0,13	0,18	0,625	0,1	0,34	0,5			
<i>Geotrygon montana</i>	0,285	0,4	0,42	0,5	1,13	0,8			
<i>CUCULIDAE</i>									
<i>Piaya cayana</i>	0,4	0,52	0,45	0,79	1,01	0,8			
<i>CAPRIMULGIDAE</i>									
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	-	0,35	-	-	0,11	-			
<i>APODIDADE</i>									
<i>Streptoprocne zonaris</i>	0,56	-	0,2	0,99	-	0,2			
<i>Chaetura meridionalis</i>	0,16	0,37	0,63	0,2	0,9	1,0			

<i>TROCHILIDADE</i>									
<i>Thalurania glaucopis (E)</i>	0,5	0,5	0,65	1,69	1,91	2,51			
<i>TROGONIDADE</i>									
<i>Trogon viridis</i>	0,49	0,57	0,59	1,49	2,48	1,91			
<i>MOMOTIDAE</i>									
<i>Baryphthengus ruficapillus (E)</i>	0,6	0,25	0,14	0,69	0,34	0,2			
<i>RAMPHASTIDAE</i>									
<i>Selenidera maculirostris (E)</i>	0,82	0,3	-	1,29	0,45				
<i>PICIDADE</i>									
<i>Colaptes melanochloros</i>	-	0,5	-	-	0,23				
<i>Verniliornis maculifrons (E)</i>	0,456	0,31	0,41	0,5	0,34	0,4			
<i>Dryocopus lineatus</i>	0,38	0,61	0,32	0,99	2,14	0,7			
<i>Picumnus cirratus</i>	0,3	0,15	0,81	0,5	0,5	1,41			
<i>FALCONIDAE</i>									
<i>Milvago chimachima</i>	-	0,18	0,31	-	0,11	0,3			
<i>PSITTACIDAE</i>									
<i>Pyrrhura frontalis(E)</i>	0,54	0,44	0,48	3,37	3,04	2,71			
<i>Brotogeris tirica (E)</i>	0,62	0,4	0,34	3,47	2,03	1,61			
<i>Forpus xanptopterygius</i>	0,24	0,29	0,5	0,6	1,46	1,91			
<i>Amazona rhodocoryta (E)</i>	0,31	0,48	0,556	2,98	2,7	2,21	EN	VU	VU
<i>Pionopsitta pileata (E)</i>	0,5	-	-	0,6	-	-			
<i>Amazona farinosa</i>	0,67	0,39	0,15	1,98	1,69	0,3			VU
<i>THAMNOPHILIDAE</i>									
<i>Myrmotherula unicolor (E)</i>	0,5	0,44	0,58	1,29	1,13				
<i>Terenura maculata (E)</i>	0,665	0,39	0,11	0,5	0,23	1,51			
<i>Herpsilochmias rufimarginatus</i>	0,42	0,6	0,63	2,18	3,83	3,71			
<i>Rhopias gularis (E)</i>	0,67	0,4	0,11	1,29	0,79	0,2			
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0,58	0,4	0,43	2,28	1,46	1,51			
<i>Pyriglena leucoptera (E)</i>	0,67	0,51	0,43	2,88	2,36	1,61			
<i>Drymophila squamata (E)</i>	0,245	0,65	0,64	0,89	2,7	2,31			
<i>Drymophila ferruginea (E)</i>	0,24	0,65	-	1,2	0,45	-			
<i>CONOPOPHAGIDAE</i>									

<i>Conopophaga melanops</i>	0,63	0,37	0,61	3,67	2,59	3,51
(E)						
GRALLARIDAE						
<i>Grallaria varia</i>	0,6	0,19	-	0,5	0,23	-
FORMICARIDAE						
<i>Chamaeza campanisona</i>	0,92	0,07	-	2,08	0,11	-
FURNARIDAE						
<i>Sclerurus scansor</i> (E)	0,59	0,57	0,28	0,99	1,24	0,4
<i>Dendrocincla turdina</i> (E)	0,66	0,58	0,41	2,28	2,14	1,2
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	0,71	0,52	0,33	1,98	1,35	0,7
(E)						
<i>Philydor atricapillus</i> (E)	0,51	0,58	0,45	1,19	1,46	0,9
<i>Cichlocolaptes</i>	0,61	-	-	0,4	-	-
<i>leucophrus</i> (E)						
<i>Anabacerthia</i>	-	0,35	-	-	0,23	-
<i>lichtensteini</i> (E)						
<i>Philydor rufum</i>	0,67	0,37	0,3	1,59	0,68	0,5
<i>Lochmias nematura</i>	-	-	0,35	-	-	0,2
TYRANNIDAE						
<i>Phyllomyias brumensteri</i>	-	0,35	-	-	0,23	-
<i>Mionectes rufiventris</i> (E)	0,456	0,41	0,35	0,89	1,01	0,9
<i>Leptopogon</i>	0,33	0,61	0,64	1,09	2,03	2,01
<i>amaurocephalus</i>						
<i>Platyrrinchus mistaceus</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Myiodinastes maculatus</i>	0,35	-	-	0,1	-	-
<i>Myiozetetes similis</i>	0,1	0,36	0,78	0,2	0,68	1,71
<i>Pitangus sulphuratus</i>	-	0,1	0,76	-	0,11	1,10
<i>Megarrynchus pitangua</i>	0,24	0,47	0,51	0,4	0,68	0,7
<i>Empidonomus varius</i>	-	0,45	0,34	-	0,79	0,6
<i>Tyrannus melancholicus</i>	0,23	-	0,38	0,3	-	0,4
<i>Rhytipterna simplex</i>	0,55	0,55	0,48	1,29	1,46	1,1
<i>Myiarchus swainsonii</i>	0,35	-	-	0,2	-	-
<i>Myiarchus ferrox</i>	0,29	0,14	0,43	0,2	0,11	0,3
<i>Sirystes silbilator</i>	0,45	0,16	-	0,4	0,11	-
<i>Atila rufus</i> (E)	0,5	0,6	0,44	1,19	1,91	1,31
OXYRUNCIDAE						
<i>Oxyruncus cristatus</i>	0,8	-	-	0,89	-	-
COTINGIDAE						
<i>Procnias nudicollis</i> (E)	0,75	0,23	0,19	1,79	0,68	0,4
<i>Lipaugus lanioides</i> (E)	0,94	0,156	0,05	3,57	0,45	-

<i>Pyroderus scutatus</i>	0,48	0,18	0,41	0,6	0,45	0,5	VU
<i>PIPRIDAE</i>							
<i>Chiroxiphia caudata (E)</i>	0,51	0,58	0,63	3,67	6,31	5,72	
<i>TITYRIDAE</i>							
<i>Pachyramphus validus</i>	-	-	0,5	-	-	0,6	
<i>Pachyramphus castaneus</i>	0,56	0,25	0,125	0,5	0,23	0,1	
<i>VIREONIDAE</i>							
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0,66	0,44	0,55	3,47	2,48	2,41	
<i>Hylophilus thoracicus</i>	-	-	0,5	-	-	0,2	
<i>Vireo olivaceus</i>	0,37	0,59	0,68	1,69	3,72	4,42	
<i>HIRUNDINIDAE</i>							
<i>Stelgyopteryx ruficollis</i>	-	0,3	0,19	-	0,56	0,2	
<i>TROGLODYTES</i>							
<i>Troglodytes aedon</i>	-	-	0,35	-	-	0,1	
<i>Cantorchilus longirostris</i>	0,33	0,57	0,73	1,59	4,17	5,92	
<i>TURDIDAE</i>							
<i>Turdus flavipes</i>	0,4	0,38	0,48	1,09	1,46	1,41	
<i>Turdus leucomelas</i>	-	0,25	0,91	-	1,01	2,51	
<i>Turdus rufiventris</i>	-	0,11	0,67	-	0,11	0,9	
<i>Turdus amaurochalinus</i>	-	-	0,61	-	-	0,4	
<i>Turdus albicollis</i>	0,65	0,46	0,51	2,68	2,03	1,91	
<i>THRAUPIDAE</i>							
<i>Coereba flaveola</i>	0,54	0,58	0,54	2,48	3,72	2,91	
<i>Lanio melanops</i>	0,56	0,46	0,34	1,59	1,46	0,9	
<i>Tachyphonus coronatus</i>	0,14	0,14	0,72	0,2	0,23	0,9	
(E)							
<i>Tachyphonus cristatus</i>	0,125	0,43	0,43	0,2	0,9	0,6	
<i>Ramphocelus</i>	0,065	0,32	0,81	0,2	1,58	4,52	
<i>bresilius(E)</i>							
<i>Thraupis ornata (E)</i>	-	0,176	0,43	-	0,11	0,3	
<i>Thraupis palmarum</i>	0,08	0,22	0,85	0,2	0,56	3,21	
<i>Thraupis sayaca</i>	0,06	0,3	0,89	0,1	0,79	2,61	
<i>Thraupis cyanoptera (E)</i>	0,84	0,22	-	1,59	0,45	-	
<i>Tangara cyanocephala</i>	0,34	0,44	0,34	0,79	1,13	0,8	
(E)							
<i>Dacnis cayana</i>	0,1	0,2	0,53	0,1	0,23	0,9	
<i>Tersina viridis (E)</i>	0,5	-	-	-	-	0,2	
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	-	-	0,5	0,3	-	-	
(E)							

<i>Sporophila falcirostris</i> (E)	-	-	0,5	-	-	0,3	VU	VU	EN
<i>Sporophila frontalis</i> (E)	0,25	-	0,25	0,1	-	0,1	VU	VU	EN
INCERTAE SEDIS	0	0	0						
<i>Saltator similis</i> (E)	0,81	0,25	0,09	3,17	0,79	0,3			
PARULIDAE	0	0	0						
<i>Setophaga pitiyaumi</i>	0,6	0,4	0,15	1,79	1,24	0,3			
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0,66	0,48	0,18	2,58	2,14	0,7			
FRINGILIDAE	0	0	0						
<i>Euphonia violacea</i>	0,35	0	0	0,1	0				
<i>Euphonia chlorotica</i>	0	0	0,5	0	0	0,2			

APÊNDICE C: Localização geográfica das parcelas.

Tabela 6: Localização geográfica das parcelas (coordenadas UTM), denominados segundo a categorização de ambientes de sucessão e as parcelas que são parte Modulo Oeste (MO) e Modulo Leste (ML) do projeto RAPELD.

Parcela	Sul	Oeste	RAPELD	Denominação na grade	Altitude da parcela (m)
PR1	583105	7438208	ML	L2-3500	430
PR2	583100	7440616	ML	L2-1500	420
PR3	583037	7439153	ML	L2-2500	720
PR4	584176	7439283	ML	L1-2500	382
PR5	583570	7440608			250
PR6	583371	7439985			450
PR7	582840	7438777			700
PR8	581280	7436525			250
SM1	584021	7441181	ML	L1-4500	144
SM2	583022	7437100			182
SM3	584104	7440153	ML	L1-500	271
SM4	583821	7441672			207
SM5	571150	7438932			190
SM6	571837	7438050	MO	O2-3650	120
SM7	570999	7439558			254
SM8	584030	7441252	ML	L1-3500	140
SI1	570837	7438200	MO	O1-3500	49
SI2	583817	7437684	ML	L1-3500	250
SI3	587002	7440757			200
SI4	569671	7440543			48
SI5	570689	7440357	MO	O1-1500	192.
SI6	582505	7435933			5
SI7	581689	7435408			60
SI8	584238	7436614			115

Fonte: MARTIN VALLEJOS, 2016