



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

ANDREA LARISSA BOESING

**QUAL O VALOR DAS FLORESTAS SECUNDÁRIAS E
REFLORESTAMENTOS PARA A CONSERVAÇÃO DAS
AVES DE SUB-BOSQUE DA MATA ATLÂNTICA? UM
ESTUDO DE CASO NO SUL DO BRASIL**

ANDREA LARISSA BOESING

**QUAL O VALOR DAS FLORESTAS SECUNDÁRIAS E
REFLORESTAMENTOS PARA A CONSERVAÇÃO DAS
AVES DE SUB-BOSQUE DA MATA ATLÂNTICA? UM
ESTUDO DE CASO NO SUL DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina como requisito parcial à obtenção do grau e título de mestre.

Professor Orientador: Dr. Luiz dos Anjos.

Londrina
2012

**Catálogo elaborado pela Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central da
Universidade Estadual de Londrina**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

B672q Boesing, Andrea Larissa.
Qual o valor das florestas secundárias e reflorestamentos para a conservação das aves de sub-bosque da Mata Atlântica? Um estudo de caso no sul do Brasil / Andrea Larissa Boesing. – Londrina, 2012.
74 f. : il.

Orientador: Luiz dos Anjos.
Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2012.
Inclui bibliografia.

1. Aves – Mata Atlântica – Teses. 2. Aves – Florestas tropicais – Teses. 3. Avifauna – Teses. 4. Reflorestamento – Teses. I. Anjos, Luiz dos. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 598.2



COORDENADORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
DIRETORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO
Divisão de Admissão e Registro

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
BIOLÓGICAS

DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Discente: Andréa Larissa Boesing

Título: "Qual o valor das florestas secundárias e reflorestamentos para a conservação das aves de sub-bosque da Mata Atlântica? Um estudo de caso no sul do Brasil".

Data da Defesa: 19 de março de 2012 - 14:00 hs, na sala de aula do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas do Centro de Ciências Biológicas, desta Universidade.

Banca Examinadora

Parecer

Dr. Luiz dos Anjos

Aprovada

Dr. Jean Paul Walter Metzger

Aprovada.

Dr. José Marcelo Domingues Torezan

APROVADA

Parecer Final

Aprovada

Dr. Luiz dos Anjos

Dr. Jean Paul Walter Metzger

Dr. José Marcelo Domingues Torezan

Dedico a vocês, amável mãe, adorável pai...

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, com muito amor e gratidão eu agradeço aos amores da minha vida, Cila (*in memoriam*) e Hilário, os incentivadores e torcedores mais assíduos dos meus sonhos, que sempre apoiaram e incentivaram incondicionalmente todas as minhas decisões. Que sempre compreenderam minha ausência em muitos momentos, que aguentaram com preocupação minhas saídas a campo, que foram meu porto seguro durante toda essa caminhada;

Agradeço imensamente ao meu adorável pai Hilário, e também ao meu irmão Wilson, por toda parceria, por me acompanharem em campo... por se empolgarem igualmente a cada nova espécie...e minha adorável mãe, que tanto se preocupava, que sempre me levava para os campos sem nem reclamar...e que tanto queria estar presente no dia de hoje, mas infelizmente não é mais possível;

Agradeço em especial ao meu Orientador Professor Dr. Luiz dos Anjos, por me acolher no Laboratório de Ornitologia e Bioacústica da UEL, por esses anos de trabalho e convívio e por todo aprendizado e aspirações;

Agradeço a minha não só Professora, mas também amiga Daniela R. Holdefer, exemplo de mulher, de mãe e de profissional, que foi o alicerce do meu início na pesquisa científica, e um dos meus grandes exemplos a serem seguidos;

Ao meu irmão por escolha Leandro (Leleco), o qual sempre esteve presente em minha vida desde que cheguei em Londrina, incentivando e apoiando minhas aspirações e dividindo bons e não tão bons momentos; à minha querida amiga Jézili, que entre tropeços e acertos e alguns desentendimentos ao longo dos anos, sempre esteve presente nos momentos mais difíceis da

minha vida; e a minha querida amiga Rafaela, que auxiliou durante algumas fases de campo e com sua alegria, deixava os campos menos exaustivos;

Aos amigos passarinhólogos de perto Paulo César, Tiago, Gabriela, Gabriel, Fernanda, Thais, Priscila, Willian, Camila, Sáuria, com os quais convivi este tempo dividindo o laboratório, passarinhadas e bons momentos; e também aos amigos passarinhólogos de longe, Wagner, Leandro, Glauco, Marcelo, Rodrigo, Bruno e Beier, que sempre dispostos estão a ajudar, a tirar dúvidas e a dar apoio, independente da situação;

Ao Prof. Mauricio Osvaldo Moura, que me auxiliou prontamente nas primeiras análises estatísticas; assim como ao amigo João Fernando, que em muitos momentos me socorreu com softwares ou no entendimento de algumas análises; à Professora Sandra Maria Hartz (UFRS) e ao Professor José Flavio Cândido-Junior (UNIOESTE) pela avaliação inicial da Pré-banca.

Aos professores Jean Paul Walter Metzger (USP) e José Marcelo Domingues Torezan (UEL) pela disponibilidade em participar da banca examinadora e pelas valiosas sugestões e críticas, que ajudaram a melhorar este trabalho.

Aos funcionários do ICMBio da Floresta Nacional de Três Barras, por todo suporte logístico e concessão da áreas para o estudo, em especial Artur, Eliane e Ado, com quem tive muito convívio e dividimos bons momentos na Unidade; igualmente agradeço aos funcionários da APREMAVI, responsáveis pela administração da RPPN Serra do Lucindo, em especial Edgold e Edilaine.

Agradeço ao Sr. João Maria Ribeiro e a sua família, que tanto ajudaram nas “expedições” na RPPN, não só no trabalho braçal, mas também com companhia nos fins de tarde e preocupação com meu paradeiro;

À Universidade Estadual de Londrina, ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas e aos demais professores da UEL, os quais proporcionaram toda estrutura de aprendizado; e à CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

“E todos estes que aí estão atravancando o meu caminho, eles passarão...
Eu, passarinho...”

(Mario Quintana)

BOESING, Andrea Larissa. **Qual o valor das florestas secundárias e reflorestamentos para a conservação das aves de sub-bosque da Mata Atlântica? Um estudo de caso no sul do Brasil.** 2012. 74f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2012.

RESUMO

Foi avaliado o potencial de ocupação das aves de sub-bosque em ocupar florestas secundárias e reflorestamentos com *Araucaria angustifolia* usando Pontos de Escuta. Uma floresta madura (P), duas florestas secundárias (S1, S2) e dois reflorestamentos (R1, R2) foram amostrados em Floresta Ombrófila Mista, no sul do Brasil, entre os meses de Outubro de 2010 e Março de 2011. Um índice do Potencial de Ocupação (PO) foi elaborado e calculado para cada espécie, baseado na abundância relativa. Um total de 124 espécies de aves de sub-bosque foi registrado, sendo que a maior riqueza específica se deu em P (100); 72% das espécies registradas em P foram também registradas nas florestas perturbadas (67 em S1, 57 em S2, 69 em R1 e 64 em R2). Todas as guildas alimentares foram afetadas nas florestas perturbadas ($p < 0.05$), exceto as aves escaladoras-de-tronco-e-galho ($p > 0.05$). Insetívoros terrestres foram exclusivos da floresta madura. O PO ($n = 100$) das florestas perturbadas estudadas variou entre as espécies: no geral, 27 espécies apresentaram PO alto, 32 PO baixo, 14 PO intermediário e 28 PO restrito; 32 espécies detêm o mesmo potencial de ocupação tanto em florestas secundárias quanto nos reflorestamentos e 40 espécies mostraram variação no PO. Espécies comuns ($G = 0.38$, $p = 0.008$), de baixa sensibilidade à fragmentação ($G = 0.36$, $p = 0.01$) e que usam mais que três tipos florestais ($G = 0.35$, $p = 0.02$) caracterizam o perfil das espécies com maior PO em florestas perturbadas. Tanto florestas secundárias quanto reflorestamentos com Araucária podem ser usados como ferramenta para aumentar a conectividade na paisagem para muitas espécies de aves. Entretanto, muitas espécies podem ser consideradas especialistas de florestas maduras e incapazes de utilizar estes habitats perturbados.

Palavras-chave: Florestas perturbadas. *Araucaria angustifolia*. Reflorestamentos. Persistência. Potencial de Ocupação. Conectividade.

BOESING, Andrea Larissa. **What the value of secondary forests and plantations on the conservation of understory birds in the Atlantic Forest? A study case in southern Brazil.** 2012. 74f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2012

ABSTRACT

We evaluated the potential of the understory birds to occupy secondary forests and *Araucaria* plantations using point counts. One area of pristine forest (P), two of secondary forest (S1, S2), and two of *Araucaria* plantations (R1, R2) were sampled at southern Brazil from October 2010 to March 2011. An index on potential of occupancy (PO) of disturbed areas was developed, based in the relative abundance and, it was calculated for each bird species. 124 bird species were recorded in total. The highest richness was found in P (100 species). 72% of the species recorded in P was also found in the other studied disturbed forests (67 in S1, 57 in S2, 69 in R1, and 64 in R2). All bird guilds were affected in disturbed areas ($p < 0.05$) except the climber-insectivores ($p > 0.05$). The terrestrial-insectivores were exclusive of pristine forest. The potential of occupancy of the studied disturbed areas varied among the species. We considered that, in general, 27 species had high PO, 14 had intermediate values of PO, 32 had low PO, and 28 had restricted PO. 32 species had similar PO for both secondary forests and *Araucaria* plantations but 40 species had different values. Species which are common ($G = 0.38$, $p = 0.008$), with lower sensitivity to fragmentation ($G = 0.36$, $p = 0.01$) and, that use more than three forest types ($G = 0.35$, $p = 0.02$) make up the species profile with higher potential to occupy disturbed forests. Both secondary forests and *Araucaria* plantations may be an useful tool to increase connectivity in fragmented areas for many bird species. However, we pointed out that several species could be considered habitat specialist of pristine forest and for them those disturbed habitats are not useful.

Keywords: Disturbed forests. *Araucaria angustifolia*. Plantations. Persistence. Potential of occupation. Connectivity.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Localização das áreas de estudo no planalto norte do estado de Santa Catarina em abrangência da floresta Ombrófila Mista, sul do Brasil..... 27
- Figura 2** - Perfil esquemático das situações de sub-bosque encontrado nas áreas de estudo em floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil..... 29
- Figura 3** - Esquemática da distribuição dos pontos amostrais pelo Método de Contagem por Pontos de Raio Curto com raio de detecção de 50m utilizado para o registro das espécies em floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil..... 30
- Figura 4** - Curvas de rarefação de espécies em relação ao número de contatos nas cinco áreas amostradas em floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil 34
- Figura 5** - Correlação entre o Potencial de Ocupação (PO) das espécies nas florestas secundárias (S1 e S2) e nos reflorestamentos com *Araucaria angustifolia* (R1 e R2) obtido nas áreas de estudo em abrangência da floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil 38
- Figura 6** - Correlação entre o Potencial de Ocupação (PO) das espécies nas florestas secundárias e nos reflorestamentos com *Araucaria angustifolia* obtido nas áreas de estudo em abrangência da floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil..... 40

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Número de contatos, número espécies e valores de riqueza estimada pelo estimador Chao1 em cada área de estudo, em abrangência da floresta Ombrófila Mista, sul do Brasil 34
- Tabela 2** - Variação no número de espécies e no número de contatos por ponto de escuta entre as áreas amostradas em abrangência da floresta Ombrófila Mista, no sul do Brasil 35
- Tabela 3** - Média (SD) do número de espécies por guilda e por hábito alimentar registradas por ponto de escuta nas áreas estudadas, em abrangência da floresta Ombrófila Mista, sul do Brasil 36
- Tabela 4** - Número de espécies de acordo com o PO (potencial de ocupação) e respectivas categorias de classificação ecológica registradas nas áreas de estudo em abrangência da floresta Ombrófila Mista, sul do Brasil 39

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	14
REFERÊNCIAS	18
QUAL O VALOR DAS FLORESTAS SECUNDÁRIAS E REFLORESTAMENTOS PARA A CONSERVAÇÃO DAS AVES DE SUB-BOSQUE DA MATA ATLÂNTICA? UM ESTUDO DE CASO NO SUL DO BRASIL	23
RESUMO	23
1 INTRODUÇÃO	23
2 MATERIAL E MÉTODOS	25
2.1 ÁREAS DE ESTUDO	25
2.2 MÉTODO DE CAMPO	29
2.3 ANÁLISES DE DADOS E COMENTÁRIOS ADICIONAIS	30
3 RESULTADOS	33
4 DISCUSSÃO	40
5 AGRADECIMENTOS	45
REFERÊNCIAS	45
APÊNDICES	60
APÊNDICE A - Imagens do sub-bosque das áreas de estudo em abrangência da Floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil: A: Floresta secundária (S1; FNT); B: Floresta Secundária (S2; FTH); C: Reflorestamento com Araucaria angustifolia (R1; FNT); D: Reflorestamento com A. angustifolia (R2; FNT); E: Floresta Madura (P; RSL)	61

APÊNDICE B - Lista em ordem taxonômica (CBRO, 2010) das espécies de aves de sub-bosque registradas com o método de Pontos de escuta nas cinco áreas de estudo em abrangência da floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil. IPA (Índice Pontual de Abundância). P (mata madura); S1, S2 (florestas secundárias); R1, R2 (reflorestamentos com <i>Araucaria angustifolia</i>).....	62
APÊNDICE C - Ranqueamento do Potencial de Ocupação (PO) das espécies em florestas secundárias e reflorestamentos com <i>Araucaria angustifolia</i> em Floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil. Florestas secundárias (S1, S2), Reflorestamentos com <i>Araucaria angustifolia</i> (R1, R2). Geral (média obtida entre o PO das espécies nas quatro situações estudadas S1, S2, R1, R2). Categorias de PO: A (alto), I (intermediário), B (baixo) e R (restrito). Espécies sublinhadas indicam mesmo PO entre florestas secundárias e reflorestamentos; # Ranqueamento do PO das espécies.....	66
APÊNDICE D - Espécies de aves de sub-bosque registradas nos cinco locais de estudo em Floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil e respectivas categorias de classificação ecológica. Ordem: passeriformes oscines, passeriformes suboscines e não-passeriformes (AOU, 1998); Raridade: comum, razoavelmente comum, rara (Parker III et al., 1996); Sensibilidade: baixa, média e alta (Parker III et al., 1996); Hábito alimentar (Ridgely & Tudor, 1989, 1994): Fru (Frugívoro), Ins (Insetívoro), Gra (Granívoro), Oni (Onívoro), Nec (Nectarívoro); Guilda (Ridgely & Tudor, 1989, 1994): Fru-arb (Frugívoros-arbóreos), Fru-ins (Frugívoros-insetívoros), Gra-inf (Granívoros-de-estrato-inferior), Gra-ter (Granívoros-terrestres), Ins-fru (Insetívoros-frugívoros), Ins-car (Insetívoros-carnívoros), Ins-arb (Insetívoros-arbóreos), Ins-ter (Insetívoros-terrestres), Ins-int (Insetívoros-escaladores-de-galho-interno), Ins-esc (Insetívoros-escaladores-de-tronco-e-galho), Ins-inf (Insetívoro-de-estrato-inferior); Endemismos (Bencke et al., 2006): EN (endêmicas) e N (Não-endêmicas); Flexibilidade no uso de florestas (1 a 2, 3 a 4, 5 a 6; Parker III et al., 1996); Massa corporal (gr; Dunning, 2008); Distribuição Geográfica (km ² ; BirdLife International, 2011).....	70

INTRODUÇÃO GERAL

A destruição de habitats naturais decorrente das atividades humanas é hoje a principal causa da perda de biodiversidade nos trópicos (Dirzo & Raven, 2003; Sodhi et al., 2009). Como a biodiversidade não está distribuída de forma homogênea no Planeta, a destruição de habitats em áreas ricas em biodiversidade pode ter um efeito desproporcional sobre a perda de espécies (Dirzo & Raven, 2003). Florestas submetidas a distúrbios de origem antrópica sofrem modificações nos padrões estruturais originais da vegetação (Hawthorne, 1996; Aleixo, 1999; Protomastro, 2001), diminuem a oferta de recursos alimentares (Blake & Loiselle, 1991; Terborgh, 1992; Stratford & Robinson, 2005) e forçam a desestruturação das comunidades animais, especialmente nas comunidades de aves (Brown et al., 2001; Lindell et al., 2007).

A maior concentração da diversidade biológica ocorre ao longo dos trópicos (Myers et al., 2000; Brooks et al., 2002). Entre estas áreas ricas em endemismos e fortemente ameaçadas pelo homem está o bioma Mata Atlântica, considerado um dos principais *hotspots* de biodiversidade do planeta e uma das atuais prioridades para conservação nos trópicos (Myers et al., 2000; Brooks et al., 2002). O bioma Mata Atlântica apresenta um cobertura florestal altamente dinâmica (Teixeira et al., 2009) e um antigo histórico de distúrbios (Dean, 1996; Gallindo-Leal & Câmara, 2003), estendendo-se da costa continental brasileira, à nordeste da Argentina e Paraguai oriental (Fonseca, 1985; Biodiversity hotspots, 2012). Nesta região ocorrem cerca de 950 espécies de aves (Biodiversity hotspots, 2010) e uma das mais altas concentrações de aves endêmicas do mundo (Stotz et al., 1996; Stattersfield et al., 1998; Bencke et al., 2006), sendo que pelo menos 68% destas espécies são consideradas raras (Goerck, 1997). Estimativas sugerem que a Mata Atlântica brasileira esteja reduzida atualmente entre 11-16% de sua área de cobertura original e 80% desta vegetação remanescente está distribuída em fragmentos menores que 50 hectares, e apenas 9% dos remanescentes estão protegidos (Ribeiro et al., 2009). Este cenário crítico do bioma Mata Atlântica, caracterizado por florestas secundárias, reduzidas a pequenos fragmentos (Ribeiro et al., 2009) é o modelo usual mais comum na maioria das regiões tropicais (Wright, 2005).

Paralelo à redução das florestas nativas parece estar havendo um aumento no percentual de florestas plantadas nas regiões tropicais (Baptista & Rudel, 2006; Fonseca et al., 2009a, 2009b; Pietrek & Branch, 2011). Estimativas sugerem que a área florestada da América Latina em 2010 era de 49% (FAO, 2011). Atualmente, este valor continua a declinar em função da conversão destas áreas para diferentes usos da terra e urbanização (FAO, 2011).

Globalmente, reflorestamentos perfazem cerca de 7% da área total de florestas (FAO, 2011); na América Latina, esse percentual é de 2%, mas na última década, a área de reflorestamentos vem aumentando a uma taxa anual de 3.23% nessa região (FAO, 2011). Estes reflorestamentos são em quase sua totalidade de cunho comercial, caracterizados pelo uso de espécies arbóreas de crescimento rápido e que ao longo dos anos vem florescendo nos trópicos (Hartley, 2002), como *Pinus elliotti* L., *P. taeda* L., *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden e *E. camaldulensis* Dehn. Recentemente o Brasil se tornou o sexto país do mundo em plantios arbóreos, alcançando a marca de quase cinco milhões de hectares (Bacha & Barros, 2004).

Em algumas regiões, reflorestamentos são efetivamente implantados para restaurar ecossistemas florestais (Parrotta et al., 1997) como é o caso do uso da conífera *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, em abrangência do ecossistema Ombrófila Mista no sul do Brasil. A conífera inicialmente foi usada para a implantação de monoculturas de cunho comercial, mas o longo tempo de desenvolvimento e a falta de conhecimento a cerca das exigências silviculturas desta espécie caracterizam a menor preferência do seu uso para silvicultura (Silva et al., 2001). Na Argentina, as plantações com *A. angustifolia* cobrem uma área 15 vezes maior que área de cobertura original da floresta Ombrófila Mista nesta região (Pietrek & Branch, 2011). Já no Brasil, a maior parte dos maciços plantados de *A. angustifolia* atualmente é de cunho conservacionista, resultado da política de incentivos fiscais estabelecidos a partir da década de 1960 (Sanquetta, 2009), sendo que muitas Unidades de Conservação de uso sustentável foram contempladas com reflorestamentos com esta conífera. À medida que habitats naturais são perdidos, áreas que estruturalmente se parecem com florestas e que provém recursos tornam-se importantes alternativas de habitat para muitas espécies de aves, como é o caso dos reflorestamentos (Calvo & Blake, 1998).

Embora existam estudos que investigam um extenso modelo de respostas de como as espécies de aves se comportam perante a utilização de florestas perturbadas (e.g. Sodhi et al., 2005; Isaac et al., 2009; Jenkins et al., 2010; Morrison & Lindel, 2011) estes estudos parecem ser insuficientes para prever a sustentabilidade de extensivas áreas de florestas secundárias ou reflorestamentos para populações de aves florestais tropicais (Gardner et al., 2007). De um modo geral, estudos vêm apontando que tanto florestas secundárias quanto reflorestamentos (e.g. Aleixo, 1999; Peh et al., 2005, 2006; Zurita et al., 2006; Barlow et al., 2007a, 2007b; Volpato et al., 2010) podem sustentar um número significativo de espécies de aves de florestas maduras. Entretanto, na maioria dos casos trata-se de espécies transientes de uma floresta primária adjacente dentro de um mosaico florestal

heterogêneo (Bowman et al., 1990; Aleixo, 1999; Blake & Loiselle, 2001; Zurita et al., 2006; Volpato et al., 2010) Atualmente há uma escassez de informações sobre o grau que pequenas áreas de florestas secundárias podem suportar populações viáveis na ausência de um efeito-resgate (Gardner et al., 2007).

Um modelo geral é que entre metade e um terço de todas as espécies encontradas em florestas primárias são freqüentemente encontradas em florestas secundárias mais jovens que 30 anos (Peh et al., 2005) e que a riqueza de espécies geralmente aumenta com o avanço da idade da sucessão (Dunn, 2004). A recuperação na composição de espécies em uma comunidade é um processo muito lento, de modo que certas espécies de florestas maduras podem ser ausentes de florestas secundárias mesmo após muitos anos de regeneração (Shankar Raman et al., 1998; Dunn, 2004; Bihn et al., 2008). Se este modelo estiver correto, florestas secundárias podem não prover uma rede segura e confiável para a sobrevivência de muitas espécies tropicais (Bihn et al., 2008).

Espécies de aves tropicais geralmente assumem menor resiliência a distúrbios no habitat, comparado com seus homólogos de regiões temperadas (e.g. Mitra & Sheldon, 1993; Warkentin et al., 1995; Marsden, 1998; Hughes et al., 2002). A resiliência do ecossistema pode ser um fator base na sustentação da produção de recursos naturais e serviços ecossistêmicos em sistemas complexos (Gunderson & Holling, 2002), e a capacidade de resiliência de uma espécie é um dos fatores determinantes que reduz seu risco de extinção por ameaças induzidas (McKinney, 1997). A persistência de aves florestais em áreas degradadas pelo homem pode depender de fatores como o histórico do distúrbio, assim como da qualidade e quantidade de floresta remanescente (Hughes et al., 2002) ou ainda da fidelidade ao território e capacidade de dispersão das espécies (Pons, 1998; Lavorel et al., 1999).

Apesar de florestas perturbadas parecerem não sustentar um dado conjunto da avifauna, alguns autores descrevem que habitats degradados podem em alguns casos, servir de habitat substituto para certos componentes da biota florestal (Castelletta, 2000; Hughes et al., 2002; Sodhi et al., 2005) e que mudanças ambientais dirigidas pelo homem parecem induzir a um descompasso na atratividade e na qualidade do habitat (Kristan III, 2003; Gilroy & Sutherland, 2007). Como consequência, atividades antropogênicas podem levar alguns indivíduos a preferir habitats de menor qualidade mesmo com habitats em melhores condições estando disponíveis (Hollander et al., 2011).

A perturbação antrópica pode eliminar ou criar novas manchas de habitat ou não habitat na paisagem a taxas variáveis, enquanto a sucessão ecológica pode mudar a adequação de uma mancha para uma espécie focal alterando a dinâmica de extinção e

colonização ao longo do tempo (Donner et al., 2010). Espécies associadas a estágios sucessionais iniciais parecem ser boas colonizadoras destas áreas perturbadas (Johnson & Gaines, 1990; McPeck & Holt, 1992). Gibson et al., (2011) verificaram que diferentes grupos taxonômicos respondem de maneira diferente a variados níveis de perturbação em regiões tropicais, e de um modo geral, a agricultura tem um impacto muito maior do que sistemas agro-florestais e reflorestamentos sobre a avifauna (Gibson et al., 2011).

Tanto florestas plantadas quanto florestas secundárias por serem estruturalmente similares a florestas tardias e/ou maduras, permitem o movimento de muitas espécies de aves com boa capacidade de dispersão entre fragmentos florestais (Develey & Stouffer, 2001; Rejinfo, 2001). Logo, estas áreas podem ser consideradas boas ferramentas para a conectividade na paisagem, a qual é imprescindível por prover a movimentação de indivíduos, populações e genes sobre múltiplas escalas de tempo (Minor & Urban, 2008). Há um crescimento evidente no conhecimento de que a falta de conectividade entre fragmentos pode afetar negativamente a sobrevivência de muitas espécies (Crooks & Sanjayan, 2006; Lees & Peres, 2009). De acordo com Gardner et al. (2009), o futuro das espécies de florestas tropicais dependerá em parte da sua capacidade de sobreviver em paisagens modificadas pelo homem, sendo que a determinação de quais espécies tem maior risco de extinção por ameaças induzidas é atualmente uma tarefa crucial da biologia da conservação (Olden et al., 2008; Gardner et al., 2009).

Compreender como a biota se comporta perante a ocupação destas áreas perturbadas pode auxiliar no entendimento do grau que florestas secundárias e reflorestamentos podem prover habitat para as diferentes espécies de aves. Estudos deste cunho podem auxiliar no manejo adequado destas áreas e podem contribuir potencialmente para a conservação da avifauna do bioma Mata Atlântica. O presente trabalho permitirá avaliar o potencial de cada espécie de ave em ocupar tanto florestas secundárias quanto reflorestamentos, além de diagnosticar o valor destas áreas para a conservação da biodiversidade regional.

REFERÊNCIAS

- ALEIXO, A., 1999. **Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic forest.** *Condor* 101, 537-548.
- BACHA, C. J. C., BARROS, A. L. M. B., 2004. **Reflorestamentos no Brasil: evolução recente e perspectivas para o futuro.** *Scientia Forestalis* 66, 191-203.
- BAPTISTA, S. R., RUDEL, T. K., 2006. **A re-emerging Atlantic Forest? urbanization, industrialization and the forest transition in Santa Catarina, Southern Brazil.** *Environmental Conservation* 33, 195-202.
- BARLOW, J., T. A. et al. 2007a. **Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary and plantations forests.** *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America PNAS* 104, 18555-18560.
- BARLOW, J. et al, 2007b. The value of primary, secondary and plantations for Amazonian birds. **Biological Conservation** 136, 212-231.
- Bencke, G. A. et al, 2006. **Áreas importantes para a conservação de aves no Brasil. Parte I – Estados do domínio da Mata Atlântica.** SAVE Brasil, São Paulo.
- Biodiversity Hotspots., 2012. Disponível em:
http://www.biodiversityhotspots.org/xp/hotspots/atlantic_forest/Pages/default.aspx. Acesso em: 15 jan. 2012.
- BIHN, J. H. et al., 2008. Do secondary forests act as refuge for old growth forest animals? Recovery of ant diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **Biological Conservation** 141, 733-743.
- BLAKE, J. G., LOISELLE, B.A., 2001. **Bird assemblages in second-growth and old-growth forests, Costa Rica: perspectives from mist nets and point counts.** *Auk* 118, 304-326.
- BOWMAN, D. M. J. S. ET AL. 1990. Slash-and-burn agriculture in the wet coastal lowlands of Papua New Guinea: response of birds, butterflies and reptiles. **Journal of Biogeography** 17, 227-239.
- BROOKS, T.M. et al., 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conservation Biology** 16, 909-923.
- BROWN, J.H. et al., 2001. Regulation of diversity: maintenance of species richness in changing environments. **Oecologia** 126, 321-332.
- CALVO L., BLAKE, J., 1998. Bird diversity and abundance on two different shade coffee plantations in Guatemala. **Bird Conservation International** 8, 297-308.
- CASTELLETTA, M., SODHI, N. S., SUBARAJ, R., 2000. Heavy extinctions of forest avifauna in Singapore: lessons for biodiversity conservation in Southeast Asia. **Conservation Biology** 14, 1870-1880.

- CROOKS, K.R., SANJAYAN, M., 2006. Connectivity conservation: maintaining connections for nature, in Crooks, K. R., Sanjayan, M. (Eds.), **Connectivity Conservation**. Cambridge University Press, New York, pp. 01-19.
- DEAN, W. 1996. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. Companhia das Letras, São Paulo.
- DEVELEY, P.F, STOUFFER, P. C., 2001. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in central Amazonian Brazil. **Conservation Biology** 15, 1416-1422.
- DIRZO, R., RAVEN, P.H., 2003. Global state of biodiversity and loss. **Annual Review of Environments and Resources** 28, 137-167.
- DONNER, D.M., RIBIC, C. A., PROBST, J. R., 2010. Patch dynamics and the timing of colonization-abandonment events by male Kirtland's Warblers in an early succession habitat. **Biological Conservation** 143, 1159-1167.
- DUNN, R.R., 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. **Conservation Biology** 18, 302-309.
- FONSECA, G. A. B., 1985. The vanishing Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation** 34, 17-34.
- FONSECA, C. R. et al. 2009a. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation** 142, 1209-1219.
- FONSECA, C. R. et al., 2009b. Princípios modernos de manejo florestal e a conservação da biodiversidade associada à Floresta com Araucária. Inc: Fonseca, C.R., Souza, A.F., Leal-Zanchet, A.M., Dutra, T., Backes, A., Ganado, G. (Eds.) **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**. Holos editora, Ribeirão Preto, pp. 287-295.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)., 2011. State of the world forests. FAO, Rome.
- GALLINDO-LEAL, C., CÂMARA, I. G., 2003. Atlantic Forest hotspot status: an overview, Inc: GALINDO-LEAL C., CÂMARA, I. G., (Eds.) **The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook**. Island Press, Washington, pp. 03-11.
- GARDNER, T. et al., 2007. Predicting the uncertain future of tropical forest species in a data vacuum. **Biotropica** 39, 25-30.
- GARDNER, T.A. et al., 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human modified world. **Ecology Letters** 12, 561-582.
- GIBSON, L. et al. 2011. **Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity**. **Nature** 478, 378-383.
- GILROY, J.J., SUTHERLAND, W.J., 2007. Beyond ecological traps: perceptual errors and undervalued resources. **Trends in Ecology and Evolution** 22, 351-356

- GOERCK, J. M., 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic Forest of Brazil. **Conservation Biology** 11, 112-118.
- GUNDERSON, L. H., HOLLING, C. S., 2002. **Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems**. Island Press, Washington.
- HARTLEY, M. J., 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantations forests. **Forest Ecology and Management** 155, 81-95
- HAWTHORNE, W.D., 1996. **Holes and sums of parts in Ghanaian forest: regeneration, scale and sustainable use**. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh 104B, 75-176.
- HOLLANDER, F.A. et al., 2010. Maladaptive habitat selection of a migratory passerine bird in a human-modified landscape. **PlosOne** 6, 1-11.
- HUGHES, J. B., DAILY, G. C., EHRLICH, P. R., 2002. Conservation of tropical forest birds in countryside habitats. **Ecology Letters** 5, 121-129.
- ISAAC, J. L. et al., 2009. Resistance and resilience: quantifying relative extinction risk in a diverse assemblage of Australian tropical rainforest vertebrates. **Biodiversity and Distributions** 15, 280-288.
- JENKINS, C. N., ALVES, M. A. S., PIMM, S. L., 2010. Avian conservation priorities in a top-ranked biodiversity hotspot. **Biological Conservation** 143, 992-998.
- JOHNSON, M. L., GAINES, M.S., 1990. Evolution of dispersal theoretical models and empirical tests using birds and mammals. **Annual Review of Ecology and Systematics** 21, 449-480.
- KRISTAN III, W.B., 2003. The role of habitat selection behavior in population dynamics: source-sink systems and ecological traps. **Oikos** 103, 457-468.
- LAVOREL, S., ROCHETTE, C., LEBRETON, J. D., 1999. Functional groups for response to disturbance in Mediterranean old fields. **Oikos** 84, 480-498.
- LEES, A.C., PERES, C. A., 2009. Gap-grossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. **Oikos** 118, 280-290.
- LINDELL, C. A. ET AL., 2007. Edge responses of tropical and temperate birds. *The Wilson Journal of Ornithology* 119, 205-220.
- MARSDEN, S. J., 1998. Changes in bird abundance following selective logging on Seram, Indonesia. **Conservation Biology** 12, 605-611.
- MCKINNEY, M.L., 1997. How do rare species avoid extinction? A paleontological view. Inc: Kunin, W. E., Gaston, K. J., (Eds.) **The Biology of rarity: causes and consequences of rare-common differences**. Chapman & Hall, London, pp. 110-129.
- MCPEEK, M.A., HOLT, R.D., 1992. The evolution of dispersal in spatially and temporally varying environments. **American Naturalist** 140, 1010-1027.

- MINOR, E.S., URBAN, D. I., 2008. A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. **Conservation Biology** 22, 297-307.
- MITRA, S. S., SHELDON, F. H., 1993. Use of an exotic plantation by Bornean lowland forest birds. **Auk** 110, 529-540.
- MORRISON, E. B., LINDELL, C., 2011. Active or passive forest restoration? Assessing restoration alternatives with avian foraging behavior. **Restoration Ecology** 19, 170-177.
- MYERS, N. et al., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403, 853-858.
- OLDEN, J. D., POFF, N. L., BESTGEN, K. R., 2008. Trait synergisms and the rarity, extirpation, and extinction risk of desert fishes. **Ecology** 89, 847-856.
- PARROTTA, J. A., TURNBULL, J. W., JONES, N., 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical landscapes. **Forest Ecology and Management** 99, 1-7.
- PEH, K. S.-H. et al. Lowland rainforest avifauna and human disturbance: persistence of primary forest birds in selectively logged forests and mixed-rural habitats of southern Peninsular Malaysia. **Biological Conservation** 123, 489-505.
- PEH, K.S.-H. et al., 2006. Conservation value of degraded habitats for forest birds in southern Peninsular Malaysia. **Diversity and Distributions** 12, 572-581.
- PIETREK, A. G., BRANCH, L.C., 2011. Native plantations as an important element for biodiversity in vanishing forested landscapes: a study of the near threatened araucaria tit spinetail (*Leptasthenura setaria*, Furnariidae). **Austral Ecology** 36, 109-116.
- PONS, P., 1998. Bird site tenacity after prescribed burning in a Mediterranean shrubland. Inc: Trabaud, L., (Ed.) **Fire management and landscape ecology**. Fairfield, Washington, pp. 261-270.
- PROTOMASTRO, J. J., 2001. A test for preadaptation to human disturbances in the bird community of the Atlantic Forest. Inc: ALBUQUERQUE, J. L. B., CÂNDIDO-JUNIOR, J. F., STRAUBE, F. C., ROOS, A. L., (Eds.) **Ornitologia e Conservação: da ciência às estratégias**. Editora Unisul, Tubarão, pp. 179-198.
- REJINFO, L.M., 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. **Ecological Applications** 11, 14-31.
- RIBEIRO, M. C. et al., 2009. Brazilian Atlantic Forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation** 142, 1141-1153.
- SANQUETTA, C.R., 2009. Fixação de carbono em Floresta com Araucária. Inc: FONSECA, C.R., SOUZA, A.F., LEAL-ZANCHET, A.M., DUTRA, T., BACKES, A., GANADO, G., (Eds.) **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**. Ribeirão Preto: Holos Editora, pp. 297-301.

- SHANKAR RAMAN, T. R., RAWAT, G. S., JOHNSINGH, A. J. T., 1998. Recovery of tropical rainforest avifauna in relation to vegetation succession following shifting cultivation in Mizoram, north-east India. **Journal of Applied Ecology** 35, 214-231.
- SILVA, H. D. et al., 2001. Recomendações de solos para *Araucaria angustifolia* com base nas suas propriedades físicas e químicas. **Boletim de Pesquisas Florestais** 43, 61-74.
- SODHI, N. S. et al. 2005. Land use and conservation value for forest birds in central Sulawesi (Indonesia). **Biological Conservation** 122, 547-558.
- SODHI, N. S., BROOK, B. W., BRADSHAW, C. J. A., 2009. Causes and consequences of species extinctions in Levin, S. A., (Ed.) **The Princeton Guide to Ecology**. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, pp. 514-520.
- STATTERSfiELD, A. J. et al., 1998. Endemic bird areas of the world: priorities for biodiversity conservation. **BirdLife Conservation Series** No. 7. BirdLife International, Cambridge.
- STRATFORD, J. A., ROBINSON, W. D., 2005. Gulliver travels to the fragmented tropics: geographic variation in mechanisms of avian extinction. **Frontiers in Ecology and Environment** 3, 85-92.
- STOTZ, D. F. et al., 1996. **Neotropical birds: ecology and conservation**. University of Chicago Press, Chicago.
- TEIXEIRA, A. M. G. et al., 2009. Modelling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. **Forest Ecology and Management** 257, 1219-1230.
- TERBORGH, J., 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica** 24, 283-292.
- VOLPATO, G.H., PRADO, V. M., DOS ANJOS, L., 2010. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. **Forest Ecology and Management** 260, 1156-1163.
- WARKENTIN, I. G., GREENBERG, R., ORTIZ, J. S., 1995. Songbird use of gallery woodlands in recently cleared and older settled landscapes of the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. **Conservation Biology** 9, 1095-1106.
- WRIGHT, S. J., 2005. Tropical forests in a changing environment. **Trends in Ecology and Evolution** 20, 553-560.
- ZURITA, G.A. et al., 2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: effects on bird communities from the local and regional perspectives. **Forest Ecology and Management** 235, 164-173.

QUAL O VALOR DAS FLORESTAS SECUNDÁRIAS E REFLORESTAMENTOS PARA A CONSERVAÇÃO DAS AVES DE SUB- BOSQUE DA MATA ATLÂNTICA? UM ESTUDO DE CASO NO SUL DO BRASIL

Andrea Larissa Boesing^{1,2} & Luiz dos Anjos^{1,2,3}

A ser submetido para Forest Ecology and Management.

RESUMO

Foi avaliado o potencial de ocupação das aves de sub-bosque em ocupar florestas secundárias e reflorestamentos com *Araucaria angustifolia* usando Pontos de Escuta. Uma floresta madura (P), duas florestas secundárias (S1, S2) e dois reflorestamentos (R1, R2) foram amostrados em Floresta Ombrófila Mista, no sul do Brasil, entre os meses de Outubro de 2010 e Março de 2011. Um índice do Potencial de Ocupação (PO) foi elaborado e calculado para cada espécie, baseado na abundância relativa. Um total de 124 espécies de aves de sub-bosque foi registrado, sendo que a maior riqueza específica se deu em P (100); 72% das espécies registradas em P foram também registradas nas florestas perturbadas (67 em S1, 57 em S2, 69 em R1 e 64 em R2). Todas as guildas alimentares foram afetadas nas florestas perturbadas ($p < 0.05$), exceto as aves escaladoras-de-tronco-e-galho ($p > 0.05$). Insetívoros terrestres foram exclusivos da floresta madura. O PO ($n = 100$) das florestas perturbadas estudadas variou entre as espécies: no geral, 27 espécies apresentaram PO alto, 32 PO baixo, 14 PO intermediário e 28 PO restrito; 32 espécies detêm o mesmo potencial de ocupação tanto em florestas secundárias quanto nos reflorestamentos e 40 espécies mostraram variação no PO. Espécies comuns ($G = 0.38$, $p = 0.008$), de baixa sensibilidade à fragmentação ($G = 0.36$, $p = 0.01$) e que usam mais que três tipos florestais ($G = 0.35$, $p = 0.02$) caracterizam o perfil das espécies com maior PO em florestas perturbadas. Tanto florestas secundárias quanto reflorestamentos com Araucária podem ser usados como ferramenta para aumentar a conectividade na paisagem para muitas espécies de aves. Entretanto, muitas espécies podem ser consideradas especialistas de florestas maduras e incapazes de utilizar estes habitats perturbados.

Palavras-chave: Florestas perturbadas. *Araucaria angustifolia*. Reflorestamentos. Persistência. Potencial de Ocupação. Conectividade.

1 INTRODUÇÃO

Poucas áreas na região tropical têm escapado de alguma forma de impacto antrópico (Kareiva et al., 2007). O efeito sinérgico de elevadas taxas de fragmentação e

¹ Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina. Londrina, Paraná, Brasil.

² Autor para correspondência: lari.boesing@gmail.com

³ Laboratório de Ornitologia e Bioacústica, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina

degradação florestal, da super-exploração dos recursos naturais, das espécies invasoras e das mudanças climáticas, ameaçam fazer das florestas tropicais o epicentro de atuais e futuras extinções (Bradshaw et al., 2009; Laurance & Useche, 2009). Assim, as paisagens tropicais estão em constante mudança, seguindo modelos atuais de desenvolvimento humano e econômico, o que resulta em cerca de 50% da região tropical ser sugerida como florestas secundárias (Wright, 2005). Este mesmo padrão é o encontrado no bioma Mata Atlântica, um dos principais *hotspots* de biodiversidade do Planeta (Myers et al., 2000), o qual apresenta um cobertura florestal altamente dinâmica (Teixeira et al., 2009) e um antigo histórico de distúrbios (Dean, 1996; Gallindo-Leal & Câmara, 2003). Estimativas sugerem que o bioma esteja reduzido atualmente entre 11-16% de sua área de cobertura original e 80% da vegetação remanescente está distribuída em fragmentos menores que 50 hectares, sendo que apenas 9% dos remanescentes estão protegidos (Ribeiro et al., 2009).

Como a taxa de desmatamento é alta nas regiões tropicais, é crítico compreender os impactos ecológicos que isso acarreta sobre a biota florestal nativa, bem como, as respostas das espécies à perda ou alteração de seus habitats naturais (Sodhi et al., 2005). Desmatamentos e distúrbios de origem antrópica têm um efeito negativo sobre a avifauna, incluindo declínios na diversidade, na abundância (Aleixo, 1999; Sodhi et al., 2005; Philpott et al., 2008; Lewis et al., 2009; Anjos et al., 2011), e nas assembléias de espécies (Edwards et al., 2009; Banks-Leite et al., 2010), na perda de grupos funcionais (Sekercioglu et al., 2002, Sekercioglu, 2006a; Flynn et al., 2009; Philpott et al., 2009; Batalha et al., 2010) e na extinção (Stratford & Stouffer, 1999; Ribon et al., 2003; Harris & Pimm, 2008; Isaac et al., 2009; Mendonça et al., 2009).

Apesar da maioria dos impactos afetarem negativamente a avifauna, certos ambientes alterados parecem ser capazes de prover habitat para determinadas espécies de aves (Hughes et al., 2002; Sodhi et al., 2005). O real valor destas áreas para a conservação e manutenção de populações viáveis ainda precisa ser cautelosamente avaliado (Posa & Sodhi, 2006). Alguns estudos vêm investigando como certos habitats perturbados, como as florestas em regeneração (Terborgh & Weske, 1969; Rodewald & Brittingham, 2004; Watson et al., 2004) ou mesmo florestas plantadas (Durán & Kattan, 2005; Koh, 2008; Lantschner et al., 2008; Volpato et al., 2010) podem prover habitat para a avifauna. Apesar destes ambientes aparentemente sustentarem algumas espécies de florestas maduras, espécies florestais tropicais assumem menor resiliência à distúrbios que seus homólogos de regiões temperadas (Mitra & Sheldon, 1993; Warkentin et al., 1995; Marsden, 1998; Hughes et al., 2002).

A persistência de aves florestais em áreas degradadas pode depender de fatores como o histórico do distúrbio, assim como da qualidade e quantidade de floresta remanescente (Hughes et al., 2002), ou ainda de uma floresta madura adjacente que promova um efeito-resgate (Blake & Loiselle, 2001). Há indícios fortes que florestas maduras sejam insubstituíveis para a conservação da avifauna em regiões tropicais (Gibson et al., 2011). Assim, o futuro das espécies de florestas tropicais depende, em parte, da habilidade destas espécies sobreviverem em paisagens modificadas pelo homem (Sodhi et al., 2005; Gardner et al., 2009). Espécies mais estreitamente associadas a ambientes florestais são mais sensíveis a perturbações de origem antrópica, como a fragmentação florestal, do que aquelas capazes de ocupar áreas abertas ou borda florestal (Sekercioglu, 2002; Petit & Petit, 2003; Anjos, 2006). A determinação de quais espécies tem maior risco de extinção por ameaças induzidas pelo homem é atualmente uma tarefa crucial da biologia da conservação (Olden et al., 2008).

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar qual o potencial da assembléia de aves de sub-bosque da floresta Ombrófila Mista ocupar reflorestamentos com *Araucaria angustifolia* e florestas secundárias. Neste estudo espera-se responder as seguintes perguntas: 1. Existe diferença na riqueza e abundância de espécies de aves entre floresta madura, florestas secundárias e reflorestamentos com *A. angustifolia*? 2. Quais características ecológicas são mais comuns às espécies que tem maior potencial para ocupar estas áreas perturbadas? 3. As espécies que têm capacidade de ocupar reflorestamentos são as mesmas capazes de ocupar as florestas secundárias?

2 MATERIAL E MÉTODOS

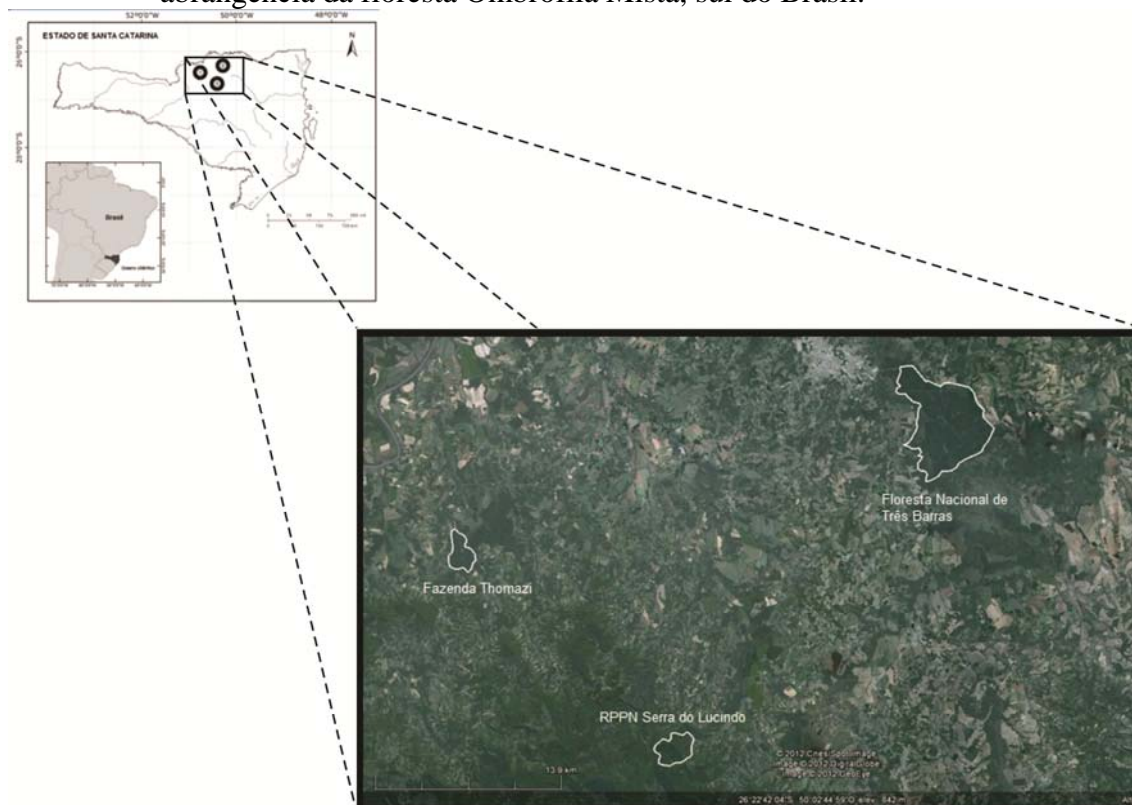
2.1 ÁREAS DE ESTUDO

As áreas de estudo localizam-se no planalto norte de Santa Catarina, no bioma Mata Atlântica, ecossistema floresta Ombrófila Mista (FOM). Esta fitofisionomia é caracterizada pela presença da *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze a qual ocorre em associação a inúmeras espécies arbóreas, mas principalmente com a *Cedrela fissilis* Vell., *Ilex paraguariensis* A.St.-Hil., *Ocotea porosa* (Nees & C. Mart.) Barroso, *Campomanesia xanthocarpa* (Mart.) O. Berg e *Dicksonia sellowiana* Hook. (Maak, 1981). Esta formação florestal recobria originalmente 40.807 km² (42.5%) do estado de Santa Catarina constituindo assim, sua principal tipologia florestal (Medeiros et al., 2004). Hoje os remanescentes florestais nativos perfazem entre 1-2% da área de cobertura original (Prochnow, 2009).

As áreas de estudo estão situadas entre os municípios de Três Barras, Bela Vista do Toldo e Irineópolis, compreendendo três locais distintos (Figura 01): a Reserva do Patrimônio Particular Natural Serra do Lucindo (RSL); a Floresta Nacional de Três Barras (FNT) e a Fazenda Thomazzi (FTH). O clima na região é o mesotérmico úmido (Cbf), com chuvas regulares distribuídas ao longo do ano e sem estação seca, seguindo o padrão da distribuição da FOM (Backes, 2009).

A RSL (26°26'S 50°30'O; 900m a.n.m.; 316 ha) é constituída em sua maior parte por floresta secundária em estágio médio e avançado de regeneração (Maiochi & Francisco, 2010; Souza et al., 2011), contando com cerca de 80ha de floresta madura, sendo um dos últimos remanescentes de vegetação madura na região. A área de entorno é constituída por propriedades rurais, que praticam agricultura de subsistência (Maiochi & Francisco, 2010), onde a principal fonte de renda dos agricultores é o cultivo do tabaco. A FNT (26°13'S 50°17'O; 796m a.n.m.; 4.550ha) detém um mosaico de diferentes formações florestais, entre remanescentes de florestas secundárias, que junto às matas ciliares e áreas de várzea perfazem 47% do território da Unidade, reflorestamentos de *Pinus* spp. (29.7%) e reflorestamentos com *A. angustifolia* (14.23%) (Plano de manejo, 2010). Estas formações florestais de FNT já foram intensamente exploradas pela empresa Lumber, que devastou as florestas da região no período de 1905 a 1943, e ainda sofreram pressão de pastoreio a posteriori de bovinos e eqüinos (M.O. Franco 2006 *inf. pessoal*; J. Schupel 2006 *inf. pessoal*). A FTH (26°18'S 50°39'O; 811m a.n.m.; 500 ha) localiza-se fora de qualquer Unidade de Conservação. A área amostrada é constituída basicamente por floresta em regeneração secundária (50%), onde o estrato inferior da floresta é utilizado para o pastoreio bovino, o que o torna bastante rarefeito. Aos arredores desta área, são encontradas propriedades rurais, que praticam agricultura de subsistência, onde assim como em RSL, a cultura do tabaco é a principal fonte de renda dos agricultores.

Figura 1 - Localização das áreas de estudo no planalto norte do estado de Santa Catarina em abrangência da floresta Ombrófila Mista, sul do Brasil.



1. Fazenda Thomazzi (FTH); 2. Floresta Nacional de Três Barras; 3. Reserva do Patrimônio Particular Natural (RPPN) Serra do Lucindo (RSL).

Consideraram-se três tipos de ambientes no presente estudo: a floresta madura, as florestas secundárias e os reflorestamentos com *A. angustifolia*, caracterizados por vegetação em diferentes níveis de perturbação antrópica. As florestas secundárias sofreram/sofrem distúrbios não havendo a remoção da estrutura original da vegetação. No caso dos reflorestamentos de *A. angustifolia*, a floresta original foi inteiramente removida antes de sua implantação.

A área selecionada como de floresta madura (P) está localizada na RSL (Figura 01; Apêndice I). Nesta área predominam espécies arbóreas de grande porte como *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer, *O.porosa*, *Ocotea puberula* (Rich.) Nees, *Vitex megapotamica* (Spreng.) Moldenke, *C. fissilis*, *Aspidosperma parvifolium* A.DC. e a *A. angustifolia* (Figura 02; Souza et al., 2011). O sub-bosque apresenta uma grande diversidade de espécies, assim como o estrato arbustivo e herbáceo, além da comunidade de epífitos indicando para essa área uma qualidade ambiental muito elevada (Souza et al., 2011).

Dois sítios amostrais de florestas secundárias foram selecionados: S1 e S2. S1 está localizado na FNT (Figura 01; Apêndice I) e a vegetação é caracterizada pela forte

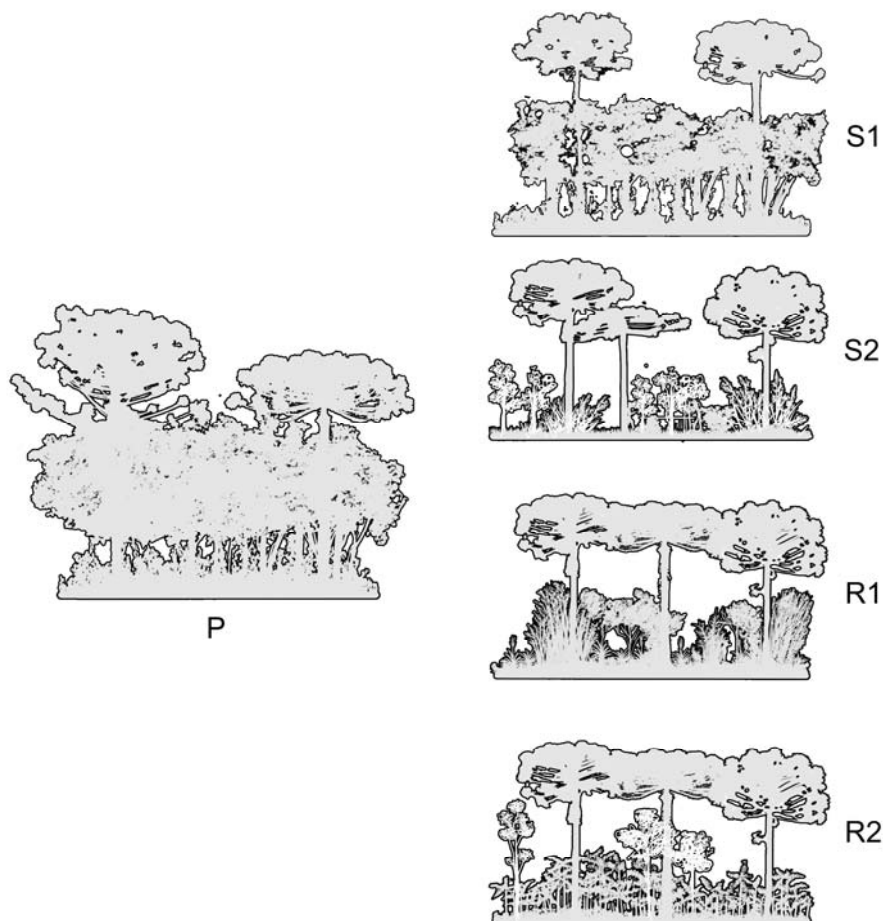
dominância da *A. Angustifolia*. Muitas outras espécies arbóreas são encontradas em S1 como *I. paraguariensis*, *Nectandra lanceolata* Ness, *Mollinedia schottiana* (Spreng.) Perkins, *Matayba elaeoides* Radlk., *Jacaranda puberula* Cham., *Cupania vernalis* Cambess., *Syagrus romanzoffiana* (Cham) Glassman e *O. porosa* (Figura 02; Marques, 2007). O estrato inferior é formado por significativa quantidade de árvores em regeneração e espécies como *Alsophila setosa* Kaulf., *D. sellowiana* e *Cordyline spectabilis* Kunth & Bouché (Marques, 2007), sendo comum a presença de *Bromelia pinguin* L. Maia (Marques, 2007).

A segunda floresta secundária (S2) também está localizado na FTH (Figura 01; Apêndice I), onde a vegetação também é caracterizada pela forte dominância da *A. angustifolia*. S2 está sobre maior pressão de atividade antrópica sendo encontrada uma menor abundância espécies arbóreas, como *C. fissilis*, *O. porosa*, *I. paraguariensis*, *N. lanceolata* e *Lithrea brasiliensis* Marchand em relação à S1. S2 tem o sub-bosque bastante impactado devido ao pastoreio bovino, sendo comuns ciperáceas e gramíneas em abundância, existindo alguns bolsões com maior adensamento do estrato inferior (Figura 02).

Dois sítos amostrais também foram selecionados em relação aos reflorestamentos, ambos localizados na FNT (R1 e R2; Figura 01). R1 apresenta menor densidade de *A. angustifolia* e um sub-bosque diversificado, com espécies arbóreas tais como *I. paraguariensis*, *Nectandra lanceolata*, *Mollinedia schottiana*, *M. elaeoides*, *J. puberula* Cham., *S. romanzoffiana*, *O. porosa*, *A. setosa* e *D. sellowiana* (Marques, 2007), similar ao descrito em S1 (Figura 02; Apêndice I). A menor densidade de *A. angustifolia* parece ser em função da mortalidade de araucárias jovens causada por fortes geadas logo após a implantação do reflorestamento, sendo que estes espaços teriam sido ocupados pela regeneração da floresta (Marques, 2007).

A segunda situação de reflorestamento (R2) apresenta uma alta densidade da *A. angustifolia* o que lhe confere uma aparência homogênea, com menor presença de outras espécies arbóreas com exceção das áreas de bordadura onde podem ocorrer com maior frequência, mas não difere das espécies arbóreas descritas em R1 (Figura 02; Apêndice 01; Marques, 2007). O adensamento da conífera dificulta a entrada de luz o que acarreta um sub-bosque pouco diversificado, dominado por *D. sellowiana* e *A. setosa*, sendo também bastante freqüente a *C. spectabilis* e *B. pinguin* (Marques, 2007).

Figura 2 - Perfil esquemático das situações de sub-bosque encontradas nas áreas de estudo em floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil. Floresta madura (P); reflorestamentos de *Araucaria angustifolia* (R1, R2) e florestas secundárias (S1,S2).



Autor: Gabriel Rosa.

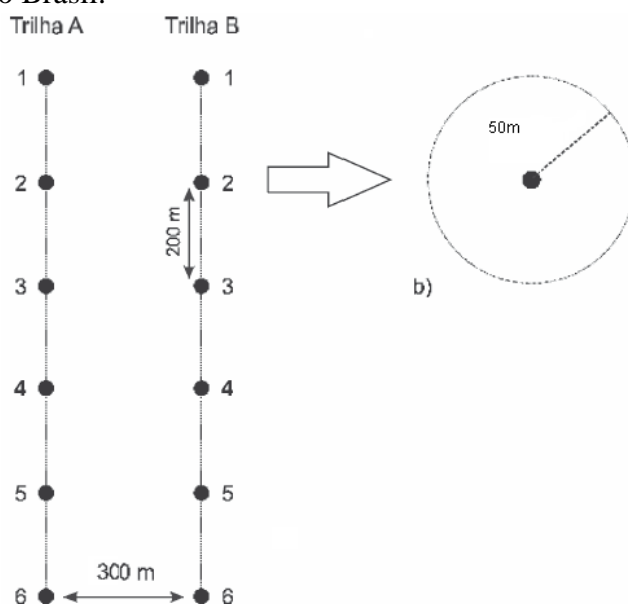
2.2 MÉTODO DE CAMPO

Seis amostragens em cada área foram realizadas entre outubro de 2010 e março de 2011, época em que as espécies de aves são mais ativas em função da estação reprodutiva (Esquivel & Peris, 2008). O método utilizado foi o de Contagem por Pontos de Raio Curto (Bibby et al., 1992; Anjos et al., 2010b), que consiste no estabelecimento de duas trilhas paralelas, distas 300m, com seis pontos plotados a cada 200m em cada uma delas (Figura 03). O raio delimitado para a contagem das aves foi de 50m (Bibby et al., 1992). Em cada ponto amostral, cada casal ou bando foi contado como um contato, e precauções foram tomadas para não contar o mesmo casal ou o mesmo bando duas vezes, particularmente para espécies mais móveis (Anjos et al., 2011). Todas as espécies vistas ou ouvidas foram contadas

em cada ponto, durante 15 minutos, e as amostragens começaram com o nascer do dia, e seguiram até o término do último ponto (cerca de 4h após o início). As áreas foram amostradas de forma aleatória, e os pontos de escuta também de maneira aleatória, oferecendo as mesmas chances de detecção para as todas as espécies.

O contato visual se deu com auxílio de binóculos Eagle 10x42mm, e os registros auditivos duvidosos foram gravados com gravador portátil Panasonic RR-US 470 e microfone unidirecional Yoga H-81. As vocalizações obtidas foram comparadas com o acervo de gravações do Laboratório de Ornitologia e Bioacústica da Universidade Estadual de Londrina para identificação. Foram utilizados guias de campo para auxiliar na identificação das espécies em campo (e.g. De La Peña & Rumbol, 1998; Sigrist, 2009).

Figura 3 - Esquemática da distribuição dos pontos amostrais pelo Método de Contagem por Pontos de Raio Curto com raio de detecção de 50m (Bibby et al. 1992; Anjos et al. 2010b) utilizado para o registro das espécies de aves em floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil.



2.3 ANÁLISES DE DADOS E COMENTÁRIOS ADICIONAIS

Para verificar se o esforço amostral foi suficiente para representar a riqueza de espécies das áreas, foram feitas curvas de rarefação com o número de espécies plotados em função do número de contatos (Gotelli & Colwell, 2001) usando os softwares Estimates 8.0.0 (Colwell, 2011) e Statística (Statística Release 7.0, 2011). Foi calculado o número de espécies esperado para as áreas, caso as amostragens fossem continuadas, com o estimador de riqueza

Chao-1 (Colwell & Coddington, 1994), baseado na abundância de espécies, com o software Estimates 8.0.0 (Colwell, 2011).

Com a utilização da amostragem por pontos fixos obtêm-se o Índice Pontual de Abundância para cada espécie (IPA; Blondel et al., 1970). Para isto divide-se o número total de pontos em que cada espécie foi amostrada pelo total de amostragens pontuais realizadas em cada ambiente (Anjos et al., 2010b). O IPA é amplamente empregado em levantamentos quantitativos da fauna de aves silvestres na região tropical (e.g. Anjos, 2004, 2006; Anjos et al., 2011; Blake, 2007), dado pela fórmula:

$$\text{IPA} = \frac{\sum n_i}{A}$$

Onde: IPA = Índice Pontual de Abundância

n_i = número de contatos com a i-ésima espécie

A = número total de amostras

Foi utilizada a análise de variância ANOVA de medidas repetidas com LSD post hoc para comparar a média do número de contatos e a média do número de espécies entre os pontos amostrais entre os diferentes locais (Fowler & Cohen, 1995) com o software Statística (Statística Release 7.0, 2011). A análise de variância ANOVA one-way foi usada para testar a variação na média da riqueza de espécies entre os pontos amostrais e entre as áreas em relação aos hábitos alimentares e guildas tróficas. Anterior à execução da análise de variância, as premissas do teste foram testadas e quando os dados não apresentaram distribuição normal, foi então utilizado o teste não paramétrico Kruskal-Wallis (Fowler & Cohen, 1995).

As espécies tiveram seus hábitos alimentares e guildas tróficas definidas por meio de dados retirados de literatura específica (e.g. Ridgely & Tudor, 1989, 1994). Os hábitos alimentares propostos foram: insetívoros (espécies que se alimentam predominantemente de insetos); frugívoros (espécies que se alimentam predominantemente de frutos); nectarívoros (espécies que se alimentam predominantemente de néctar); granívoros (espécies que se alimentam predominantemente de sementes) e onívoros (espécies que se alimentam de insetos, frutos e/ou sementes). A ordenação das guildas tróficas teve como base o trabalho de Barlow et al. (2006), relacionado especificamente com aves de sub-bosque, baseado em hábitos alimentares e estrato/substrato de forrageio preferenciais. São eles:

frugívoros-arbóreos (FRU-ARB; espécies frugívoras que forrageiam na porção arbórea do médio bosque florestal); frugívoros-insetívoros (FRU-INS; espécies que se alimentam predominantemente de frutos, mas complementam sua dieta com insetos); granívoros-de-estrato-inferior (GRA-INF; granívoros que forrageiam no estrato inferior da floresta); granívoros-terrestres (GRA-TER; granívoros que forrageiam no solo da floresta); insetívoros-frugívoros (INS-FRU; espécies que se alimentam predominantemente de insetos, mas complementam sua dieta com frutos); insetívoros-carnívoros (INS-CAR; insetívoros que também se alimentam de pequenos animalejos); insetívoros-arbóreos (INS-ARB; insetívoros que forrageiam na porção arbórea do médio bosque da floresta); insetívoros-terrestres (INS-TER; insetívoros que forrageiam no solo da floresta); insetívoros-escaladores-de-galho-internos (INS-INT; insetívoros escaladores de galho que forrageiam por entre galhos e folhas secas); insetívoros-escaladores-de-tronco-e-galho (INS-ESC; insetívoros escaladores que forrageiam sobre troncos e galhos); insetívoros-de-estrato-inferior (INS-INF; insetívoros que forrageiam no estrato inferior da floresta).

Com o IPA obtido para cada espécie, foi obtido o potencial de ocupação (PO) das espécies nos ambientes perturbados. Entraram nesta análise apenas as espécies florestais que tiveram pelo menos um registro na floresta madura (P). Para isso utilizou-se o seguinte cálculo:

$$PO = (IPA_{per} / IPA_{mad})$$

Onde: IPA_{per} = IPA da spp x da floresta perturbada

IPA_{mad} = IPA da spp x correspondente da floresta madura;

Quatro categorias de PO foram propostas: (1) Potencial restrito de ocupação (valor igual à zero); (2) Baixo potencial de ocupação, valores entre 0.01 – 0.49; (3) Potencial intermediário de ocupação, valores entre 0.50 – 0.99; (4) Alto potencial de ocupação, valores iguais ou acima de 1.0. Para as espécies exclusivas das áreas perturbadas não foi simulado o índice pela ausência de um valor referência (dado pelo IPA das espécies obtido na floresta madura).

Para determinar o PO geral das espécies em ocupar os ambientes perturbados (florestas secundárias e reflorestamentos de modo geral), obteve-se a média do PO de cada espécie de ave entre as quatro situações estudadas (S1, S2, R1, R2). Em seguida, determinamos o PO das espécies para ocupar as florestas secundárias (S1, S2) e os

reflorestamentos (R1, R2) separadamente, da mesma forma, obtendo a média entre as dadas situações. Estes últimos valores foram plotados em uma Correlação de Pearson (Fowler & Cohen, 1995) com o software R (R Development Core Team, 2009), para verificar o grau de associação entre PO das espécies entre as florestas secundárias e os reflorestamentos. Este mesmo teste foi aplicado para verificar o grau de relação entre o PO das espécies entre as duas situações de florestas secundárias (S1 e S2), e entre as duas situações de reflorestamentos (R1 e R2). Ainda utilizou-se o teste de Correlação de Pearson para averiguar se existe associação entre o número de espécies por família entre as florestas secundárias, os reflorestamentos e a floresta madura. Anterior à execução desta análise, as premissas de normalidade e homogeneidade foram testadas (R Development Core Team, 2009).

Para testar quais características ecológicas determinam a limitação ou não das espécies em ocupar ambientes perturbados, utilizou-se a Tabela de Contingência $r \times c$ com o software Past (Fowler & Cohen, 1995; Hamer et al., 2001) e primeiramente cinco diferentes atributos foram testados: (1) ordem taxonômica (passeriformes oscines, passeriformes suboscines e não-passeriformes; American Ornithologists' Union, 2002); (2) grau de raridade (comum, razoavelmente comum e rara; Parker III et al., 1996); (3) grau de sensibilidade à fragmentação (alto, médio e baixo; Parker III et al., 1996); (4) grau de endemismo na Mata Atlântica (endêmicas e não-endêmicas; Bencke et al., 2006); (5) flexibilidade no uso de diferentes tipos de floresta (um a dois, três a quatro, cinco a seis; Parker III et al., 1996).

Outros dois atributos ecológicos foram testados utilizando também Correlação de Pearson. Primeiro, verificou-se se há correlação entre o PO geral das espécies e suas respectivas áreas de distribuição geográfica, dados obtidos em BirdLife International (2012). Segundo, verificou-se se há correlação entre os valores de PO geral e as respectivas massas corporais das espécies, obtidas em Dunning (2008).

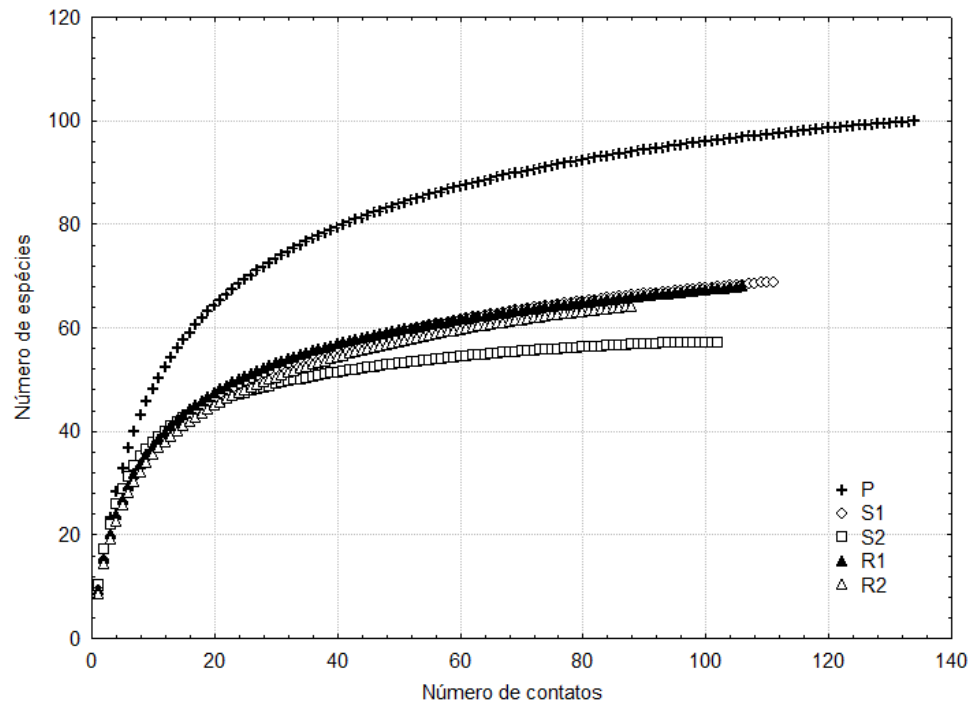
A nomenclatura taxonômica das aves segue o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2010) e a nomenclatura botânica segue a Lista de espécies da Flora do Brasil (Lista de Espécies da Flora do Brasil, 2012).

3 RESULTADOS

Um total de 124 espécies de aves do estrato inferior foi registrado nos cinco locais (Apêndice II). A curva de rarefação indica que a floresta madura é detentora da maior riqueza específica (Figura 04; Tabela 01), e que a floresta secundária com maior grau de perturbação (S2), é o local com menor riqueza específica. Das 100 espécies registradas na

floresta madura, 60% ocorreram também nas florestas secundárias e 64% ocorreram nos reflorestamentos. Vinte e quatro espécies não foram registradas na floresta madura, sendo exclusivas dos ambientes perturbados.

Figura 4 - Curvas de rarefação de espécies em relação ao número de contatos nas cinco áreas amostradas em floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil. P: floresta madura; S1 e S2: florestas secundárias; R1 e R2: reflorestamentos de *Araucaria angustifolia*.



Aplicando o estimador de riqueza Chao1 (Tabela 01), nota-se que o esforço amostral foi suficiente para registrar 84% das espécies que poderiam ocorrer nas florestas secundárias, 89% dos reflorestamentos e 94% das espécies na floresta madura.

Tabela 1 - Número de contatos, número espécies e valores de riqueza estimada pelo estimador Chao1 em cada área de estudo, em abrangência da floresta Ombrófila Mista, sul do Brasil. P: floresta madura; S1 e S2: florestas secundárias; R1 e R2: reflorestamentos com *Araucaria angustifolia*.

Área	Número contatos	Número espécies	Chao1- SD
P	1126	100	105,6 ± 7,38
S1	1121	69	78,1 ± 7,38
S2	1046	57	71,29 ± 7,38
R1	1066	67	74,8 ± 6,36
R2	872	64	70,8 ± 5,57

Existe diferença significativa no número de espécies/ponto entre as áreas ($F_{4,55}$, 15.68; $p < 0.001$; Tabela 02). O local com maior número de espécies/ponto é a floresta madura (P; $17,45 \pm 5,43$), seguido das florestas secundárias S1 ($12,28 \pm 4,20$) e S2 ($11,73 \pm 3,89$) e por fim os reflorestamentos com os menores valores (R1; $11,5 \pm 3,74$) e R2 ($9,57 \pm 3,66$). Também houve diferença na média no número de contatos/ponto entre as diferentes áreas ($F_{4,55}$, 7.18; $p < 0.001$; Tabela 02). O maior número de contatos/ponto foi na floresta madura (P; $19,12 \pm 6,61$), enquanto os menores valores foram encontrados em R2 ($11,80 \pm 5,20$), seguido de S2 ($14,16 \pm 4,85$), R1 ($15 \pm 5,82$) e S1 ($16 \pm 6,61$).

Tabela 2 - Variação no número de espécies e no número de contatos por ponto de escuta entre as áreas amostradas em abrangência da floresta Ombrófila Mista, no sul do Brasil. Letras diferentes indicam diferença significativa entre as situações (ANOVA de medidas repetidas; LSD *post hoc test*). P (Floresta madura); S1, S2 (Florestas secundárias); R1, R2 (Reflorestamentos com *Araucaria angustifolia*).

	Áreas					$F_{(4,55)}$	p
	P	S1	S2	R1	R2		
Riqueza	17.45 ± 5.43^c	12.28 ± 4.20^a	11.73 ± 3.89^a	11.5 ± 3.74^a	9.59 ± 3.66^b	15.68	<0.001
Abundância	19.02 ± 6.61^c	16 ± 6.61^a	14.16 ± 4.85^{ab}	15 ± 5.82^a	11.8 ± 5.20^b	7.18	<0.001

Correlacionando o número de espécies por família entre os ambientes, há uma correlação forte entre a floresta madura e as florestas secundárias ($r = 0.87$, $p < 0.001$) como também entre a floresta madura e os reflorestamentos ($r = 0.87$, $p < 0.001$). Odontophoridae, Grallaridae, Cotingidae, Formicariidae, Scleruridae e Psittacidae são famílias presentes apenas na floresta madura. Entre as florestas secundárias e os reflorestamentos houve uma correlação muito forte entre o número de espécies por família ($r = 0.96$, $p < 0.001$).

Quanto ao hábito alimentar, aves frugívoras, insetívoras e nectarívoras apresentaram menores riquezas específicas por ponto amostral nas áreas perturbadas em relação à mata madura (Tabela 03). Por outro lado, aves onívoras apresentaram a maior e menor riqueza específica nas florestas secundárias e reflorestamentos respectivamente. Aves granívoras ocorrem com riqueza similar entre a floresta madura e as florestas secundárias, mas é reduzida nos reflorestamentos.

Refinando a análise à guildas alimentares, a proporção do número de espécies por ponto é significativamente maior na floresta madura do que nas áreas perturbadas ($p < 0.05$; Tabela 03) principalmente nos frugívoros-arbóreos, nos frugívoros-insetívoros e nos insetívoros-escaladores-de-galho-internos. As guildas dos granívoros-terrestres,

insetívoros-frugívoros, insetívoros-carnívoros e insetívoros-arbóreos também detém maior riqueza específica por ponto amostral na floresta madura em relação às florestas perturbadas. A guilda de insetívoros-terrestres é exclusiva da floresta madura. A guilda granívoros-de-estrato-inferior detém uma maior proporção de espécies nos ambientes perturbados em relação à floresta madura. Similarmente, insetívoros-de-estrato-inferior possuem um maior número de representantes nos reflorestamentos, seguidos então das florestas secundárias e por fim da floresta madura. A única guilda que não mostrou diferença estatística entre as áreas foi a de insetívoros-escaladores-de-tronco-e-galho ($p > 0.05$; Tabela 03).

Quase totalidade das guildas apresentou maior riqueza específica por ponto amostral na floresta madura, seguida por florestas secundárias e reflorestamentos. A exceção são as guildas dos granívoros-de-estrato-inferior e insetívoros-de-estrato-inferior, mais numerosas nas florestas perturbadas em relação à floresta madura.

Tabela 3 - Média (SD) do número de espécies por guilda e por hábito alimentar registrado por ponto de escuta nas áreas estudadas, em abrangência da floresta Ombrófila Mista, sul do Brasil. P: floresta madura; S1 e S2: florestas secundárias; R1 e R2: reflorestamentos com *Araucaria angustifolia*. ANOVA (dados paramétricos) e Kruskal-wallis (dados não-paramétricos); FRU-ARB (Frugívoros-arbóreos); FRU-INS (Frugívoros-insetívoros); GRA-INF (Granívoros-de-estrato-inferior); GRA-TER (Granívoros-terrestres); INS-FRU (Insetívoros-frugívoros); INS-CAR (Insetívoros-carnívoros); INS-ARB (Insetívoros-arbóreos); INS-TER (Insetívoros-terrestres); INS-INT (Insetívoros-escaladores-de-galho-interno); INS-ESC (Insetívoros-escaladores-de-tronco-e-galho); INS-INF (Insetívoros-de-estrato-inferior).

	P Média/SD	S1, S2 Média/SD	R1, R2 Média/SD	ANOVA/ Kruskal-Wallis
Hábito alimentar				
FRUGÍVOROS	3.83±1.61 ^a	1.16± 0.93 ^b	0.80± 0.82 ^b	F _{2,213} =185.46, p < 0.001*
INSETÍVOROS	12.01±3.83 ^a	8.62±2.59 ^b	8.79±2.01 ^b	F _{2,213} = 22.03, p < 0.001*
GRANÍVOROS	0.46±0.69 ^a	0.44±0.36 ^a	0.21±0.27 ^b	H = 13.60, df 2, p = 0.001*
NECTARÍVOROS	0.23 ± 0.46 ^a	0.16±0.24 ^a	0.06±0.17 ^b	H = 10.04, df 2, p = 0.006*
ONÍVOROS	0.90±0.80 ^a	1.58±0.76 ^b	0.77±0.69 ^c	H = 41.86, df 2, p <0.001*
Guilda alimentar				
FRU-ARB	0.51 ± 0.54 ^a	0 ^b	0.05 ^b	H = 79.93, df 2, p <0.001*
FRU-INS	5.05 ± 2.33 ^a	1.18± 0.63 ^b	0.79± 0.56 ^b	F _{2,213} = 237.45, p < 0.001*
GRA-INF	0.05± 0.23 ^a	0.34±0.32 ^b	0.16±0.26 ^c	H = 42.29, df 2, p <0.001*
GRA-TER	0.40 ± 0.62 ^a	0.12±0.23 ^b	0.04±0.13 ^b	H = 16.83, df 2, p < 0.001*
INS-FRU	1.73± 1.19 ^a	1.09±0.74 ^b	1.02±0.60 ^b	F _{2,213} = 9.05, p < 0.001*
INS-CAR	0.29±0.51 ^a	0.03±0.11 ^b	0.09±0.19 ^b	H = 14.00, df 2, p < 0.001*
INS-ARB	2.29± 1.06 ^a	0.77±0.49 ^b	0.42±0.45 ^c	F _{2,213} = 129.11, p < 0.001*
INS-TER	1.57± 0.93	0	0	
INS-INT	1.07±1.01 ^a	0.18±0.28 ^b	0.16±0.30 ^b	H = 61.29, df 2, p < 0.001*
INS-ESC	1.80 ± 1.17 ^a	1.93±0.97 ^a	1.87±0.79 ^a	F _{2,213} = 0.82, p = 0.441
INS-INF	3.25 ± 1.65 ^a	4.43± 1.57 ^b	5.21±1.26 ^c	F _{2,213} = 34.37, df 2, p <0.001*

*Letras dissimilares indicam diferença estatística.

Considerando as florestas secundárias e os reflorestamentos em conjunto, foi possível avaliar o Potencial de Ocupação (PO) geral de áreas perturbadas para a avifauna.

Setenta e dois por cento das espécies registradas em P possuem algum potencial para ocupar ambientes perturbados: 31 espécies apresentaram baixo PO (e.g. *Turdus subalaris*, *Hypoedaleus guttatus*, *Cichlocolaptes leucophrus*), 14 PO intermediário (e.g. *Trogon surrucura*, *Heliobletus contaminatus* e *Platyrinchus mystaceus*) e 27 PO alto (e.g. *Poecilotriccus plumbeiceps*, *Conopophaga lineta*, *Thamnophilus caerulescens*; Apêndice III). Vinte e oito espécies possuem potencial restrito de ocupação nas florestas perturbadas (e.g. *Saltator fuliginosus*, *Clibanornis dendrocolaptoides* e *Odontophorus capueira*), sendo exclusivas da floresta madura.

Considerando o PO geral das espécies, os parâmetros “Ordem Taxonômica” e “Grau de Endemismo” não mostraram diferença estatística na proporção de espécies em relação ao PO ($p > 0.05$; Tabela 04). Porém os parâmetros “Raridade”, “Sensibilidade” e “Uso de Florestas” apresentaram diferença significativa ($p < 0.05$; Tabela 04; Apêndice IV). Assim, espécies com alto PO são em sua maioria aquelas comuns a razoavelmente comuns, de baixa e média sensibilidade à fragmentação, e que se utilizam de mais de três tipos florestais. Houve uma correlação fraca não significativa quanto à área de distribuição geográfica e o PO geral das espécies ($r = 0.12$, $p = 0.303$). Entre o tamanho corporal das espécies e o PO não houve correlação ($r = -0.04$; $p = 0.622$).

Quando o PO é analisado somente em relação aos reflorestamentos, obteve-se a seguinte relação: 36 espécies apresentaram PO restrito; 26 espécies PO baixo; 15 espécies PO intermediário e 23 espécies PO alto. Em relação aos reflorestamentos, apenas a categoria que diz respeito à sensibilidade mostrou diferença estatística ($G = 0.35$, $p = 0.02$; Tabela 04; Apêndice IV). Logo, espécies consideradas de alta sensibilidade à fragmentação florestal são mais relutantes a ocupar os reflorestamentos. Existe uma correlação positiva moderada ($r = 0.54$; $p < 0.001$; Figura 05) entre os valores de PO das espécies entre os dois tipos de reflorestamentos (R1 e R2). *Myiodinastes maculatus*, *C. lineata*, *Phylloscartes ventralis*, *Turdus amaurochalinus*, *Cyanocorax chrysops*, *Synallaxis ruficapilla*, *Xiphocolaptes albicollis* são algumas das espécies com maior potencial para ocupar R2. Já *Eleoscytalopus indigoticus*, *P. plumbeiceps*, *Pachyramphus polychopterus*, *Piaya cayana*, *Dryophila rubricollis*, *Dryocopus lineatus*, *Picumnus temminck* e *Cyanoloxia moesta* são espécies com maior potencial para ocupar R1.

Quando o PO é analisado somente em relação às florestas secundárias, obteve-se a seguinte relação: 40 espécies possuem PO restrito de ocupar as florestas secundárias; 20 PO baixo; 17 PO intermediário e 23 PO alto. Dentre as categorias testadas, as categorias que dizem respeito à “raridade” ($G = 0.42$, $p = 0.0009$), à “sensibilidade” ($G =$

0.40, $p = 0.003$) e ao “uso de florestas” ($G = 0.37$, $p = 0.01$) mostraram diferença estatística (Tabela 04; Apêndice IV). Logo, espécies de ocorrência rara/ incomum, de alta sensibilidade à fragmentação e que usam entre 1-2 tipos de florestas são mais relutantes a ocupar as florestas secundárias.

Quanto à ocupação das espécies entre as duas situações de floresta secundárias (S1 e S2), há uma correlação positiva fraca ($r = 0.16$, $p < 0.001$; Figura 05). *Eleoscytalopus indigoticus*, *P. polychopterus*, *C. lineata*, *P. plumbeiceps* e *Hemitriccus diops* são algumas das espécies com maior potencial para ocupar S1 enquanto que *Colaptes melanochlorus*, *Leptotila verreauxi*, *Lepidocolaptes falcinellus*, *Saltator similis*, *Pyrrhocomma ruficeps*, *D. lineatus*, *C. chrysops*, *P. ventralis* são espécies com maior potencial para ocupar S2.

Figura 5 - Correlação entre o Potencial de Ocupação (PO) das espécies nas florestas secundárias (S1 e S2) e nos reflorestamentos com *Araucaria angustifolia* (R1 e R2) obtido nas áreas de estudo em abrangência da floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil.

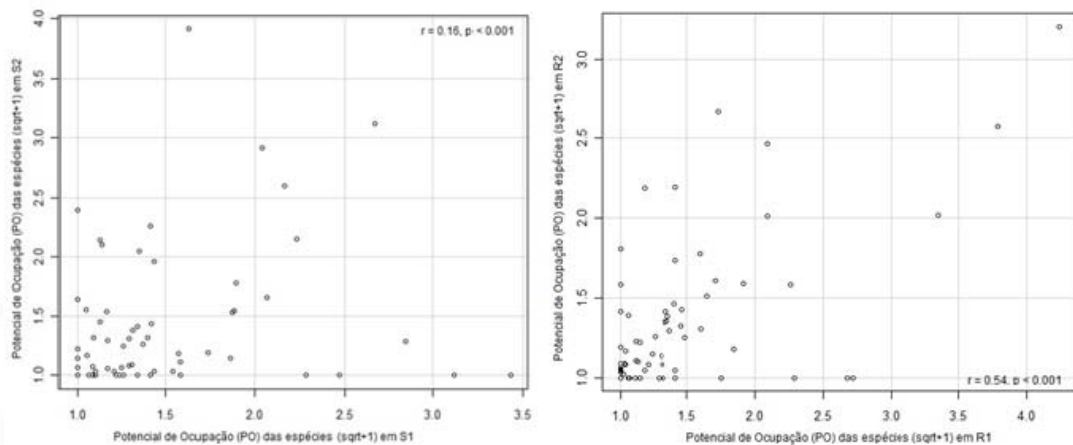
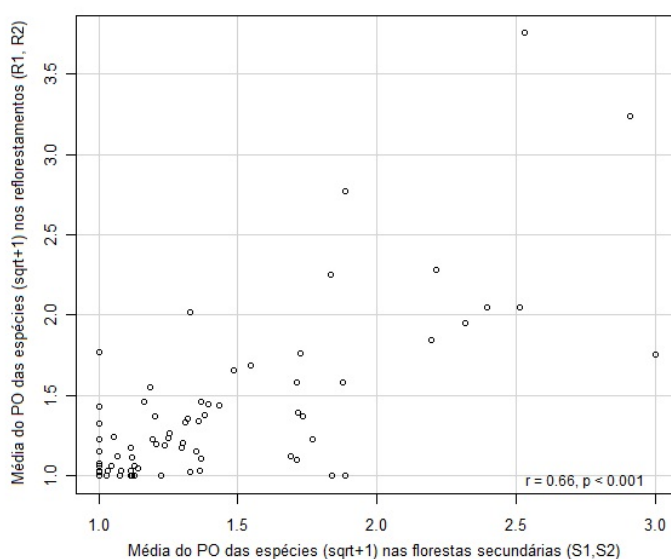


Tabela 4 - Número de espécies de acordo com o PO (potencial de ocupação) e respectivas categorias de classificação ecológica registradas nas áreas de estudo em abrangência da floresta Ombrófila Mista, sul do Brasil. R (PO restrito); B (PO baixo); I (PO intermediário) e A (PO alto) e valores obtidos na Tabela de Contingência para as categorias com significância estatística ($p < 0.05$).

	Geral				Florestas secundárias				Reflorestamentos			
	R	B	I	A	R	B	I	A	R	B	I	A
	28	31	14	27	40	20	17	23	36	26	15	23
Ordem taxonômica												
Passeriformes	22	22	11	23	30	15	13	20	28	19	12	19
Não-passeriformes	6	9	3	4	10	5	4	3	8	7	3	4
Passeriformes												
Oscines	5	7	5	7	7	5	6	6	8	7	4	5
Suboscines	17	15	6	16	23	10	7	14	20	12	8	14
Raridade												
Comum	4	9	6	13	6	6	10	10	9	7	5	11
Raz. Comum	10	15	6	12	16	11	4	12	12	15	7	9
Incomum	14	7	2	2	18	3	3	1	15	4	3	3
		G = 0.38, p = 0.008				G = 0.33, p = 0.0009						
Sensibilidade												
Alta	10	6	0	2	13	2	2	1	12	4	1	1
Média	12	15	5	15	20	9	4	9	16	10	8	8
Baixa	6	10	9	10	7	9	11	13	8	12	6	14
		G = 0.36, p = 0.01				G = 0.40, p = 0.003				G = 0.35, p = 0.02		
Endemismo												
Endêmicas	16	16	6	8	23	9	8	6	18	13	8	7
Não-endêmicas	12	15	8	19	17	11	9	17	18	13	7	16
Uso de florestas												
1 a 2	17	17	5	6	26	9	5	5	20	11	9	5
3 a 4	10	14	7	16	12	11	10	14	14	13	5	15
5 a 6	1	0	2	5	2	0	2	4	2	2	1	3
		G = 0.35, p = 0.02				G = 0.37, p = 0.01						

Trinta e duas espécies apresentaram o mesmo PO tanto em florestas secundárias quanto nos reflorestamentos com Araucária (16 alto, 06 intermediário e 10 baixo PO) e 40 espécies mostraram variação na categorização (Apêndice III). Há uma correlação positiva moderada ($r = 0.66$, $p < 0.001$; Figura 06) entre a média do PO das espécies nas florestas secundárias e nos reflorestamentos.

Figura 6 - Correlação entre o Potencial de Ocupação (PO) das espécies nas florestas secundárias (média S1, S2) e nos reflorestamentos com *Araucaria angustifolia* (média R1, R2) obtido nas áreas de estudo em abrangência da floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil.



4 DISCUSSÃO

Uma parcela significativa da avifauna da floresta madura parece capaz de ocupar tanto florestas secundárias quanto reflorestamentos com Araucária (72%). Entretanto, algumas espécies especialistas e características de ambientes florestais maduros parecem incapazes de ocupar estes ambientes perturbados (espécies com PO restrito; 28%). Um grande número de estudos enfatiza que tanto florestas secundárias quanto reflorestamentos podem subsidiar a permanência de uma parcela significativa de aves de florestas maduras nos trópicos (e.g. Terborgh & Weske, 1969; Sodhi et al., 2005; Barlow et al., 2007a, 2007b; Loyn et al., 2007; Farwig et al., 2009). Entretanto, em alguns locais, o registro de espécies em florestas perturbadas relacionadas a ambientes maduros parece estar atrelado à presença de um efeito-resgate de uma floresta madura vizinha (Zurita et al., 2006; Volpato et al., 2010).

Dunn (2004) enfatiza que mesmo após muitos anos pós-perturbação, florestas em regeneração podem ser incapazes de subsidiar a permanência de aves florestais especialistas, como o observado no presente estudo, e constatado também por outros autores (Shankar Raman et al., 1998; Bihn et al., 2008). Segundo Zurita et al. (2006), espécies florestais dependentes são especialmente afetadas pela substituição de florestas nativas. As áreas amostradas em Santa Catarina estão com cerca de 30-40 anos de regeneração, e ainda parecem incapazes de subsidiar a permanência de certas espécies de aves especialistas, e até mesmo algumas famílias (e.g. Grallaridae, Formicariidae), apesar de algumas destas serem registradas próximas aos sítios amostrais.

Trinta e duas espécies apresentaram o mesmo PO tanto em florestas secundárias quanto nos reflorestamentos e 40 espécies mostraram diferenças nos POs (Apêndice III). *Thamnophilus caerulescens*, *Dendrocolaptes platyrostis*, *P. polychopterus* e *E. indigoticus* (Apêndice III) são algumas espécies com mesmo PO tanto nos reflorestamentos quanto nas florestas secundárias. *Picumnus temmincki* e *Pachyramphus castaneus*, por exemplo, possuem baixo PO nas florestas secundárias e alto PO nos reflorestamentos, parecendo mais sensíveis a perturbações constantes provenientes do corte seletivo e pastoreio, preferindo o sub-bosque em regeneração denso dos reflorestamentos.

De acordo com Donner et al. (2010), a perturbação antrópica pode eliminar ou criar novas manchas de habitat ou não habitat na paisagem a taxas variáveis, enquanto a sucessão ecológica pode mudar a adequação de uma mancha para uma espécie focal alterando a dinâmica de extinção e colonização ao longo do tempo. Esta aparente preferência das espécies por um dado ambiente condiz com o descrito por Terborgh (1985) onde o substrato de forrageio, presença de recursos alimentares e a própria competição são especialmente importantes na escolha do habitat pelas espécies. Essa variação no PO entre as florestas secundárias e os reflorestamentos deve estar atrelado a essa variação na disponibilidade dos recursos requeridos por cada espécie.

Pode-se afirmar que espécies dos reflorestamentos tiveram um processo de colonização à medida que o sub-bosque regenerou. Logo, as espécies com maior potencial para ocupar os reflorestamentos podem ser consideradas boas colonizadoras de florestas em regeneração, como *D. rubricollis*, *Basileuterus leucoblepharus* e *P. teminchii*, mas por outro lado, sensíveis a perturbações constantes no ambiente, como àquelas derivadas do pastoreio e/ou corte seletivo, possuindo menores POs em S1 e S2. Já as espécies com maior PO nas secundárias podem ser consideradas espécies com maior capacidade de resiliência a distúrbios, como *L. verreauxi*, *Cyclarhis gujanensis* e *P. ruficeps*, que apesar da perturbação,

estas espécies estão presentes em maior abundância nessas áreas. Já espécies como *Formicarius colma*, *Sclerurus scansor* (PO restrito), ou *Turdus flavipes*, *Turdus albicollis* (PO baixo), são similarmente descritas em Aleixo (1999) como preferíveis por habitats maduros, parecendo bastante sensíveis à perturbação antrópica. Apesar de algumas destas espécies ocorrerem com menor PO nas florestas perturbadas, talvez estas áreas não sejam suficientes para manter suas populações, sendo usadas ocasionalmente por estas, como local de forrageio ou até mesmo, como trampolim entre habitats com melhor qualidade.

Não só certas espécies são mais sensíveis a alterações no habitat, mas também certos grupos específicos, como é o caso das guildas alimentares (Aleixo, 1999; Stratford & Stouffer, 1999). Insetívoros terrestres, guilda restrita à floresta madura em nosso estudo, perfaz um grupo altamente sensível a distúrbios e a fragmentação florestal, sendo este fato bem documentado na região neotropical (Canaday, 1996; Aleixo, 1999; Stratford & Stouffer, 1999). Já insetívoros escaladores de tronco, parecem ter maior potencial de resiliência para ocupar áreas sob pressão antropogênica (Peh et al., 2005), talvez pela dependência deste grupo por troncos e árvores na floresta (Sick, 1997) e não do adensamento da vegetação do sub-bosque.

Aleixo (1999) descreve que insetívoros de sub-bosque caracterizam um grupo bastante sensível à alterações no habitat. Os reflorestamentos, apesar de terem sofrido com o corte raso quando implantados, após cerca de 30-40 anos de regeneração subsidiam maior riqueza específica de aves deste grupo, provavelmente devido as oportunidades de nidificação e forrageio que a floresta em regeneração proporciona a estas espécies. Entretanto, estes mesmos reflorestamentos não são capazes ainda de subsidiar aves frugívoras ou insetívoras terrestres, bastante sensíveis à degradação ambiental (Willis, 1979; Aleixo, 1999). Diferentemente dos reflorestamentos, na floresta secundária onde o pastoreio bovino elimina o estrato inferior da floresta (S2), muitas espécies de aves de sub-bosque são incapazes de se estabelecer e persistir neste ambiente, pela consequente eliminação de fontes de forrageio e nidificação.

A perda de espécies-chave ou de grupos específicos (como no caso das guildas tróficas) seguindo distúrbios pode ter implicações importantes para a funcionalidade ecossistêmica (Sekercioglu, 2002, 2006a, 2006b), e a perda de funções desempenhadas por certas espécies especialistas podem não ser desempenhadas por outras (Elmqvist et al., 2003; Sekercioglu, 2006b). Alguns serviços ecossistêmicos fundamentais podem ser comprometidos, como a polinização (Elmqvist et al., 2003; Anderson et al., 2011), a dispersão de sementes (Howe & Smallwood, 1982; Nathan & Muller-Landau, 2000; Cordeiro

& Howe, 2003) e até mesmo o controle de herbívoros (Van Bael et al., 2008; Tschardt et al., 2008; Barbaro & Battisti, 2011).

Alguns autores vêm tentando caracterizar quais atributos caracterizam espécies com maior risco de extinção no caso de ameaças induzidas pelo homem (Henle et al., 2004; O'Grady et al., 2004; Stork et al., 2009). O tamanho corporal apontado por alguns autores (e.g. Cardillo & Bromhan, 2001; Cardillo, 2003; Cardillo et al., 2005) não mostrou diferença estatística quando relacionado ao PO das espécies no presente estudo, assim como o grau de endemismo (Aleixo, 1999; Protomastro, 2001). Espécies endêmicas da Mata Atlântica são especialmente sensíveis (Anjos et al., 2010a) e muitas destas espécies não conseguem se adaptar à estrutura da vegetação secundária (Aleixo, 1999, 2001). Apesar desta categoria não mostrar diferença estatística, 70% das espécies endêmicas do bioma Mata Atlântica registradas no presente estudo, apresentam potencial restrito ou baixo de ocupação em florestas perturbadas, como também sugerido por Aleixo (1999) e Uezu & Metzger (2011).

O tamanho da distribuição geográfica também é apontado com um fator que prediz o risco de extinção de espécies (Harris & Pimm, 2004, 2008; Isaac et al., 2009). Esta categoria apesar de não apresentar significância estatística mostra uma tendência das espécies com ampla distribuição geográfica deterem maior PO para ocupar ambientes perturbados em relação àquelas com distribuição geográfica restrita. A especificidade no habitat (e.g. Julliard et al., 2006; Stouffer & Bierregaard, 1995) parece um fator determinante, sendo que espécies com maior plasticidade em ocupar diferentes ambientes/tipos de florestas, tem maior PO para ocupar os ambientes perturbados estudados.

Outra categoria que mostrou significância foi o grau de raridade e a sensibilidade à fragmentação florestal. Goerck (1997) prediz que o modelo de raridade para as espécies de aves da Mata Atlântica é resultado provavelmente de sua ecologia específica ou história evolutiva, sendo que cerca de 68% da avifauna do Bioma é considerada de ocorrência rara. Logo, a pressão de caça e supressão antropogênica pode interferir consideravelmente nas populações destas espécies, o que as torna mais propensas à desaparecer de ambientes alterados pelo homem, como o observado em nosso trabalho. Logo, espécies de abundância comum, de baixa sensibilidade à fragmentação e generalistas de habitat constituem o perfil ecológico das espécies com maior potencial para ocupar ambientes perturbados.

De acordo com Gardner et al. (2009), o futuro das espécies de florestas tropicais é dependente da capacidade destas espécies sobreviverem em paisagens modificadas pelo homem. Cerca de 30% das espécies registradas neste trabalho tem maior probabilidade de extinção não só pela falta de ambientes maduros ou em estágio avançado de regeneração

que sirvam como fonte de indivíduos, como também pela falta de conectividade funcional na paisagem, o que pode afetar a sobrevivência e reprodução dos indivíduos, a dinâmica de população, fluxo gênico e dinâmica predador-presa (Wiens, 2006; Crooks & Sanjayan, 2006). Muitas espécies requerem diferentes tipos de habitats emergidos em uma paisagem, e a disponibilidade e proximidade entre estes diferentes habitats podem afetar a dinâmica populacional e a persistência de determinadas espécies (Taylor et al., 2006). O mosaico de diferentes situações englobando florestas secundárias em diferentes estágios sucessionais e reflorestamentos propicia a colonização das espécies menos especialistas nestes ambientes, mas a falta de uma floresta madura próxima evidencia a ausência de algumas espécies mais especialistas. A floresta madura mais próxima dos ambientes perturbados trata-se da floresta madura em questão, situada na RPPN Serra do Lucindo (cerca de 20-30km das áreas perturbadas).

Estudos na região tropical demonstram que a conectividade e a permeabilidade da matriz na paisagem é um fator chave na manutenção da dinâmica populacional das espécies, especialmente em comunidade de aves (Wiens, 2006; Antongiovanni & Metzger, 2005; Uezu et al., 2005; Martensen et al., 2008; Boscolo & Metzger, 2010). Aves de sub-bosque são especialmente sensíveis não só a alterações na estrutura da vegetação, mas também à fragmentação florestal (Vergara & Simonetti, 2006; Hansbauer et al., 2008), pois esta última não só reduz a qualidade e a quantidade do habitat como também isola populações deste grupo (Stouffer & Bierregaard, 1995). Infelizmente, áreas protegidas por si só não são suficientes para proteger a biodiversidade tropical (Dirzo & Raven, 2003). Deste modo, cabe salientar a importância das áreas de preservação permanente (APP) e reservas legais que a Lei Nº. 4.771, de 15 de setembro de 1965 prevê para as propriedades rurais, as quais podem ser essenciais para a manutenção de muitas espécies de aves nestes ambientes perturbados. Além de que, na presença de uma floresta madura, estas áreas podem funcionar como áreas de deslocamento e/ou dispersão de indivíduos com maior capacidade de dispersão.

Logo, um modelo ideal para a manutenção da avifauna em florestas perturbadas, seria a conciliação entre áreas produtivas e sustentáveis com áreas de conservação ecológica (Engel & Parrota, 2008; Metzger, 2008; Uezu et al., 2008) já que é praticamente impossível retornar às condições originais pós-perturbação com tentativas de restauração florestal. Assim, o manejo ecológico destas áreas sejam, agroecossistemas, reflorestamentos ou outros usos podem auxiliar no aumento da conectividade e diminuir a pressão sobre a biodiversidade, contribuindo para a manutenção da biota em paisagens

modificadas pelo homem. Enfatizamos que o uso da conífera *A. angustifolia*, por esta deter características de espécies pioneiras, parece ser uma excelente espécie para ser implantada em reflorestamentos principalmente àqueles de cunho conservacionista, não só em reflorestamentos mistos, como também, em monoculturas, pois na presença de um efeito-resgate, eles parecem subsidiar a ocorrência de um número ainda mais significativo de espécies de aves, como o sugerido por Volpato et al. (2010).

5 AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos funcionários do ICMBio, em especial A. Battisti Filho, R. Kurchewski, E. Kurchewski, por todo o suporte e apoio logístico para a execução do trabalho de campo na Floresta Nacional de Três Barras; aos funcionários da APREMAVI, em especial E. Schäffer e Edilaine Dick, pelo suporte logístico e concessão para a execução da fase de campo na RPPN Serra do Lucindo; ao coordenador Chefe da Fazenda Thomazzi, que permitiu acesso à área da fazenda. Agradecemos a H.F. Boesing, J.M. Ribeiro e W. Boesing, que auxiliaram durante as fases de campo, com marcação, abertura de trilhas e amostragens; e a C.T.F. Boesing (*in memoriam*), a qual teve participação fundamental e insubstituível, auxiliando não só nas fases de campo, com alimentação e transporte, mas também durante toda a construção desse manuscrito. Agradecemos as valiosas sugestões da banca examinadora composta pelos professores Jean Paul Walter Metzger e José Marcelo Domingues Torezan; agradecemos também a avaliação inicial da Pré-banca, realizada pelo professores José Flavio Cândido-Junior e Sandra Maria Hartz. O primeiro autor é bolsista da CAPES (Cordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) e o segundo autor, bolsista CNPQ (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico).

REFERÊNCIAS

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

Aleixo, A., 2001. Conservação da avifauna da Floresta Atlântica: efeitos da fragmentação e a importância de florestas secundárias in Albuquerque, J. L. B., Cândido Jr., J. F., Straube, F. C., Roos, A. L., (Eds.), *Ornitologia e Conservação: da ciência às estratégias*. Editora Unisul, Tubarão, pp. 199-206.

American Ornithologists' Union., 2002. Check-list of South American Birds. Versão: 02 Fevereiro 2012. Disponível em: www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html. Acesso em 06 Fevereiro 2012.

Anderson, S. H., Kelly, D., Ladley, J. L., Molloy, S. Terry, J., 2011. Cascading effects of bird functional extinction reduce polinization and plant diversity. *Science* 331, 1068-1071.

Anjos, L., 2004. Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 76, 429-434.

Anjos, L., 2006. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic Forest in southern Brazil. *Biotropica* 38, 229-234.

Anjos, L., Holt, R. D., Robinson, S., 2010a. Position in the distributional range and sensitivity to forest fragmentation in birds: a case history from the Atlantic Forest, Brazil. *Bird Conservation International* 20, 392-399.

Anjos, L., Volpato, G. H., Mendonça, L. B., Serafini, P. P., Lopes, E. V., Boçón, R., Silveira, E. S., Bisheimer, M. V., 2010b. Técnicas de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal: uma análise comparativa baseada em dados empíricos in Von Matter, S., Straube, F. C., Accordi, Y. A., Piacentini, V. Q., Cândido-Junior, J. F., (Eds.), *Ornitologia e Conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Technical Books Editora, Rio de Janeiro, pp. 63-76.

Anjos, L., Collins, C. D., Holt, R. D., Volpato, G. H., Mendonça, L. B., Lopes, E. V., Bóçon, R., Bisheimer, M. V., Serafini, P. P., Carvalho, J., 2011. Bird species abundance-occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 144, 2213-2222.

Antogiovanni, M., Metzger, J. P., 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122, 441-451.

Backes, A., 2009. Distribuição geográfica atual da Floresta com Araucárias: condicionamento climático in Fonseca, C.R., Souza, A. F., Leal-Zanchet, A. M., Dutra, T., Backes, A., Ganado, G., (Eds.), Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável. Editora Holos, Ribeirão Preto, pp. 39-44.

Banks-Leite, C., Ewers, R. M., Metzger, J. P., 2010. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. *Oikos* 119, 918-926.

Barbaro, L., Battisti, A., 2011. Bird as predator of the pine processionary moth (Lepidoptera: Notodontidae). *Biological Control* 56, 107-114.

Barlow, J., Peres, C. A., Henriques, L. M. P., Stouffer, P. C., Wunderle, J. M., 2006. The responses of understory birds to forest fragmentation, logging and wildfires: an Amazonian synthesis. *Biological Conservation* 128, 182-192.

Barlow, J., Mestre, L. A. M., Gardner, T. A., Peres, C. A., 2007a. The value of primary, secondary and plantations for Amazonian birds. *Biological Conservation* 136, 212-231.

Barlow, J., T. A., Gardner, I. S., Araújo, T. A., Ávila-Pires, A. B., Bonaldo, J. E., Costa, M. C., Esposito, L. V., Ferreira, J., Hawes, M. I. M., Hernandez, M. S., Hoogmoed, R. N., Leite, N. F., Lo-Man-Hung, J. R., Malcolm, M. B., Martins, L. A. M., Mestre, R., Miranda-Santos, A. L., Nunes-Gutjahr, W. L., Overall, L., Parry, S. L., Peters, M. A., Ribeiro-Junior, M. N. F., da Silva, Silva-Motta, C., Peres, C. A., 2007b. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary and plantations forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America PNAS* 104, 18555-18560.

Batalha, M. A., Cianciaruso, M. V., Motta-Junior, J. C., 2010. Consequences of simulated loss of open Cerrado areas to bird functional diversity. *Natureza & Conservação* 8, 34-40.

Bencke, G. A., Maurício, G. N., Develey, P. F., Goerck, J. M., 2006. Áreas importantes para a conservação de aves no Brasil. Parte I – Estados do domínio da Mata Atlântica. SAVE Brasil, São Paulo.

Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A., 1992. Bird census technics. Academic Press, London.

Bihn, J. H., Verhaagh, M., Brändle, M. Brandl, R., 2008. Do secondary forests act as refuge for old growth forest animals? Recovery of ant diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *Biological Conservation* 141, 733-743.

BirdLife International., 2012. IUCN Red List for birds. Disponível em: <http://www.birdlife.org>. Acesso em 06 Fevereiro 2012.

Blake, J. G., Loiselle, B. A., 2001. Bird assemblages in second-growth and old-growth forests, Costa Rica: perspectives from mist nets and point counts. *Auk* 118, 304-326.

Blake, J., 2007. Neotropical forest bird communities: a comparison of species richness and composition at local and regional scales. *Condor* 109, 237-255.

Blondel, J., Ferry, C., Frochot, B., 1970. La méthode des indices ponctuels d'abondance (IPA) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". *Alauda* 38, 55-71.

Boscolo, D., Metzger, J.P., 2010. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. *Ecography* 34: 1018-1029.

Bradshaw, C. J. A., Sodhi, N. S., Brook, B. W., 2009. Tropical turmoil - a biodiversity tragedy in progress. *Frontiers in Ecology and Environment* 7, 79-87.

Canaday, C., 1996. Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in Amazonia. *Biological Conservation* 77, 63-77.

Cardillo, M., Bromham, L., 2001. Body size and risk of extinction in Australian mammals. *Conservation Biology* 15, 1435-1440.

Cardillo, M., 2003. Biological determinants of extinction risk: why are smaller species less vulnerable? *Animal Conservation* 6, 63-69.

Cardillo, M., Mace, G. M., Jones, K. E., Bielby, J., Bininda-Emonds, O. R. P., Sechrest, W., Orme, C. D. L., Purvis, A., 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science* 309, 1239-1241.

Colwell, R.K., Coddington, J. A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* #45, 101-118.

Colwell, R. K., 2011. *Estimates: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples*. Version 9. 2011. User's Guide and application. Disponível em: <http://purl.oclc.org/estimates>. Acesso em: 07 Novembro 2011.

Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos CBRO., 2010. *Listas das aves do Brasil*. 9ª Edição. Disponível em: <http://www.cbro.org.br>. Acesso em: 06 Fevereiro 2012.

Cordeiro, N.J., Howe, H. F., 2003. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America PNAS* 100, 14052-14056.

Crooks, K. R., Sanjayan, M., 2006. *Connectivity conservation: maintaining connections for nature* in Crooks, K. R., Sanjayan, M., (Eds.), *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 01-19.

Dean, W., 1996. *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das letras, São Paulo.

De La Peña, M., Rumboll, M., 1998. *Birds of southern south America and Antarctica*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

Dirzo, R., Raven, P.H., 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environments and Resources* 28, 137-167.

- Donner, D. M., Ribic, C. A., Probst, J. R., 2010. Patch dynamics and the timing of colonization-abandonment events by male Kirtland's Warblers in an early succession habitat. *Biological Conservation* 143, 1159-1167.
- Dunn, R. R., 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology* 18, 302-309
- Dunning, J. B., 2008. Handbook of avian body masses, second edition. CRC Press: Taylor & Francis Group, Boca Raton, London, New York.
- Durán, S. M., Kattan, G. H., 2005. A test of the utility of exotic tree plantations for understory birds and food resources in the Colombian Andes. *Biotropica* 37, 129-135.
- Edwards, D. P., Ansell, F.A., Ahmad, A. H., Nilus, R., Hamer, K. C., 2009. The value of rehabilitating logged rainforest for birds. *Conservation Biology* 23, 1628-1633.
- Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B., Norberg, J., 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and Environment* 1, 488-494.
- Engel, V.L., Parrota, J. A., 2008. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais in Kageyama, P. Y., Oliveira, R. E., Moraes, L. F. D., Engel, C. L., Gandara, F. B., (Eds.), *Restauração ecológica de ecossistemas naturais, primeira edição revisada*. FEPAF, Botucatu, pp. 03-26.
- Esquivel, A. M., Peris, S., 2008. Influence of day time duration and number of counts in point count sampling of birds in an Atlantic Forest of Paraguay. *Ornitologia Neotropical* 19, 229-242.
- Farwig, N., Sajita, N., Böning-Gaese, K., 2009. Conservation value of forest plantations for bird communities in western Kenya. *Forest Ecology and Management* 255, 3885-3892.
- Flynn, D. F. B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B. T., Lin, B. B., Simpson, N., Mayfield, M. M., DeClerck, F., 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12, 22-33.

Fowler, J., Cohen, L., 1995. *Statistic for ornithologists*, second edition. British Trust for ornithology Guide No 22.

Gallindo-Leal, C., Câmara, I. G., 2003. Atlantic Forest *hotspot* status: an overview in Gallindo-Leal, C., Câmara, I. G., (Eds.), *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Island Press, Washington, pp. 03-11.

Gardner, T.A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R. M., Harvey, C. A., Peres, C. A., Sodhi, N. S., 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human modified world *Ecology Letters* 12, 561-582.

Gibson, L., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, P. W., Gardner, T. A., Barlow, J., Peres, C. A., Bradshaw, C. J. A., Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Sodhi, N. S., 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478, 378-383.

Goerck, J.M., 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic Forest of Brazil. *Conservation Biology* 11, 112-118.

Gotelli, N. J., Colwell, R. K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4, 379-391

Hammer, O., Harper, D. A. T., Ryan, P. D., 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontological Electronica*.

Hansbauer, M. M., Storch, I., Leu, S., Nieto-Holguin, J-P., Pimentel, R. G., Knauer, F., Metzger, J. P., 2008. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic rainforest. *Biological Conservation* 141, 782-791.

Harris, G. M., Pimm, S. L., 2004. Bird species' tolerance of secondary forest habitats and its effects on extinction. *Conservation Biology* 18, 1607-1616.

Harris, G. M., Pimm, S. L., 2008. Range size and extinction risk in forest birds. *Conservation Biology* 22, 163-171.

Henle, K., Davies, K. F., Kleyer, M., Margules, C., Settele, J., 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13, 207-251.

Howe, H.F., Smallwood, J., 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 13, 201-228.

Hughes, J. B., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., 2002. Conservation of tropical forest birds in countryside habitats. *Ecology Letters* 5, 121-129.

Isaac, J. L., Vanderwal, J., Johnson, C. N., Willians, S. E., 2009. Resistance and resilience: quantifying relative extinction risk in a diverse assemblage of Australian tropical rainforest vertebrates. *Biodiversity and Distributions* 15, 280-288.

Julliard, R., Cloave, J., Devictor, V., Jiguet, F., Couvet, D., 2006. Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. *Ecology Letters* 9, 1237-1244.

Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R., Boucher, T., 2007. Domesticated nature: shaping landscapes and eco-systems for human welfare. *Science* 316, 1866-1869.

Koh, L. P., 2008. Can oil palm plantations be made more hospitable for forest butterflies and birds? *Journal of Applied Ecology* 45, 1002-1009.

Lantschner, M.V., Rusch, V., Peyrou, C., 2008. Bird assemblages in pine plantations replacing native ecosystems in NW Patagonia. *Biodiversity and Conservation* 17, 969-989.

Laurance, W. F., Useche, D. C., 2009. Environmental synergisms and extinctions of tropical species. *Conservation Biology* 23, 1427-1437.

Lewis, S.L., Lloyd, J., Sitch, S., Mitchard, E. T. A., Laurance, W. F., 2009. Changing ecology of tropical forests: evidence and drivers. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 40, 529-549.

Lista de Espécies da Flora do Brasil., 2012. Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/>. Acesso em: 06 Fevereiro 2012.

Loyn, R. H., McNabb, E. G., Macak, P., Noble, P., 2007. Eucalypt plantations as habitat for birds on previously cleared farmland in south-eastern Australia. *Biological Conservation* 137, 533-548.

Maak, R., 1981. Geografia física do estado do Paraná, segunda edição. José Olimpio Editora, Rio de Janeiro.

Maiochi, G. M., Francisco, M. L. S., 2010. Criada a RPPN na Serra do Lucindo. Disponível em: <http://www.apremavi.org.br/noticias/apremavi/612/criada-a-rppn-na-serra-do-lucindo>. Data de acesso: 06 Fevereiro 2012.

Marques, A.C., 2007. Planejamento da paisagem da Floresta Nacional de Três Barras (Três Barras – SC): subsídios ao plano de manejo. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Marsden, S. J., 1998. Changes in bird abundance following selective logging on Seram, Indonesia. *Conservation Biology* 12, 605-611.

Martensen, A.C., Pimentel, R.G., Metzger, J.P., 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain forest: implications for conservation. *Biological Conservation* 141: 2184-2192.

Medeiros, J. D., Gonçalves, M. A., Prochnow, M., Schäffer, W. B., 2004. Floresta com Araucárias: um símbolo da Mata Atlântica a ser salvo da extinção. Apremavi, Rio do Sul.

Mendonça, L. B., Lopes, E. V., Anjos, L., 2009. On the possible extinction of bird species in the Upper Paraná River foodplain, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 69, 747-755.

Metzger, J. P., 2008. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? in Kageyama, P. Y., Oliveira, R. E., Moraes, L. F. D., Engel, C. L., Gandara, F. B., (Eds.),

Restauração ecológica de ecossistemas naturais, primeira edição revisada. FEPAF, Botucatu, pp. 51-76.

Mitra, S. S., Sheldon, F. H., 1993. Use of an exotic plantation by Bornean lowland forest birds. *Auk* 110, 529-540.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.

Nathan, R., Muller-Landau, H.C., 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology and Evolution* 15, 278-285.

O'Grady, J. J., Reed, D. H., Brook, B. W., Frankham, R., 2004. What are the best correlates of predicted extinction risk? *Biological Conservation* 118, 513-520.

Olden, J. D., Poff, N. L., Bestgen, K. R., 2008. Trait synergisms and the rarity, extirpation, and extinction risk of desert fishes. *Ecology* 89, 847-856.

Parker III, T. A., Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., 1996. Ecological and distribution databases in Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker III, T. A., Moskovits, D.K., (Eds.), *Neotropical birds: ecology and conservation*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 131-436.

Peh, K. S.-H., Jong, J., Sodhi, N. S., Lim, S. L.-H., Yap, C. A.-M., 2005. Lowland rainforest avifauna and human disturbance: persistence of primary forest birds in selectively logged forests and mixed-rural habitats of southern Peninsular Malaysia. *Biological Conservation* 123, 489-505.

Petit, L. J., Petit, D. R., 2003. Evaluating the importance of human-modified lands for Neotropical Bird Conservation. *Conservation Biology* 17, 687-694.

Philpott, S.M., Arendt, W.J., Armbrrecht, I., Bichier, P., Diestch, T.V., Gordon, C., Greenberg, R., Perfecto, I., Reynoso-Santos, R., Soto-Pinto, L., Tejeda-Cruz, C., Willians-Linera, G., Valenzuela, J., Zolotoff, J.M., 2008. Biodiversity loss in Latin American coffee landscapes: review of the evidence on ants, birds and trees. *Conservation Biology* 22, 1093-1105.

Philpott, S. M., Soong, O., Lowenstein, J. H., Pulido, A. L., Lopez, D. T., Flynn, D. F. B., DeClerck, F., 2009. Functional richness and ecosystem services: bird predation on arthropods in tropical agro-ecosystems. *Ecological Applications* 19, 1858-1867.

Plano de Manejo., 2010. Plano de Manejo da Floresta Nacional de Três Barras, Diagnóstico, versão preliminar.

Posa, M. R. C., Sodhi, N. S., 2006. Effects of anthropogenic land use on forest birds and butterflies in Subic Bay, Philippines. *Biological Conservation* 129, 256-270.

Prochnow, M., 2009. O Parque Nacional das Araucárias e a Estação Ecológica da Mata Preta: Unidades de conservação da Mata Atlântica. Apremavi, Rio do Sul.

Protomastro, J. J., 2001. A test for preadaptation to human disturbances in the bird community of the Atlantic Forest in Albuquerque, J. L.B., Cândido Jr., J. F., Straube, F. C., Roos, A. L., (Eds.), *Ornitologia e Conservação: da ciência às estratégias*. Editora Unisul, Tubarão, pp. 179-198.

R Development Core Team., 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: www.R-project.org. Acesso em: 20 Outubro 2011.

Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F., Hirota, M., 2009. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142, 1141-1153.

Ribon, R., Simon, J. E., de Mattos, G. T., 2003. Bird extinctions in Atlantic forest fragments on the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17, 1827-1839.

Ridgely, R. S., Tudor, G., 1989. The birds of south American, volume I The Oscines passerines. Oxford University Press, Oxford, Tokio.

Ridgely, R. S., Tudor, G., 1994. The birds of south American, volume II The Suboscines passerines. Oxford University Press, Oxford, Tokio.

Rodewald, P. G., Brittingham, M. C., 2004. Stopover habitats of landbirds during fall: use of edge-dominated and early-successional forests. *The Auk* 121, 1040-1055.

Sekercioglu, C. H., 2002. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation* 107, 229-240.

Sekercioglu, C. H., Ehrlich, P. R., Daily, G. C., Aygen, D., Goehring, D., Sandí, R.F., 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America PNAS* 99, 263-267.

Sekercioglu, C. H., 2006a. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* 21, 464-471.

Sekercioglu, C. H., 2006b. Ecological significance of bird populations in Del Hoyo, J., Elliot, A., Sargatal, J., (Eds.), *Handbook of birds of the world, volume 11*. Lynx Edicions, Barcelona.

Shankar Raman, T. R., Rawat, G. S., Johnsingh, A. J. T., 1998. Recovery of tropical rainforest avifauna in relation to vegetation succession following shifting cultivation in Mizoram, north-east India. *Journal of Applied Ecology* 35, 214-231.

Sick, H., 1997. *Ornitologia brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.

Sigrist, T., 2009. *Guia de Campo Avis Brasilis, Avifauna Brasileira, The Avis brasilis field guide to the birds of Brazil: plates and maps, first edition*. Editora Avis Brasilis: São Paulo.

Sodhi, N. S., Koh, L. P., Prawiradilaga, D. M., Tinulele, D. I., Putra, D. D., Tong Tan, T. H., 2005. Land use and conservation value for forest birds in central Sulawesi (Indonesia). *Biological Conservation* 122, 547-558.

Souza, D. F., 2011. *Relatório do levantamento florístico da Reserva do Patrimônio Particular Natural Serra do Lucindo, em Bela Vista do Toldo, SC. Relatório técnico*.

Statistica Release 7 for Windows., 2011. Statsoft. Inc. 2300. East 14th Street, Tulsa, OK, 74104, USA.

Stork, N. E., Coddington, J. A., Colwell, R. K., Chazdon, R. L., Dick, C. W., Peres, C. A., Sloan, S., Willis, K., 2009. Vulnerability and resilience of tropical forest species to land-use change. *Conservation Biology* 23, 1438-1447.

Stouffer, P. C., Bierregaard, R. O., 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76, 2429-2445.

Stratford, J. A., Stouffer, P. C., 1999. Local extinction of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology* 13, 1416-1423.

Taylor, P. D., Fahrig, L., With, K. A., 2006. Landscape connectivity: a return to the basics in Crooks, K. R., Sanjayan, M., (Eds.), *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 29-43.

Teixeira, A. M. G., Soares-Filho, B. S., Freitas, S. R., Metzger, J. P., 2009. Modelling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. *Forest Ecology and Management* 257, 1219-1230.

Terborgh, J., Weske, J. S., 1969. Colonization of secondary habitats by Peruvian birds. *Ecology* 50, 765-782.

Terborgh, J., 1985. Habitat selection in Amazonian birds in Cody, M. L., (Ed.), *Habitat selection in birds*. Academic Press, Orlando, pp. 311-338.

Tscharntke, T., Sekercioglu, C. H., Dietsch, T. V., Sodhi, N.S., Hoehn, P., Tylianakis, J. M., 2008. Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecology* 89, 944-951.

Uezu, A., Metzger, J. P., Vielliard, J. M. E., 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic forest bird species. *Biological Conservation* 123, 507-519.

Uezu, A., Beyer, D.D., Metzger, J.P., 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiversity and Conservation* 17: 1907-1922.

Uezu, A., Metzger, J.P., 2011. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. *Biodiversity and Conservation* 20, 3627-3643.

Van Bael, S.A., Philpott, S. M., Greenberg, R., Bichier, P., Barber, N. A., Mooney, K. A., Gruner, D. S., 2008. Birds as predator in tropical agro-forestry systems. *Ecology* 89, 928-934.

Vergara, P. M., Simonetti, J. A., 2006. Abundance and movement of understory birds in a Maulino forest fragmented by pine plantations. *Biodiversity and Conservation* 15, 3937-3947.

Volpato, G.H., Prado, V. M., Anjos, L., 2010. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. *Forest Ecology and Management* 260, 1156-1163.

Warkentin, I. G., Greenberg, R., Ortiz, J. S., 1995. Songbird use of gallery woodlands in recently cleared and older settled landscapes of the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Conservation Biology* 9, 1095-1106.

Watson, J. E. M., Wittaker, R. J., Dawson, T. P., 2004. Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forests of southeastern Madagascar. *Biological Conservation* 120, 311-327.

Wiens, J. A., 2006. Introduction: Connectivity research – what are the issues? in Crooks, K. R., Sanjayan, M., (Eds.), *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 23-27.

Willis, E. O., 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33, 01-25.

Wright, S. J., 2005. Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology and Evolution* 20, 553-560.

Zurita, G.A., Rey, N., Varela, D. M., Villagra, M., Bellocq, M. I., 2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: effects on bird communities from the local and regional perspectives. *Forest Ecology and Management* 235, 164-173.

APÊNDICES

APÊNDICE A

Imagens do sub-bosque das áreas de estudo em abrangência da Floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil: A: Floresta secundária (S1; FNT); B: Floresta Secundária (S2; FTH); C: Reflorestamento com *Araucaria angustifolia* (R1; FNT); D: Reflorestamento com *A. angustifolia* (R2; FNT); E: Floresta Madura (P; RSL).



APÊNDICE B

Lista em ordem taxonômica (CBRO, 2010) das espécies de aves de sub-bosque registradas com o método de Pontos de escuta nas cinco áreas de estudo em abrangência da floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil. IPA (Índice Pontual de Abundância). P (mata madura); S1, S2 (florestas secundárias); R1, R2 (reflorestamentos com *Araucaria angustifolia*).

Família/espécie	IPA				
	P	S1	S2	R1	R2
TINAMIDAE					
<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)	19.4	4.1	1.3	5.5	4.1
CRACIDAE					
<i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815	5.5	0	0	1.3	0
ODONTOPHORIDAE					
<i>Odontophorus capueira</i> (Spix, 1825)	1.3	0	0	0	0
FALCONIDAE					
<i>Micrastur ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	2.7	0	0	0	4.1
COLUMBIDAE					
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	4.1	0	19.4	0	0
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	15.2	0	0	0	0
<i>Geotrygon montana</i> (Linnaeus, 1758)	1.3	0	0	0	0
PSITTACIDAE					
<i>Pionopsitta pileata</i> (Scopoli, 1769)	1.3	0	0	0	0
CUCULIDAE					
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	1.3	0	0	5.5	0
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	5.5	0	2.7	0	0
<i>Dromococcyx phasianellus</i> (Spix, 1824)	16.6	0	0	0	0
TROCHILIDAE					
<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839)	2.7	0	0	0	0
<i>Aphantochroa cirrochloris</i> (Vieillot, 1818)	4.1	0	0	2.7	0
<i>Anthracothorax nigricollis</i> (Vieillot, 1817)	0	1.3	0	0	0
<i>Stephanoxis lalandi</i> (Vieillot, 1818)	6.9	5.5	6.9	5.5	6.9
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	0	0	1.3	0	2.7
<i>Hylocharis chrysura</i> (Shaw, 1812)	0	1.3	0	0	0
<i>Leucochloris albicollis</i> (Vieillot, 1818)	9.7	0	16.6	1.3	0
TROGONIDAE					
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	31.9	30.5	23.6	25	26.3
<i>Trogon rufus</i> Gmelin, 1788	22.2	4.1	0	1.3	4.1
BUCONNIDAE					
<i>Nonnula rubecula</i> (Spix, 1824)	0	0	0	1.3	0
PICIDAE					
<i>Picumnus temminckii</i> Lafresnaye, 1845	6.9	5.5	0	16.6	2.7
<i>Melanerpes flavifrons</i> (Vieillot, 1818)	0	5.5	0	0	1.3

<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	20.8	4.1	15.2	11.1	6.9
<i>Piculus aurulentus</i> (Temminck, 1821)	22.2	8.3	15.2	6.9	11.1
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	2.7	16.6	23.6	36.1	15.2
<i>Dryocopus galeatus</i> (Temminck, 1822)	0	0	0	8.3	0
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	1.3	4.1	9.7	8.3	0
<i>Campephilus robustus</i> (Lichtenstein, 1818)	0	4.1	0	0	1.3
THAMNOPHILIDAE					
<i>Hypoedaleus guttatus</i> (Vieillot, 1816)	15.2	8.3	0	1.3	2.7
<i>Mackenziaena leachii</i> (Such, 1825)	0	1.3	0	2.7	5.5
<i>Mackenziaena severa</i> (Lichtenstein, 1823)	2.7	0	0	0	0
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	20.8	52.7	29.1	55.5	31.9
<i>Dysithamnus stictothorax</i> (Temminck, 1823)	1.3	1.3	0	0	0
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	33.3	66.6	13.8	63.8	52.7
<i>Myrmotherula gularis</i> (Spix, 1825)	9.7	0	0	1.3	0
<i>Dryophila rubricollis</i> (Bertoni, 1901)	2.7	4.1	0	16.6	0
<i>Dryophila malura</i> (Temminck, 1825)	0	36.1	0	43	29.1
CONOPOPHAGIDAE					
<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)	4.1	29.1	2.7	13.8	20.8
GRALLARIDAE					
<i>Grallaria varia</i> (Boddaert, 1783)	15.2	0	0	0	0
<i>Hylopezus nattereri</i> (Pinto, 1937)	1.3	0	0	0	0
RINOCRYPTIDAE					
<i>Psilorhamphus guttatus</i> (Ménétrières, 1835)	5.5	0	0	0	0
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i> (Wied, 1831)	2.7	29.1	0	45.8	25
FORMICARIIDAE					
<i>Formicarius colma</i> Boddaert, 1783	36.1	0	0	0	0
<i>Chamaeza campanisona</i> (Lichtenstein, 1823)	48.6	0	0	0	0
SCLERURIDAE					
<i>Sclerurus scansor</i> (Ménétrières, 1835)	48.6	0	0	0	0
DENDROCOLAPTIDAE					
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	58.3	59.7	62.5	56.9	66.6
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> (Vieillot, 1818)	5.5	8.3	1.3	0	12.5
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825	19.4	48.6	26.3	33.3	25
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	29.1	20.8	5.5	34.7	16.6
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i> (Cabanis & Heine, 1859)	9.7	2.7	34.7	0	4.1
<i>Campylorhamphus falcularius</i> (Vieillot, 1822)	0	1.3	0	1.3	2.7
FURNARIIDAE					
<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819	18	44.4	5.5	27.7	38.8
<i>Synallaxis cinerascens</i> Temminck, 1823	0	27.7	36.1	30.5	54.1
<i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856	0	62.5	31.9	52.7	40.2
<i>Cranioleuca obsoleta</i> (Reichenbach, 1853)	9.7	0	0	0	0
<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i> (Pelzeln, 1859)	5.5	0	0	0	0
<i>Anabacerthia amaurotis</i> (Temminck, 1823)	4.1	0	0	1.3	0
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i> (Lafresnaye, 1832)	18	8.3	1.3	0	0

<i>Philydor lichtensteini</i> Cabanis & Heine, 1859	9.7	1.3	0	0	1.3
<i>Philydor atricapillus</i> (Wied, 1821)	4.1	0	0	0	0
<i>Philydor rufum</i> (Vieillot, 1818)	18	0	0	0	1.3
<i>Cichlocolaptes leucophrus</i> (Jardine & Selby, 1830)	1.3	0	0	0	1.3
<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)	0	1.3	0	1.3	0
<i>Heliobletus contaminatus</i> Berlepsch, 1885	22.2	23.6	1.3	2.7	20.8
<i>Xenops minutus</i> (Sparrman, 1788)	12.5	0	0	0	1.3
<i>Xenops rutilans</i> Temminck, 1821	4.1	0	0	0	0
TYRANIIDAE					
<i>Tolmomyias sulphureus</i> (Spix, 1825)	15.2	11.1	13.8	6.9	2.7
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i> (Lafresnaye, 1846)	2.7	13.8	0	27.7	8.3
<i>Hemitriccus diops</i> (Temminck, 1822)	1.3	5.5	0	1.3	0
<i>Myiornis auricularis</i> (Vieillot, 1818)	0	2.7	0	2.7	0
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	12.5	2.7	0	12.5	1.3
<i>Mionectes rufiventris</i> Cabanis, 1846	11.1	0	0	0	1.3
<i>Phylloscartes eximius</i> (Temminck, 1822)	11.1	0	0	0	0
<i>Phylloscartes ventralis</i> (Temminck, 1824)	3.3	5.5	47.2	1.3	12.5
<i>Phyllomyias virescens</i> (Temminck, 1824)	23.6	0	0	0	0
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	16.6	13.8	52.7	13.8	15.2
<i>Tyranniscus burmeisteri</i> Cabanis & Heine, 1859	4.1	0	1.3	0	0
<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)	0	0	5.5	0	0
<i>Capsiempis flaveola</i> (Lichtenstein, 1823)	2.7	0	0	0	0
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	22.2	30.5	1.3	19.4	15.2
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)	11.1	1.3	4.1	8.3	0
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	45.8	12.5	51.3	33.3	8.3
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	0	0	41.6	1.3	0
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	9.7	25	20.8	19.4	59.7
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	0	6.9	0	18	6.9
<i>Attila phoenicurus</i> Pelzeln, 1868	35	0	0	0	0
COTINGIDAE					
<i>Carpornis cucullata</i> (Swainson, 1821)	43	0	0	0	0
<i>Pyroderus scutatus</i> (Shaw, 1792)	1.3	0	0	0	0
PIPRIDAE					
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	69.4	47.2	11.1	48.6	20.8
TITYRIDAE					
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)	55.5	20.8	6.9	13.8	12.5
<i>Pachyramphus castaneus</i> (Jardine & Selby, 1827)	9.7	5.5	1.3	15.2	6.9
<i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	2.7	23.6	0	11.1	4.1
<i>Pachyramphus validus</i> (Lichtenstein, 1823)	0	0	0	0	1.3
VIREONIDAE					
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	23.6	25	66.6	26.3	18
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	58.3	0	0	0	0
<i>Hylophilus poicilotis</i> Temminck, 1822	65.2	0	8.3	0	0
CORVIDAE					

<i>Cyanocorax chrysops</i> (Vieillot, 1818)	4.1	15.2	23.6	13.8	12.5
TROGLODYTIDAE					
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	0	1.3	59.7	1.3	2.7
TURDIDAE					
<i>Turdus flavipes</i> Vieillot, 1818	2.7	1.3	0	0	0
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	47.2	27.7	26.3	27.7	27.7
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	0	0	6.9	0	0
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	6.9	27.7	25	6.9	26.3
<i>Turdus subalaris</i> (Seebohm, 1887)	6.9	4.1	0	0	1.3
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818	45.8	8.3	6.9	5.5	0
THRAUPIDAE					
<i>Saltator fuliginosus</i> (Daudin, 1800)	31.9	0	0	0	0
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	26.3	2.7	37.5	1.3	1.3
<i>Saltator maxillosus</i> Cabanis, 1851	6.9	0	0	0	0
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i> (Strickland, 1844)	13.8	4.1	47.2	5.5	1.3
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	5.5	0	0	0	0
<i>Lanio cucullatus</i> (Statius Muller, 1776)	0	0	0	0	1.3
<i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819)	11.1	1.3	4.1	1.3	0
<i>Hemithraupis guira</i> (Linnaeus, 1766)	15.2	5.5	20.8	1.3	5.5
EMBEREZIDAE					
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	0	8.3	52.7	4.1	20.8
<i>Haplospiza unicolor</i> Cabanis, 1851	1.3	0	0	0	1.3
<i>Poospiza thoracica</i> (Nordmann, 1835)	0	0	4.1	0	0
<i>Poospiza cabanisi</i> Bonaparte, 1850	0	0	2.7	0	0
CARDINALIDAE					
<i>Cyanoloxia moesta</i> (Hartlaub, 1853)	1.3	0	0	2.7	0
<i>Cyanoloxia brissonii</i> (Lichtenstein, 1823)	1.3	0	0	0	0
PARULIDAE					
<i>Parula pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	68	45.8	48.6	16.6	34.7
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	88.8	79.1	52.7	72.2	75
<i>Basileuterus leucoblepharus</i> (Vieillot, 1817)	58.3	86.1	23.6	66.6	61.1
ICTERIDAE					
<i>Cacicus chrysopterus</i> (Vigors, 1825)	5.5	18	9.7	5.5	11.1
<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)	2.7	2.7	11.1	0	0

APÊNDICE C

Ranqueamento do Potencial de Ocupação (PO) das espécies em florestas secundárias e reflorestamentos com *Araucaria angustifolia* em Floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil. Florestas secundárias (S1, S2), Reflorestamentos com *Araucaria angustifolia* (R1, R2). Geral (média obtida entre o PO das espécies nas quatro situações estudadas S1, S2, R1, R2). Categorias de PO: A (alto), I (intermediário), B (baixo) e R (restrito). Espécies sublinhadas indicam mesmo PO entre florestas secundárias e reflorestamentos; # Ranqueamento do PO das espécies.

#	Florestas Secundárias (média PO S1,S2)		Reflorestamentos de Araucária (Média PO R1,R2)		Geral (Média PO em S1,S2,R1,R2)	
	Espécie	PO	Espécie	PO	Espécie	PO
1	<u><i>Phylloscartes ventralis</i></u>	7.98 A	<u><i>Eleoscytalopus indigoticus</i></u>	13.11 A	<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	9.25 A
2	<u><i>Colaptes melanochloros</i></u>	7.44 A	<u><i>Colaptes melanochloros</i></u>	9.50 A	<i>Colaptes melanochloros</i>	8.47 A
3	<u><i>Eleoscytalopus indigoticus</i></u>	5.39 A	<u><i>Poecilatriccus plumbeiceps</i></u>	6.67 A	<i>Phylloscartes ventralis</i>	5.04 A
4	<u><i>Dryocopus lineatus</i></u>	5.31 A	<u><i>Conopophaga lineata</i></u>	4.22 A	<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	4.61 A
5	<u><i>Cyanocorax chrysops</i></u>	4.73 A	<u><i>Myiodynastes maculatus</i></u>	4.08 A	<i>Dryocopus lineatus</i>	4.25 A
6	<u><i>Pachyramphus polychopterus</i></u>	4.37 A	<u><i>Cyanocorax chrysops</i></u>	3.21 A	<i>Conopophaga lineata</i>	4.05 A
7	<u><i>Conopophaga lineata</i></u>	3.88 A	<u><i>Dryocopus lineatus</i></u>	3.19 A	<i>Cyanocorax chrysops</i>	3.97 A
8	<u><i>Turdus amaurochalinus</i></u>	3.82 A	<i>Drymophila rubricollis</i>	3.07 A	<i>Pachyramphus polychopterus</i>	3.59 A
9	<u><i>Poecilatriccus plumbeiceps</i></u>	2.56 A	<u><i>Pachyramphus polychopterus</i></u>	2.81 A	<i>Myiodynastes maculatus</i>	3.22 A
10	<i>Cacicus haemorrhous</i>	2.56 A	<u><i>Turdus amaurochalinus</i></u>	2.41 A	<i>Turdus amaurochalinus</i>	3.11 A
11	<u><i>Cacicus chrysopterus</i></u>	2.52 A	<i>Piaya cayana</i>	2.12 A	<i>Thamnophilus caeruleus</i>	2.03 A
12	<i>Leptotila verreauxi</i>	2.37 A	<u><i>Thamnophilus caeruleus</i></u>	2.10 A	<i>Cacicus chrysopterus</i>	2.01 A
13	<u><i>Myiodynastes maculatus</i></u>	2.36 A	<u><i>Phylloscartes ventralis</i></u>	2.09 A	<i>Drymophila rubricollis</i>	1.92 A
14	<i>Hemitriccus diops</i>	2.12 A	<u><i>Synallaxis ruficapilla</i></u>	1.85 A	<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	1.72 A
15	<i>Camptostoma obsoletum</i>	2.00 A	<u><i>Dysithamnus mentalis</i></u>	1.75 A	<i>Synallaxis ruficapilla</i>	1.62 A
16	<u><i>Thamnophilus caeruleus</i></u>	1.97 A	<u><i>Cacicus chrysopterus</i></u>	1.51 A	<i>Dysithamnus mentalis</i>	1.48 A
17	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	1.94 A	<u><i>Dendrocolaptes platyrostris</i></u>	1.50 A	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	1.44 A
18	<u><i>Dendrocolaptes platyrostris</i></u>	1.93 A	<i>Picumnus temminckii</i>	1.40 A	<i>Camptostoma obsoletum</i>	1.44 A
19	<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	1.93 A	<i>Pachyramphus castaneus</i>	1.14 A	<i>Hemitriccus diops</i>	1.31 A
20	<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	1.86 A	<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	1.14 A	<i>Cacicus haemorrhous</i>	1.28 A

21	<u><i>Synallaxis ruficapilla</i></u>	1.39	A	<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	1.10	A	<i>Leptotila verreauxi</i>	1.18	A
22	<u><i>Dysithamnus mentalis</i></u>	1.21	A	<u><i>Sittasomus griseicapillus</i></u>	1.06	A	<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	1.07	A
23	<u><i>Sittasomus griseicapillus</i></u>	1.05	A	<i>Cyanoloxia moesta</i>	1.04	A	<i>Piaya cayana</i>	1.06	A
24	<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	0.94	I	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0.94	I	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	1.05	A
25	<u><i>Stephanoxis lalandi</i></u>	0.90	I	<u><i>Stephanoxis lalandi</i></u>	0.90	I	<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	1.05	A
26	<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	0.87	I	<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	0.88	I	<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	1.02	A
27	<i>Hemithraupis guira</i>	0.87	I	<i>Camptostoma obsoletum</i>	0.87	I	<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	1.00	A
28	<i>Leucochloris albicollis</i>	0.86	I	<u><i>Basileuterus culicivorus</i></u>	0.83	I	<i>Stephanoxis lalandi</i>	0.90	I
29	<u><i>Trogon sarrucura</i></u>	0.85	I	<u><i>Trogon sarrucura</i></u>	0.80	I	<i>Picumnus temminckii</i>	0.90	I
30	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0.82	I	<u><i>Platyrrinchus mystaceus</i></u>	0.78	I	<i>Trogon sarrucura</i>	0.83	I
31	<i>Saltator similis</i>	0.76	I	<i>Micrastur ruficollis</i>	0.76	I	<i>Basileuterus culicivorus</i>	0.79	I
32	<i>Dryophila rubricollis</i>	0.76	I	<u><i>Turdus rufiventris</i></u>	0.59	I	<i>Platyrrinchus mystaceus</i>	0.75	I
33	<u><i>Basileuterus culicivorus</i></u>	0.74	I	<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0.55	I	<i>Pachyramphus castaneus</i>	0.74	I
34	<u><i>Platyrrinchus mystaceus</i></u>	0.72	I	<u><i>Heliobletus contaminatus</i></u>	0.53	I	<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	0.67	I
35	<i>Lathrotriccus euleri</i>	0.70	I	<i>Hemitriccus diops</i>	0.50	I	<i>Turdus rufiventris</i>	0.58	I
36	<i>Parula pitaiayumi</i>	0.69	I	<i>Chiroxiphia caudata</i>	0.50	I	<i>Lathrotriccus euleri</i>	0.58	I
37	<u><i>Turdus rufiventris</i></u>	0.57	I	<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	0.50	I	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0.57	I
38	<u><i>Heliobletus contaminatus</i></u>	0.56	I	<i>Haplospiza unicolor</i>	0.50	I	<i>Heliobletus contaminatus</i>	0.55	I
39	<i>Piculus aurulentus</i>	0.53	I	<i>Lathrotriccus euleri</i>	0.45	B	<i>Hemithraupis guira</i>	0.54	I
40	<i>Dysithamnus stictothorax</i>	0.50	I	<u><i>Veniliornis spilogaster</i></u>	0.43	B	<i>Parula pitaiayumi</i>	0.54	I
41	<u><i>Veniliornis spilogaster</i></u>	0.46	B	<i>Piculus aurulentus</i>	0.41	B	<i>Cyanoloxia moesta</i>	0.52	I
42	<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	0.45	B	<i>Parula pitaiayumi</i>	0.38	B	<i>Piculus aurulentus</i>	0.47	B
43	<i>Chiroxiphia caudata</i>	0.42	B	<u><i>Myiophobus fasciatus</i></u>	0.37	B	<i>Leucochloris albicollis</i>	0.46	B
44	<i>Picumnus temminckii</i>	0.40	B	<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	0.33	B	<i>Chiroxiphia caudata</i>	0.46	B
45	<i>Pachyramphus castaneus</i>	0.35	B	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0.32	B	<i>Veniliornis spilogaster</i>	0.45	B
46	<u><i>Turdus subalaris</i></u>	0.30	B	<u><i>Crypturellus obsoletus</i></u>	0.25	B	<i>Saltator similis</i>	0.41	B
47	<u><i>Hypoedaleus guttatus</i></u>	0.27	B	<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	0.25	B	<i>Micrastur ruficollis</i>	0.38	B
48	<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	0.27	B	<u><i>Schiffornis virescens</i></u>	0.24	B	<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0.33	B
49	<u><i>Schiffornis virescens</i></u>	0.25	B	<i>Hemithraupis guira</i>	0.22	B	<i>Myiophobus fasciatus</i>	0.31	B
50	<i>Tapera naevia</i>	0.25	B	<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	0.21	B	<i>Dysithamnus stictothorax</i>	0.25	B

51	<i>Myiophobus fasciatus</i>	0.24	B	<i>Anabacerthia amaurotis</i>	0.16	B	<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	0.25	B
52	<i>Pipraeidea melanonota</i>	0.24	B	<i>Hypodaleus guttatus</i>	0.13	B	<i>Haplospiza unicolor</i>	0.25	B
53	<i>Turdus flavipes</i>	0.24	B	<i>Trogon rufus</i>	0.12	B	<i>Schiffornis virescens</i>	0.24	B
54	<i>Turdus albicollis</i>	0.17	B	<i>Penelope obscura</i>	0.12	B	<i>Hypodaleus guttatus</i>	0.20	B
55	<i>Tyranniscus burmeisteri</i>	0.16	B	<i>Turdus subalaris</i>	0.09	B	<i>Turdus subalaris</i>	0.20	B
56	<i>Crypturellus obsoletus</i>	0.14	B	<i>Leucochloris albicollis</i>	0.07	B	<i>Crypturellus obsoletus</i>	0.19	B
57	<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0.11	B	<i>Myrmotherula gularis</i>	0.07	B	<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	0.16	B
58	<i>Trogon rufus</i>	0.09	B	<i>Philydor lichtensteini</i>	0.07	B	<i>Pipraeidea melanonota</i>	0.15	B
59	<i>Philydor lichtensteini</i>	0.07	B	<i>Turdus albicollis</i>	0.06	B	<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	0.13	B
60	<i>Hylophilus poicilotis</i>	0.06	B	<i>Pipraeidea melanonota</i>	0.06	B	<i>Tapera naevia</i>	0.12	B
61	<i>Piaya cayana</i>	0.00	R	<i>Mionectes rufiventris</i>	0.06	B	<i>Turdus flavipes</i>	0.12	B
62	<i>Cyanoloxia moesta</i>	0.00	R	<i>Xenops minutus</i>	0.05	B	<i>Turdus albicollis</i>	0.11	B
63	<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	0.00	R	<i>Saltator similis</i>	0.05	B	<i>Trogon rufus</i>	0.11	B
64	<i>Anabacerthia amaurotis</i>	0.00	R	<i>Philydor rufum</i>	0.04	B	<i>Anabacerthia amaurotis</i>	0.08	B
65	<i>Penelope obscura</i>	0.00	R	<i>Cacicus haemorrhous</i>	0.00	R	<i>Tyranniscus burmeisteri</i>	0.08	B
66	<i>Myrmotherula gularis</i>	0.00	R	<i>Dysithamnus stictothorax</i>	0.00	R	<i>Philydor lichtensteini</i>	0.07	B
67	<i>Micrastur ruficollis</i>	0.00	R	<i>Turdus flavipes</i>	0.00	R	<i>Penelope obscura</i>	0.06	B
68	<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	0.00	R	<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	0.00	R	<i>Myrmotherula gularis</i>	0.03	B
69	<i>Haplospiza unicolor</i>	0.00	R	<i>Leptotila verreauxi</i>	0.00	R	<i>Hylophilus poicilotis</i>	0.03	B
70	<i>Mionectes rufiventris</i>	0.00	R	<i>Tapera naevia</i>	0.00	R	<i>Mionectes rufiventris</i>	0.03	B
71	<i>Xenops minutus</i>	0.00	R	<i>Tyranniscus burmeisteri</i>	0.00	R	<i>Xenops minutus</i>	0.03	B
72	<i>Philydor rufum</i>	0.00	R	<i>Hylophilus poicilotis</i>	0.00	R	<i>Philydor rufum</i>	0.02	B
73	<i>Odontophorus capueira</i>	0.00	R	<i>Odontophorus capueira</i>	0.00	R	<i>Odontophorus capueira</i>	0.00	R
74	<i>Philydor atricapillus</i>	0.00	R	<i>Philydor atricapillus</i>	0.00	R	<i>Leptotila rufaxilla</i>	0.00	R
75	<i>Hylopezus nattereri</i>	0.00	R	<i>Hylopezus nattereri</i>	0.00	R	<i>Geotrigon montana</i>	0.00	R
76	<i>Pionopsita pileata</i>	0.00	R	<i>Pionopsita pileata</i>	0.00	R	<i>Pionopsita pileata</i>	0.00	R
77	<i>Sclerurus scansor</i>	0.00	R	<i>Sclerurus scansor</i>	0.00	R	<i>Dromococcyx phasianellus</i>	0.00	R
78	<i>Carpornis cucullatus</i>	0.00	R	<i>Carpornis cucullatus</i>	0.00	R	<i>Phaethornis pretrei</i>	0.00	R
79	<i>Tachyphonus coronatus</i>	0.00	R	<i>Tachyphonus coronatus</i>	0.00	R	<i>Mackenziaena severa</i>	0.00	R
80	<i>Mackenziaena severa</i>	0.00	R	<i>Mackenziaena severa</i>	0.00	R	<i>Grallaria varia</i>	0.00	R

81	<i>Cranioleuca obsoleta</i>	0.00	R	<i>Cranioleuca obsoleta</i>	0.00	R	<i>Hylopezus nattereri</i>	0.00	R
82	<i>Saltator maxillosus</i>	0.00	R	<i>Saltator maxillosus</i>	0.00	R	<i>Psilorhamphus guttatus</i>	0.00	R
83	<i>Saltator fuliginosus</i>	0.00	R	<i>Saltator fuliginosus</i>	0.00	R	<i>Formicarius colma</i>	0.00	R
84	<i>Pyroderus scutatus</i>	0.00	R	<i>Pyroderus scutatus</i>	0.00	R	<i>Chamaeza campanisona</i>	0.00	R
85	<i>Phylloscartes eximius</i>	0.00	R	<i>Phylloscartes eximius</i>	0.00	R	<i>Sclerurus scansor</i>	0.00	R
86	<i>Psilorhamphus guttatus</i>	0.00	R	<i>Psilorhamphus guttatus</i>	0.00	R	<i>Cranioleuca obsoleta</i>	0.00	R
87	<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i>	0.00	R	<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i>	0.00	R	<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i>	0.00	R
88	<i>Phyllomyias virescens</i>	0.00	R	<i>Phyllomyias virescens</i>	0.00	R	<i>Philydor atricapillus</i>	0.00	R
89	<i>Formicarius colma</i>	0.00	R	<i>Formicarius colma</i>	0.00	R	<i>Xenops rutilans</i>	0.00	R
90	<i>Vireo olivaceus</i>	0.00	R	<i>Vireo olivaceus</i>	0.00	R	<i>Phylloscartes eximius</i>	0.00	R
91	<i>Attila phoenicurus</i>	0.00	R	<i>Attila phoenicurus</i>	0.00	R	<i>Phyllomyias virescens</i>	0.00	R
92	<i>Grallaria varia</i>	0.00	R	<i>Grallaria varia</i>	0.00	R	<i>Capsiempis flaveola</i>	0.00	R
93	<i>Leptotila rufaxilla</i>	0.00	R	<i>Leptotila rufaxilla</i>	0.00	R	<i>Attila phoenicurus</i>	0.00	R
94	<i>Geotrigon montana</i>	0.00	R	<i>Geotrigon montana</i>	0.00	R	<i>Carpornis cucullatus</i>	0.00	R
95	<i>Phaethornis pretrei</i>	0.00	R	<i>Phaethornis pretrei</i>	0.00	R	<i>Pyroderus scutatus</i>	0.00	R
96	<i>Capsiempis flaveola</i>	0.00	R	<i>Capsiempis flaveola</i>	0.00	R	<i>Vireo olivaceus</i>	0.00	R
97	<i>Chamaeza campanisona</i>	0.00	R	<i>Chamaeza campanisona</i>	0.00	R	<i>Saltator fuliginosus</i>	0.00	R
98	<i>Cyanoloxia brissonii</i>	0.00	R	<i>Cyanoloxia brissonii</i>	0.00	R	<i>Saltator maxillosus</i>	0.00	R
99	<i>Xenops rutilans</i>	0.00	R	<i>Xenops rutilans</i>	0.00	R	<i>Tachyphonus coronatus</i>	0.00	R
100	<i>Dromococcyx phasianellus</i>	0.00	R	<i>Dromococcyx phasianellus</i>	0.00	R	<i>Cyanoloxia brissonii</i>	0.00	R

APÊNDICE D

Espécies de aves de sub-bosque registradas nos cinco locais de estudo em Floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil e respectivas categorias de classificação ecológica. Ordem: passeriformes oscines, passeriformes suboscines e não-passeriformes (AOU, 1998); Raridade: comum, razoavelmente comum, rara (Parker III et al., 1996); Sensibilidade: baixa, média e alta (Parker III et al., 1996); Hábito alimentar (Ridgely & Tudor, 1989, 1994): Fru (Frugívoro), Ins (Insetívoro), Gra (Granívoro), Oni (Onívoro), Nec (Nectarívoro); Guilda (Ridgely & Tudor, 1989, 1994): Fru-arb (Frugívoros-arbóreos), Fru-ins (Frugívoros-insetívoros), Gra-inf (Granívoros-de-estrato-inferior), Gra-ter (Granívoros-terrestres), Ins-fru (Insetívoros-frugívoros), Ins-car (Insetívoros-carnívoros), Ins-arb (Insetívoros-arbóreos), Ins-ter (Insetívoros-terrestres), Ins-int (Insetívoros-escaladores-de-galho-interno), Ins-esc (Insetívoros-escaladores-de-tronco-e-galho), Ins-inf (Insetívoro-de-estrato-inferior); Endemismos (Bencke et al., 2006): EN (endêmicas) e N (Não-endêmicas); Flexibilidade no uso de florestas (1 a 2, 3 a 4, 5 a 6; Parker III et al., 1996); Massa corporal (gr; Dunning, 2008); Distribuição Geográfica (km²; BirdLife International, 2011).

Espécie	Ordem	Raridade	Sensibilidade	Guilda	Háb.alimentar	Endemismos	Uso de floresta	Massa	Distrib. Geogr.
<i>Crypturellus obsoletus</i>	Não-pass.	Raz. Comum	Baixa	Gra-ter	Gra	N	1 a 2	421	1.730,000
<i>Penelope obscura</i>	Não-pass.	Raz. Comum	Média	Fru-arb	Fru	N	1 a 2	1770	1.010,000
<i>Odontophorus capueira</i>	Não-pass.	Raz. Comum	Alta	Gra-ter	Gra	EN	1 a 2	426,5	1.310,000
<i>Micrastur ruficollis</i>	Não-pass.	Raz. Comum	Média	Ins-car	Ins	N	1 a 2	178,5	12.500,000
<i>Leptotila verreauxi</i>	Não-pass.	Comum	Baixa	Gra-ter	Gra	N	5 a 6	161	15.500,000
<i>Leptotila rufaxilla</i>	Não-pass.	Comum	Baixa	Gra-ter	Gra	N	3 a 4	157	11.700,000
<i>Geotrigon Montana</i>	Não-pass.	Raz. Comum	Baixa	Gra-ter	Gra	N	3 a 4	149	14.400,000
<i>Pionopsita pileata</i>	Não-pass.	Incomum	Alta	Fru-arb	Fru	EN	1 a 2	119	729,000
<i>Piaya cayana</i>	Não-pass.	Comum	Baixa	Ins-car	Ins	N	5 a 6	102	14.300,000
<i>Tapera naevia</i>	Não-pass.	Comum	Baixa	Ins-car	Ins	N	3 a 4	52,1	12.300,000
<i>Dromococcyx phasianellus</i>	Não-pass.	Incomum	Média	Ins-car	Ins	N	3 a 4	84,5	12.300,000
<i>Phaethornis pretrei</i>	Não-pass.	Raz. Comum	Baixa	Nec	Nec	N	3 a 4	5,6	3.740,000
<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	Não-pass.	Raz. Comum	Média	Nec	Nec	EN	3 a 4	7,7	1.120,000
<i>Anthracothorax nigricollis</i>	Não-pass.	Raz. Comum	Baixa	Nec	Nec	N	3 a 4	7	9.810,000

<i>Stephanoxis lalandi</i>	Não-pass.	Incomum	Média	Nec	Nec	EN	3 a 4	4	1.130,000
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Não-pass.	Comum	Baixa	Nec	Nec	N	5 a 6	3,5	5.790,000
<i>Hylocharis chrysura</i>	Não-pass.	Raz. Comum	Média	Nec	Nec	N	1 a 2	4,5	3.130,000
<i>Leucochloris albicollis</i>	Não-pass.	Comum	Baixa	Nec	Nec	EN	3 a 4	6,3	2.180,000
<i>Trogon surrucura</i>	Não-pass.	Comum	Média	Ins-fru	Ins	EN	1 a 2	73,3	1.550,000
<i>Trogon rufus</i>	Não-pass.	Incomum	Alta	Ins-fru	Ins	N	1 a 2	53,8	6.660,000
<i>Nonnula rubecula</i>	Não-pass.	Incomum	Alta	Ins-arb	Ins	N	1 a 2	18,4	5.360,000
<i>Picumnus temminckii</i>	Não-pass.	Raz. Comum	Baixa	Ins-esc	Ins	EN	3 a 4	11,5	847,000
<i>Melanerpes flavifrons</i>	Não-pass.	Raz. Comum	Média	Ins-esc	Ins	EN	1 a 2	58	1.560,000
<i>Veniliornis spilogaster</i>	Não-pass.	Comum	Baixa	Ins-esc	Ins	EN	3 a 4	40,3	1.540,000
<i>Piculus aurulentus</i>	Não-pass.	Incomum	Baixa	Ins-esc	Ins	EN	3 a 4	75	740,000
<i>Colaptes melanochloros</i>	Não-pass.	Raz. Comum	Baixa	Ins-esc	Ins	N	3 a 4	128	7.050,000
<i>Dryocopus galeatus</i>	Não-pass.	Incomum	Alta	Ins-esc	Ins	EN	1 a 2	124	184,000
<i>Dryocopus lineatus</i>	Não-pass.	Comum	Média	Ins-esc	Ins	N	5 a 6	183,5	13.800,000
<i>Campephilus robustus</i>	Não-pass.	Incomum	Alta	Ins-esc	Ins	EN	1 a 2	200	1.890,000
<i>Hypoedaleus guttatus</i>	Pass. Sub	Incomum	Baixa	Ins-arb	Ins	EN	1 a 2	38,8	1.210,000
<i>Mackenziaena leachii</i>	Pass. Sub	Incomum	Média	Ins-car	Ins	EN	1 a 2	70,2	797,000
<i>Mackenziaena severa</i>	Pass. Sub	Incomum	Baixa	Ins-car	Ins	EN	3 a 4	51,8	955,000
<i>Thamnophilus caeruleus</i>	Pass. Sub	Comum	Baixa	Ins-inf	Ins	N	3 a 4	21,1	3.970,000
<i>Dysithamnus stictothorax</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Alta	Ins-inf	Ins	EN	1 a 2	18,9	415,000
<i>Dysithamnus mentalis</i>	Pass. Sub	Comum	Baixa	Ins-inf	Ins	N	1 a 2	18,9	4.410,000
<i>Myrmotherula gularis</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Alta	Ins-inf	Ins	EN	1 a 2	11,3	501,000
<i>Drymophila rubricollis</i>	Pass. Sub	Comum	Alta	Ins-inf	Ins	EN	1 a 2	10	329,000
<i>Drymophila malura</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Alta	Ins-inf	Ins	EN	1 a 2	21	770,000
<i>Conopophaga lineata</i>	Pass. Sub	Comum	Baixa	Ins-inf	Ins	EN	3 a 4	21,2	1.880,000
<i>Grallaria varia</i>	Pass. Sub	Incomum	Alta	Ins-ter	Ins	N	1 a 2	119	3.150,000
<i>Hylopezus nattereri</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Alta	Ins-ter	Ins	EN	1 a 2	32	494,000
<i>Psilorhamphus guttatus</i>	Pass. Sub	Incomum	Média	Ins-inf	Ins	EN	1 a 2	11,3	273,000
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	Pass. Sub	Incomum	Média	Ins-inf	Ins	EN	1 a 2	16	498,000
<i>Formicarius colma</i>	Pass. Sub	Comum	Alta	Ins-ter	Ins	N	1 a 2	47	6.980,000

<i>Chamaeza campanisona</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Média	Ins-ter	Ins	N	1 a 2	82,3	1.780,000
<i>Sclerurus scansor</i>	Pass. Sub	Incomum	Alta	Ins-ter	Ins	EN	1 a 2	36,9	2.750,000
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Pass. Sub	Comum	Média	Ins-esc	Ins	N	5 a 6	13,6	12.000,000
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	Pass. Sub	Incomum	Média	Ins-esc	Ins	N	3 a 4	118	2.100,000
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Baixa	Ins-esc	Ins	N	3 a 4	61,7	3.760,000
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Média	Ins-esc	Ins	EN	1 a 2	21,8	2.240,000
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Alta	Ins-esc	Ins	EN	1 a 2	28,1	434,000
<i>Campylorhamphus falcularius</i>	Pass. Sub	Incomum	Alta	Ins-esc-int	Ins	EN	1 a 2	42,6	877,000
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Baixa	Ins-inf	Ins	EN	3 a 4	13,8	1.180,000
<i>Synallaxis cinerascens</i>	Pass. Sub	Incomum	Média	Ins-inf	Ins	N	1 a 2	13,1	1.220,000
<i>Synallaxis spixi</i>	Pass. Sub	Comum	Baixa	Ins-inf	Ins	N	3 a 4	12,6	1.340,000
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Média	Ins-esc-int	Ins	EN	1 a 2	13,4	654,000
<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i>	Pass. Sub	Incomum	Média	Ins-ter	Ins	EN	1 a 2	48,2	453,000
<i>Anabacerthia amaurotis</i>	Pass. Sub	Incomum	Alta	Ins-esc-int	Ins	EN	1 a 2	19,2	499,000
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	Pass. Sub	Comum	Média	Ins-esc-int	Ins	N	3 a 4	25,6	1.730,000
<i>Philydor lichtensteini</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Média	Ins-esc-int	Ins	EN	1 a 2	21	1.590,000
<i>Philydor atricapillus</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Alta	Ins-esc-int	Ins	EN	1 a 2	22,2	1.130,000
<i>Philydor rufum</i>	Pass. Sub	Comum	Média	Ins-esc-int	Ins	N	3 a 4	25	2.190,000
<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	Pass. Sub	Incomum	Alta	Ins-esc-int	Ins	EN	1 a 2	34,5	297,000
<i>Automolus leucophthalmus</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Baixa	Ins-inf	Ins	EN	1 a 2	34,5	1.860,000
<i>Heliobletus contaminatus</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Baixa	Ins-esc-int	Ins	EN	1 a 2	14	786,000
<i>Xenops minutus</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Média	Ins-esc-int	Ins	N	1 a 2	10,6	9.720,000
<i>Xenops rutilans</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Média	Ins-esc-int	Ins	N	3 a 4	10,3	6.930,000
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Baixa	Ins-arb	Ins	N	5 a 6	14,3	12.500,000
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Média	Ins-inf	Ins	N	3 a 4	5,7	1.470,000
<i>Hemitriccus diops</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Média	Ins-inf	Ins	EN	1 a 2	10	737,000
<i>Myiornis auricularis</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Baixa	Ins-inf	Ins	EN	1 a 2	5,3	1.270,000
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Baixa	Fru-ins	Fru	N	1 a 2	11,7	8.060,000
<i>Mionectes rufiventris</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Média	Ins-fru	Ins	EN	1 a 2	13,3	1.060,000
<i>Phylloscartes eximius</i>	Pass. Sub	Incomum	Média	Ins-arb	Ins	EN	1 a 2	7,5	1.010,000

<i>Phylloscartes ventralis</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Baixa	Ins-arb	Ins	N	3 a 4	8,3	1.630,000
<i>Phyllomyias virescens</i>	Pass. Sub	Incomum	Média	Fru-ins	Fru	EN	3 a 4	8,2	1.030,000
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Baixa	Fru-ins	Fru	N	5 a 6	8,1	14.400,000
<i>Tyranniscus burmeisteri</i>	Pass. Sub	Incomum	Média	Fru-ins	Fru	N	1 a 2	11,1	856,000
<i>Serpophaga subcristata</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Baixa	Ins-arb	Ins	N	3 a 4	6,6	5.110,000
<i>Capsiempis flaveola</i>	Pass. Sub	Incomum	Baixa	Ins-fru	Ins	N	1 a 2	7,7	5.510,000
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Média	Ins-inf	Ins	N	1 a 2	9,7	5.770,000
<i>Myiophobus fasciatus</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Baixa	Ins-inf	Ins	N	3 a 4	9,9	10.200,000
<i>Lathrotriccus euleri</i>	Pass. Sub	Comum	Baixa	Ins-inf	Ins	N	3 a 4	10,7	10.300,000
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Pass. Sub	Comum	Baixa	Oni	Oni	N	5 a 6	61	16.100,000
<i>Myiodynastes maculatus</i>	Pass. Sub	Comum	Baixa	Oni	Ins	N	3 a 4	43,2	14.450,000
<i>Empidonomus varius</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Baixa	Ins-fru	Ins	N	3 a 4	27,1	10.300,000
<i>Attila phoenicurus</i>	Pass. Sub	Incomum	Alta	Ins-arb	Ins	N	1 a 2	32,3	552,000
<i>Carpornis cucullatus</i>	Pass. Sub	Incomum	Alta	Fru-arb	Fru	EN	1 a 2	74,2	-
<i>Pyroderus scutatus</i>	Pass. Sub	Incomum	Média	Fru-arb	Fru	EN	1 a 2	357	2.120,000
<i>Chiroxiphia caudata</i>	Pass. Sub	Comum	Média	Fru-ins	Fru	EN	3 a 4	25,6	1.460,000
<i>Schiffornis virescens</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Média	Ins-inf	Ins	EN	3 a 4	25,6	1.660,000
<i>Pachyramphus castaneus</i>	Pass. Sub	Raz. Comum	Baixa	Fru-ins	Fru	N	3 a 4	19,5	5.790,000
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	Pass. Sub	Comum	Baixa	Fru-ins	Fru	N	3 a 4	20,8	13.900,000
<i>Pachyramphus validus</i>	Pass. Sub	Incomum	Média	Fru-ins	Fru	N	3 a 4	43	6.060,000
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Pass. Osc	Comum	Baixa	Oni	Oni	N	3 a 4	28,8	13.500,000
<i>Vireo olivaceus</i>	Pass. Osc	Comum	Alta	Ins-arb	Ins	N	5 a 6	13,8	11.700,000
<i>Hylophilus poicilotis</i>	Pass. Osc	Comum	Alta	Fru-ins	Fru	EN	3 a 4	10,4	702,000
<i>Cyanocorax chrysops</i>	Pass. Osc	Raz. Comum	Média	Oni	Oni	N	3 a 4	166	2.830,000
<i>Troglodytes musculus</i>	Pass. Osc	Comum	Média	Ins-inf	Ins	N	5 a 6	10,8	25.700,000
<i>Turdus flavipes</i>	Pass. Osc	Comum	Média	Fru-ins	Fru	N	1 a 2	68	898,000
<i>Turdus rufiventris</i>	Pass. Osc	Comum	Baixa	Oni	Oni	N	3 a 4	69,5	5.030,000
<i>Turdus leucomelas</i>	Pass. Osc	Comum	Baixa	Fru-ins	Fru	N	3 a 4	69,1	7.250,000
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Pass. Osc	Comum	Baixa	Oni	Oni	N	3 a 4	57,9	3.770,000
<i>Turdus subalaris</i>	Pass. Osc	Raz. Comum	Média	Fru-ins	Fru	EN	3 a 4	49,5	-

<i>Turdus albicollis</i>	Pass. Osc	Raz. Comum	Baixa	Fru-ins	Fru	N	1 a 2	54	7.730,000
<i>Saltator fuliginosus</i>	Pass. Osc	Incomum	Média	Fru-ins	Fru	EN	1 a 2	70	760,000
<i>Saltator similis</i>	Pass. Osc	Comum	Baixa	Fru-ins	Fru	N	3 a 4	43,3	3.040,000
<i>Saltator maxillosus</i>	Pass. Osc	Raz. Comum	Média	Fru-ins	Fru	EN	3 a 4	50,8	437,000
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	Pass. Osc	Raz. Comum	Média	Ins-fru	Ins	EN	3 a 4	15,6	612,000
<i>Tachyphonus coronatus</i>	Pass. Osc	Comum	Baixa	Fru-ins	Fru	EN	3 a 4	29,3	1.360,000
<i>Lanio cucullatus</i>	Pass. Osc	Comum	Baixa	Gra-inf	Gra	N	3 a 4	14,9	4.040,000
<i>Pipraeidea melanonota</i>	Pass. Osc	Raz. Comum	Média	Ins-fru	Ins	N	3 a 4	21	2.110,000
<i>Hemithraupis guira</i>	Pass. Osc	Comum	Baixa	Ins-fru	Ins	N	3 a 4	12	9.380,000
<i>Zonotrichia capensis</i>	Pass. Osc	Comum	Baixa	Oni	Gra	N	5 a 6	24	11.300,000
<i>Haplospiza unicolor</i>	Pass. Osc	Incomum	Média	Gra-inf	Gra	EN	1 a 2	15,3	977,000
<i>Poospiza thoracica</i>	Pass. Osc	Incomum	Média	Gra-inf	Gra	EN	1 a 2	11,9	77,600
<i>Poospiza cabanisi</i>	Pass. Osc	Comum	Média	Gra-inf	Gra	N	3 a 4	19,5	-
<i>Cyanoloxia moesta</i>	Pass. Osc	Incomum	Média	Gra-inf	Gra	EN	1 a 2	13,6	605,000
<i>Cyanoloxia brissonii</i>	Pass. Osc	Raz. Comum	Média	Gra-inf	Gra	N	3 a 4	27,5	5.850,000
<i>Parula pitiaiyumi</i>	Pass. Osc	Comum	Baixa	Ins-arb	Ins	N	5 a 6	6,9	8.365,000
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Pass. Osc	Comum	Baixa	Ins-inf	Ins	N	3 a 4	10,5	8.380,000
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	Pass. Osc	Comum	Baixa	Ins-inf	Ins	EN	3 a 4	15,1	1.370,000
<i>Cacicus chrysopterus</i>	Pass. Osc	Raz. Comum	Média	Oni	Oni	N	1 a 2	36,5	1.740,000
<i>Cacicus haemorrhous</i>	Pass. Osc	Raz. Comum	Média	Oni	Oni	N	3 a 4	85	8.040,000