**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

Diversidade e riqueza funcional de assembleias de aves na Mata Atlântica

Alex Augusto de Abreu Bovo

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2015**

Alex Augusto de Abreu Bovo
Licenciado e Bacharel em Ciências Biológicas

Diversidade e riqueza funcional de assembleias de aves na Mata Atlântica

Orientador:
Profa. Dra. **KATIA MARIA PASCHOALETTO MICCHI DE BARROS FERRAZ**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2015

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

Bovo, Alex Augusto de Abreu
Diversidade e riqueza funcional de assembleias de aves na Mata Atlântica / Alex
Augusto de Abreu Bovo. - - Piracicaba, 2015.
83 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Avifauna 2. Fragmentos de Mata Atlântica 3. Diversidade funcional 4. Funções
ecológicas 5. Paisagem 6. Dispersão de sementes I. Título

CDD 598.2
B783d

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

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, por tudo o que fizeram e fazem por mim, por me apoiarem sempre e por me ensinarem as coisas mais importantes que aprendi na minha vida. Obrigado por me fazerem ser quem eu sou. Às minhas irmãs e toda a minha família, que embora eu tenha ‘deixado’ fisicamente, me fazem sentir totalmente em casa quando nos encontramos.

A minha orientadora, Katia, pela orientação, confiança, paciência, humildade, amizade, oportunidade e por todas as nossas conversas. Obrigado por me ajudar a crescer. A todos os professores que me ajudaram durante o mestrado, em especial meu co-orientador Joseph Tobias, por me proporcionar uma oportunidade fantástica, confiar em mim e se dispor a contribuir com meu trabalho, aos professores Miltinho e Erica, pela ajuda com meu projeto e aos ainda não professores Marcelo Magioli e Eduardo Alexandrino, por tanta ajuda em tantos momentos! Agradeço também a todos os professores que tive em minha vida que contribuíram para eu chegar até aqui.

A minha namorada, Dani, por ser uma companhia tão boa!

Aos amigos do LMQ, por tantos cafés, conversas, almoços, jantas, reflexões, ensinamentos e ajudas! Vocês fazem nosso laboratório ser um lugar muito agradável! Aos amigos do LEMaC, pelas conversas, ideias, campos, ajudas e conselhos acadêmicos. Aos amigos do EGI, pela paciência, ajuda, boa vontade e por tantos cafés solúveis.

Aos ornitólogos Vagner Araújo Gabriel e Eduardo Alexandrino por me ajudarem com os primeiros passos. Eduardo, obrigado por tantas discussões, lições, ensinamentos, colaborações, orientações, conselhos e amizade. Marcelo, muito obrigado por me incentivar e me apoiar tanto. Suas ajudas com relatórios, projetos, artigos a serem feitos, vida e outras coisas foram muito importantes pra eu finalizar esse trabalho.

A CAPES e a FAPESP, pelo apoio financeiro (Processos nº 2013/24929-9 e 2014/23809-2) e pelas oportunidades proporcionadas.

Aos bons amigos que moraram comigo e aos que ainda moram comigo! Obrigado por tanto coisas boas que passamos juntos.

A ESALQ e o Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais, pela oportunidade e apoio para desenvolver esse trabalho. A Universidade de Oxford e ao EGI, por me receberem e possibilitarem o meu estágio.

A amizade dos meus amigos de Piracicaba, de São João, de Oxford e muitos outros que encontrei por ai. Espero ter vocês por perto (ou no mínimo em contato) por toda a minha vida. Obrigado!

A todas as pessoas, instituições, aves e tudo o mais que me ajudou a chegar aqui, mas que pela correria e/ou memória fraca eu não incluí nos agradecimentos acima.

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	9
1 INTRODUÇÃO.....	11
Referências	13
2 CARACTERÍSTICAS DA ESTRUTURA DA PAISAGEM RELACIONADAS A MUDANÇAS FUNCIONAIS DE ASSEMBLEIAS DE AVES.....	19
Resumo	19
Abstract.....	19
2.1 Introdução.....	20
2.2 Material e Métodos.....	22
2.2.1 Assembleias de aves	22
2.2.2 Características das aves	23
2.2.3 Paisagem.....	25
2.2.4 Diversidade funcional e riqueza funcional	26
2.2.5 Análise estatística	27
2.3 Resultados.....	28
2.4 Discussão.....	30
2.5 Conclusões.....	33
Referências	33
3 ALTERAÇÕES MORFOLÓGICAS NOS DISPERSORES DE SEMENTES EM ÁREAS DESFLORESTADAS	41
Resumo	41
Abstract.....	41
3.1 Introdução.....	42
3.2 Material e Métodos.....	44
3.2.1 Assembleias de aves	44
3.2.2 Características das aves	45
3.2.3 Paisagem.....	48
3.2.4 Análise estatística	48
3.3 Resultados.....	49
3.3.1 Riqueza de espécies e diversidade funcional.....	49
3.3.2 Características morfológicas	50
3.4 Discussão.....	51
3.4.1 Riqueza de espécies e diversidade funcional.....	51
3.4.2 Características morfológicas e implicações para a dispersão de sementes	52
3.5 Conclusões.....	55
Referências	55

APÊNDICES..... 61

RESUMO

Diversidade e riqueza funcional de assembleias de aves na Mata Atlântica

A composição das assembleias de aves sofre mudanças de acordo com alterações na paisagem em que ocorrem. A transição de florestas para outros usos do solo pode modificar também o conjunto de funções e, conseqüentemente, impactar os processos ecológicos desempenhados pelas aves. Desse modo, a presente dissertação teve como objetivos principais: 1) identificar características da estrutura da paisagem que apresentem relação com a diversidade e riqueza funcional de assembleias de aves; e 2) identificar alterações morfológicas na assembleia de aves consumidoras de frutos e discutir seus possíveis impactos no processo de dispersão de sementes. Para isso, um levantamento bibliográfico foi realizado resultando em um banco de dados com 48 assembleias de fragmentos florestais da Mata Atlântica oriundas de 33 estudos. Para cada fragmento foi utilizado um buffer de 2000 m de raio para criar uma paisagem focal, o uso do solo foi classificado em 'floresta' ou 'não-floresta', e métricas foram calculadas. As assembleias de aves foram caracterizadas a partir de índices de composição de diversidade e riqueza funcional, usando diversas características morfológicas e de habitat. Regressões lineares e modelos mistos foram usadas para investigar a relação entre características da estrutura da paisagem e i) diversidade e riqueza funcional de aves florestais (obj. 1) e ii) riqueza de espécies, diversidade funcional e características morfológicas para aves consumidoras de frutos (obj. 2). Os resultados mostraram que a área do fragmento, juntamente com área nuclear foram as características mais importantes em relação à manutenção das funções na assembleia de aves florestais, demonstrando a importância de grandes áreas florestais. Para as alterações morfológicas, a diminuição na quantidade de cobertura florestal foi relacionada à diminuição de valores de massa corpórea, índice de asa e largura de bico. A redução desses valores pode implicar na dispersão de sementes menores, na redução de dispersão de espécies com sementes grandes e na redução da área abrangida pela chuva de sementes.

Palavras-chave: Avifauna; Fragmentos de Mata Atlântica; Diversidade funcional; Funções ecológicas; Paisagem; Dispersão de sementes

ABSTRACT

Functional richness and diversity of bird assemblages in the Atlantic Forest

Bird assemblages composition suffer alteration according to landscape changes. The substitution of forest by others land uses can affect the group of functions, and consequently, the ecological process played by birds. This dissertation had two main goals: 1) to identify landscape metrics which has relation with functional diversity and richness of bird assemblages; and 2) to identify morphological changes in fruit-eater bird assemblage and discuss the potentials impacts on the seed dispersal process. To reach this, a database was created using literature data, with 48 bird assemblages of Atlantic Forest remnants from 33 studies. From the most central point of each fragment, was created a focal landscape of 2000 meters buffer, the land use was classified in 'forest' or 'non-forest' and metrics was calculated. The index of bird assemblages used were composition and functional diversity and richness, calculated using morphological and habitat traits. Linear regression and mixed models were used to investigate relationships between landscape metrics and i) functional diversity and richness of forest birds (obj. 1) and ii) functional diversity, species richness and morphological traits of fruit-eater birds (obj. 2). The results showed that fragment area and core area were the most important traits to preserve the functions in bird assemblage, demonstrating the importance of big blocks of forest. To morphological changes, the decreasing on forest over was related to decreases on values of: body mass, hand-wing index and bill width. The reduction of these values can promote the dispersal of smaller seeds, reduction on dispersal of plants with big seed and decreases of area cover by seed rain.

Keywords: Avifauna; Atlantic Forest remnants; Functional diversity; Ecological functions; Landscape; Seed dispersal

1 INTRODUÇÃO

O crescimento da população humana origina diversos processos que impactam negativamente a biodiversidade, como a extração de madeira (ALEIXO 1999; WOODCOCK et al., 2013; ARCILLA; HOLBECH; O'DONNELL, 2015; TOBIAS, 2015), construção de estradas (LAURANCE et al., 2005; ASTUDILLO et al., 2014), expansão de áreas agrícolas (LAURANCE et al., 2014), entre outros (DEAN, 1997; BROOKS et al., 1999; FOLEY et al., 2005; PÜTZ et al., 2011; LIRA et al., 2012), promovendo assim a fragmentação e perda de habitat. As alterações abióticas na estrutura da vegetação, ciclo de nutrientes, regime hídrico e temperatura distintos do original criam um ambiente novo totalmente diferente, fazendo com que a assembleia de espécies que ocupam essas áreas também se altere. Essas mudanças ocorridas na composição das assembleias não se dão de forma aleatória, visto que determinadas características fazem com que alguns táxons se tornem mais sensíveis que outros (BREGMAN; SEKERCIOGLU; TOBIAS, 2014; BURIVALOVA et al., 2015).

Diversos estudos têm investigado a relação existente entre características da estrutura da paisagem (p.ex. tamanho de área, conectividade e isolamento) e aves (espécies, grupos funcionais ou assembleias inteiras), utilizando para isso diversos índices de diversidade, como abundância, riqueza, diversidade funcional e riqueza funcional (LUCK; DAILY, 2003; BOSCOLO; METZGER, 2009; BANKS-LEITE; EWERS; METZGER, 2010; UEZU; METZGER; 2011; BANKS-LEITE; EWERS; METZGER, 2012; MARTENSEN et al., 2012; MAGNAGO et al., 2014; COSTER; BANKS-LEITE; METZGER, 2015; MORANTE-FILHO et al., 2015; SEKERCIOGLU et al., 2015). A perda de espécies e funções promove a simplificação das assembleias de diversos grupos (SILVA; TABARELLI, 2000; OLIVEIRA; SANTOS; TABARELLI, 2008; FLYNN et al., 2009; GALETTI, et al 2013; MAGIOLI et al., 2015), o que acarreta na perda de importantes funções e serviços ecossistêmicos (SEKERCIOGLU, 2006; ANDERSON et al., 2011; BOYER; JETZ, 2014).

Grupos funcionais altamente especializados são incapazes de se adaptar a ambientes alterados pelo impacto humano (NEWBOLD et al., 2013), restringindo sua ocorrência aos poucos habitats preservados. Isso resulta na diminuição tanto de habitat viável, como do tamanho populacional, podendo levar a extinções locais (MALDONADO-COELHO; MARINI, 2004; LEAL et al., 2012; PEREIRA et al., 2014). Perda de grupos especializados em remanescentes florestais degradados causam um empobrecimento funcional (GALETTI et al, 2013), resultando em comunidades com funções ecológicas redundantes (BUENO et al., 2013). Consequentemente, processos biológicos dentro dos remanescentes podem ser

simplificados (SILVA; TABARELLI, 2000; CHILLO; OJEDA, 2012), tais como o aumento da seleção para e a propagação de sementes menores devido à falta de dispersores com grande abertura de bico (GALETTI et al., 2013). Aves frugívoras são altamente afetadas pela degradação florestal (NEWBOLD et al., 2013; BREGMAN; SEKERCIOGLU; TOBIAS, 2014), tendendo, por exemplo, a uma diminuição na massa corporal média de acordo com a redução do tamanho da área do fragmento (BREGMAN; SEKERCIOGLU; TOBIAS, 2014). Adicionalmente, espécies como as da família Cracidae, Cotingidae e Ramphastidae possuem alta sensibilidade à perturbação humana (PARKER III et al., 1996), tornando-se raras em áreas perturbadas pelo homem (e.g. PIRATELLI; ANDRADE; LIMA FILHO, 2005; ALEXANDRINO et al., 2013). Nos trópicos, a importância ecológica desse grupo pode ser compreendida pelo fato de que entre 50 e 90% das espécies florestais de árvores possuem dispersão zoocórica, sendo os frugívoros os grandes instrumentos desse processo de dispersão de sementes (GARCÍA; MARTÍNEZ, 2012; HOWE; SMALLWOOD, 1982; JORDANO 2000).

Recentes estudos têm apontado que a alteração no habitat dos frugívoros, como o desflorestamento, está relacionado não apenas com a mudança de espécies, mas também com características morfológicas dessas espécies, podendo ter efeitos em processos desempenhados por tais, como é o caso da dispersão de sementes (e.g., URIARTE et al., 2011; GALETTI et al., 2013). Mudanças na morfologia de espécies ou assembleias estão ligadas às suas funções por elas desempenhadas (BOCK, 1994; BÖHNING-GAESE et al., 2006; TELLERÍA; HERA; PÉREZ-TRIS, 2013; BITTON; GRAHAM et al., 2015). A perda de dispersores de grande porte em áreas defaunadas, por exemplo, pode levar a seleção de sementes de menor tamanho (GALETTI et al., 2013).

A partir dos pontos apresentados, a presente dissertação está estruturada em dois capítulos que possuem os seguintes objetivos gerais:

- 1) Identificar qual (is) característica (s) da estrutura da paisagem possui maior relação com a diversidade e riqueza funcional da assembleia de aves.
- 2) Identificar se características morfológicas de assembleias de aves consumidoras de frutos sofrem mudanças proporcionalmente à diminuição da porcentagem de cobertura florestal.

Hipóteses:

A presente dissertação tem as seguintes hipóteses:

- assembleias de aves florestais apresentam diminuição da diversidade e riqueza de funções de acordo com a redução da quantidade de habitat florestal disponível.

- a maior quantidade de área florestal com presença de grandes áreas nucleares (e.g. distantes da borda) é a característica da estrutura da paisagem que melhor explica a diversidade e riqueza funcional de aves.
- a riqueza de espécies e a diversidade funcional de aves consumidoras de frutos diminuem apresentando relação positiva com a diminuição da porcentagem de cobertura florestal
- alterações em características morfológicas de aves consumidoras de frutos ocorrem apresentando relação positiva com a diminuição da porcentagem de cobertura florestal

Referências

- ALEIXO, A. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic forest. **Condor**, Los Angeles, p. 537-548, Aug. 1999.
- ALEXANDRINO, E.R.; BOVO, A.A.A.; LUZ, D.T.A.; COSTA, J.C.; BETINI, G.S.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; COUTO, H.T.Z. Aves do campus “Luiz de Queiroz” (Piracicaba/SP) da Universidade de São Paulo: mais de 10 anos de observações neste ambiente antrópico. **Atualidades Ornitológicas**, Ivaiporã, n. 173, p. 40-52, maio/jun. 2013.
- ANDERSON, S.H; KELLY, D.; LADLEY, J.J.; MOLLOY, S.; TERRY, J. Cascading effects of bird functional extinction reduce pollination and plant density. **Science**, Washington, v. 331, n. 6020, p. 1068-1071, Feb. 2011.
- ARCILLA, N.; HOLBECH, L.H.; O'DONNELL, S. Severe declines of understory birds follow illegal logging in Upper Guinea forests of Ghana, West Africa. **Biological Conservation**, Essex, v.188, p. 41-49 Aug.. 2015.
- ASTUDILLO, P.X.; SAMANIEGO, G.M.; MACHADO, P.J.; AGUILAR, J.M.; TINOCO, B.A.; GRAHAM, C.H.; LATTA, S.C.; FARWIG, N. The impact of roads on the avifauna of páramo grasslands in Cajas National Park, Ecuador. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Lisse, v. 49, n. 3, p. 204-212, Sept. 2014.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R.M.; METZGER, J.P. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. **Oikos**, Copenhagen, v. 119, n. 6, p. 918-926, June 2010.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R.M.; METZGER, J.P. Unraveling the drivers of community dissimilarity and species extinction in fragmented landscapes. **Ecology**, Washington, v. 93, n. 12, p. 2560-2569, Dec. 2012.
- BITTON, P.P.; GRAHAM, B.A. Change in wing morphology of the European starling during and after colonization of North America. **Journal of Zoology**, London, v. 295, n. 4, p. 254-260, Apr. 2015.
- BOCK, W.J. Concepts and methods in ecomorphology. **Journal of Biosciences**, Bangalore, v.19, n. 4, p. 403-413, Oct. 1994

- BÖHNING-GAESE, K.; CAPRANO, T.; Van EWIJK, K.; VEITH, M. Range size: disentangling current traits and phylogenetic and biogeographic factors. **The American Naturalist**, Chicago, v. 167, n. 4, p. 555-567, Apr. 2006.
- BOSCOLO, D.; METZGER, J.P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, Dordrecht v. 24, n. 7, p. 907-918, June 2009.
- BOYER, A.G.; JETZ, W. Extinctions and the loss of ecological function in island bird communities. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 23, n. 6, p. 679-688, Feb. 2014.
- BREGMAN, T.P.; SEKERCIOGLU, C.H.; TOBIAS, J.A. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: implications for ecosystem function and conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 169, p. 372-383, jan. 2014.
- BROOKS, T.; TOBIAS, J.A.; BALMFORD, A. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. **Animal Conservation**, Cambridge, v. 2, n. 03, p. 211-222, Aug. 1999.
- BUENO, R.S.; GUEVARA, R.; RIBEIRO, M.C.; CULOT, L.; BUFALO, F.S.; GALETTI, M. Functional redundancy and complementarities of seed dispersal by the last neotropical megafrugivores. **Plos One**, San Francisco, v. 8, n. 2, p. e56252, Feb. 2013.
- BURIVALOVA, Z.; LEE, T.M.; GIAM, X.; SEKERCIOGLU, Ç.H., WILCOVE, D.S.; KOH, L.P. Avian responses to selective logging shaped by species traits and logging practices. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, London, v. 282, n. 1808, p. 20150164, May 2015
- CHILLO, V.; OJEDA, R.A. Mammal functional diversity loss under human-induced disturbances in arid lands. **Journal of Arid Environments**, London, v. 87, p. 95-102, Dec. 2012.
- COSTER, G.; BANKS-LEITE, C. METZGER, J. P. Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, London, v. 282, n. 1811, p. 20142844, July 2015
- DEAN, W. **A Ferro e Fogo: a História e a Devastação da Mata Atlântica Brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484p.
- FLYNN, D.F., GOGOL-PROKURAT, M.; NOGEIRE, T.; MOLINARI, N.; RICHERS, B.T.; LIN, B.B.; SIMPSON, N.; MAYFIELD, M.M.; DeCLERCK, F. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology letters**, Oxford, v. 12, n. 1, p. 22-33, Jan. 2009.
- FOLEY, J.A.; DeFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; CEO, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCHARIK, J.C.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.K. Global consequences of land use. **Science**, Washington, v. 309, n. 5734, p. 570-574, July 2005.

GALETTI, M.; GUEVARA, R.; CÔRTEZ, M.C.; FADINI, R.; Von MATTER, S.; LEITE, A.B.; LABECCA, F.; RIBEIRO, T.; CARVALHO, C.S.; COLLEVATTI, R.G.; PIRES, M.M.; GUIMARÃES JÚNIOR, P.R.; BRANCALION, P.H.; RIBEIRO, M.C.; JORDANO, P. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**, Washington, v. 340, n. 6136, p. 1086-1090, May 2013.

GARCÍA, D.; MARTÍNEZ, D. Species richness matters for the quality of ecosystem services: a test using seed dispersal by frugivorous birds. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, London, v. 279, p. 2106-2113, Mar. 2012.

HOWE, H.F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual review of ecology and systematics**, Palo Alto, v.13, p. 201-228, Nov. 1982.

JORDANO, P. Fruits and frugivory. In: FENNER, M. (Ed.). **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities v.2**, Wallingford: CABI Publ. cap. 6, 2000. p. 125-166

LAURANCE, W.F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S.G.W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 24, n. 12, p. 659-669, Dec. 2009.

LAURANCE, W.F.; SAYER, J.; CASSMAN, K.G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in ecology & evolution**, Amsterdam, v. 29, n. 2, p. 107-116, Feb. 2014.

LEAL, I.R.; FILGUEIRAS, B.K.C.; GOMES, J.P.; IANNUZZI, L.; ANDERSEN, A.N. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 21, n. 7, p. 1687-1701, Mar. 2012.

LIRA, P.K.; TAMBOSI, L.R.; EWERS, R.M.; METZGER, J.P. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 278, p. 80-89, Aug. 2012.

LUCK, G.W.; DAILY, G.C. Tropical countryside bird assemblages: richness, composition, and foraging differ by landscape context. **Ecological Applications**, Tempe v. 13, n. 1, p. 235-247, Feb. 2003.

MAGIOLI, M.; RIBEIRO, M.C.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; RODRIGUES, M.G. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conservation**, Cambridge, DOI: 10.1111/acv.12201, mar. 2015.

MAGNAGO, L.D.S.; EDWARDS, D.P.; MAGRACH, A.; MARTINS, S.V.; LAURANCE, W.F. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of ecology**, Cambridge, v. 102, n. 2, p. 475-485, Mar. 2014.

MALDONADO-COELHO, M.; MARINI, M. A. Mixed-species bird flocks from Brazilian Atlantic forest: the effects of forest fragmentation and seasonality on their size, richness and stability. **Biological Conservation**, Essex, v. 116, n. 1, p. 19-26, Mar. 2004.

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

MORANTE-FILHO, J.C. citar tudo et al. Birds in anthropogenic landscapes: the responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. **PloS one**, San Francisco, v. 10, n. 6, p. e0128923, June 2015.

NEWBOLD, T.; SCHARLEMANN, J.P.W.; BUTCHART, S.H.M.; SERKECIOGLU, Ç.H.; ALKEMADE, R.; BOOTH, H.; PURVES, D.W. Ecological traits affect the response of tropical forest bird species to land-use intensity. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, London, v. 280, n. 1750, p. 20122131, Nov .2013.

OLIVEIRA, M.A.; SANTOS, A.M.M.; TABARELLI, M. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 256, n. 11, p. 1910-1917, Nov. 2008.

PEREIRA, G.A.; DANTAS, S.M.; SILVEIRA, L.F.; RODA, S.A.; ALBANO, C.; SONNTAG, F.A.; LEAL, S.; PERIQUITO, M.C.; MALACCO, G.B.; LEES, A.C. Status of the globally threatened forest birds of northeast Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)**, São Paulo, v. 54, n. 14, p. 177-194, July 2014.

PIRATELLI, A.; ANDRADE, V.A.; LIMA FILHO, M.. Birds of forest fragments in area of sugar-cane crops in southeastern Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 95, n. 2, p. 217-222, June 2005.

PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; ALVES, L.F.; METZGER, J.P.; HUTH, A. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 222, n. 12, p. 1986-1997, June 2011.

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

SEKERCIOGLU, C.H.; LOARIE, S.R.; OVIEDO-BRENES, F.; MENDENHALL, C.D.; DAILY, G.C.; EHRLICH, P.R. Tropical countryside riparian corridors provide critical habitat and connectivity for seed-dispersing forest birds in a fragmented landscape. **Journal of Ornithology**, Heidelberg, p. 1-11, Oct. 2015

SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, London, v. 404, n. 6773, p. 72-74, Jan. 2000.

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

TELLERÍA, J.L.; HERA, I. DE LA; PEREZ-TRIS, J. Morphological variation as a tool for monitoring bird populations: a review. **Ardeola**, Madrid, v. 60, n. 2, p. 191-224, Dec. 2013.

TOBIAS, J.A. Biodiversity: Hidden impacts of logging. **Nature**, London, v. 523, n. 7559, p. 163-164, July 2015.

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

URIARTE, M.; ANCIÃES, M.; da SILVA, M.T.; RUBIM, P.; JOHNSON, E.; BRUNA, E.M. Disentangling the drivers of reduced long-distance seed dispersal by birds in an experimentally fragmented landscape. **Ecology**, Washington, v. 92, n. 4, p. 924-937, Apr. 2011.

WOODCOCK, P.; EDWARDS, D.P.; NEWTON, R.J.; Vun KHEN, C.; BOTTRELL, S.H.; HAMER, K.C. Impacts of intensive logging on the trophic organisation of ant communities in a biodiversity hotspot. **PloS one**, San Francisco, v. 8, n. 4, p. e60756, Apr. 2013.

2 DIFERENÇAS FUNCIONAIS NAS ASSEMBLEIAS DE AVES EM FUNÇÃO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM NO BIOMA MATA ATLÂNTICA

Resumo

Espécies de aves apresentam diferentes respostas aos distúrbios causados pelo homem na transformação de áreas naturais em outros tipos de uso do solo, podendo se extinguir localmente ou expandir sua distribuição. As mudanças promovidas nas assembleias de aves podem ser estudadas em conjunto com as alterações ocorridas na estrutura da paisagem, provendo características desta que estejam relacionadas às medidas da biodiversidade. O presente capítulo objetivou identificar qual(is) a característica(s) da estrutura da paisagem possui maior relação com a manutenção de funções nas assembleias de aves. Para isso, foi realizada uma busca por dados secundários, resultando na criação de um banco de dados com assembleias de aves de 48 fragmentos florestais de Mata Atlântica oriundas de 33 estudos. Além da assembleia total de aves, grupos funcionais foram utilizados para investigar se diferentes espécies são afetadas por diferentes características estruturais da paisagem. Para cada assembleia, foram calculados os índices de diversidade e riqueza funcional a partir de características ligadas ao hábito alimentar e morfologia das espécies. Unidades da paisagem com 2000m de raio foram construídas a partir de um ponto central de cada fragmento, e o uso do solo foi classificado em ‘floresta’ ou ‘não-floresta’. Foram então geradas oito métricas para representar diversas características de estrutura da paisagem. As relações entre as medidas de diversidade funcional das assembleias e as métricas da paisagem foram analisadas por meio de modelos lineares mistos, usando a sub-região biogeográfica como variável aleatória. Os resultados apontaram a área total e área nuclear dos fragmentos como característica mais importante para a toda comunidade e também para os grupos de espécies que são consideradas bastante afetadas pela degradação ambiental, como os insetívoros, frugívoros e aves estritamente florestais. Desse modo, foi concluído que a FD e a FRic de aves florestais diminuem de acordo com a redução na quantidade de cobertura florestal, as métricas da paisagem relacionadas a quantidade de área florestal e área nuclear foram as mais importantes para explicar a variação na FD e FRic, e que grandes áreas florestais com presença de grandes áreas nucleares são importantes para a manutenção de funções desempenhadas pela comunidade de aves florestais.

Palavras-chave: Fragmentos de Mata Atlântica; Diversidade funcional, Riqueza funcional; Área; Área nuclear; Avifauna; Paisagem

Abstract

Bird species has different answers to human-caused disturbance, such as modifying land uses of natural areas, which can cause local extinctions or distribution expansion. Changes in bird assemblages have been studied in association with variations in landscape structure, indicating that landscape metrics are related to biodiversity measures. The main goal of this chapter is to identify landscape metric(s) strongly related to the maintenance of functions performed by bird assemblage. To reach this, a search for secondary data was made, resulting in a database with 48 bird's assemblage of forest remnants of Atlantic Forest, from 33 studies. Additionally to the whole assemblage, functional groups were used to investigate if different species was affected by different landscape metrics. Functional diversity and richness were calculated using from characteristics related to food behaviour and morphological traits. From the most central point of each fragment, was created a focal landscape of 2000 meters buffer, the land use was classified in ‘forest’ or ‘non-forest’, and

eight landscape metrics were calculated. The relations between bird assemblages and landscape metrics were analyzed using linear mixed-models with the biogeographic sub region as random variable. The results showed that area and core area as the most important landscape structure to the whole assemblage, and to the groups affected by environmental degradation, as insectivorous, frugivorous, and exclusively forest. Therefore, was conclude that FD e FRic of forest birds decrease according to a reduction in forest cover availability, landscape metrics related to forest area and core area was the most important to explain FD e FRic variation, and large forest areas with big core areas are important to keep functions played by forest bird assemblage.

Keywords: Atlantic Forest remnants; Functional diversity; Functional Richness; Area; Core area; Avifauna; Landscape

2.1 Introdução

O desenvolvimento e crescimento da população humana promovem a substituição da vegetação natural por cidades, cultivos agrícolas e outros usos do solo (LAMBIN et al., 2001; RUDEL et al., 2005), resultando na diminuição de habitat e aumento da fragmentação (FAHRIG, 2003). Espécies animais respondem diferentemente às mudanças da paisagem (BARLOW et al., 2006; NICHOLS et al., 2007; SAAVEDRA et al., 2014; VESPA; ZURITA; BELLOCQ, 2014; BURIVALOVA et al., 2015). Algumas expandem suas populações e até mesmo a sua área de ocorrência (WILLIS; ONIKI, 1987), enquanto outras se restringem às áreas prístinas, sofrendo efeitos como o isolamento, diminuição de populações e redução de área de ocorrência (FERRAZ et al., 2007), podendo ser extintas localmente (p. ex., CHOUTEAU et al., 2012; PEREIRA et al., 2014). Em biomas florestais, as espécies dependentes dessa formação são as que mais sofrem impacto negativo do processo de perda e fragmentação do habitat, pois não se adaptam as áreas abertas ou mesmo resistem aos efeitos de borda. Assim, táxons especializados em ambientes florestais são substituídos por espécies generalistas (i.e., aquelas com alta plasticidade ambiental e alimentar), causando alterações nas funções ecológicas desempenhadas pelas assembleias animais (COSTER; BANKS-LEITE; METZGER, 2015) e podendo resultar em um empobrecimento funcional (MAGIOLI et al., 2015).

Diferentes espécies, grupos e medidas de diversidade possuem variadas respostas às mudanças na estrutura da paisagem. Tamanho de fragmento, por exemplo, tem sido importante para determinar a abundância de aves frugívoras (UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005) e primatas (SILVA et al., 2015), enquanto a conectividade dos fragmentos se mostra importante para aves insetívoras de sub-bosque (UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005) e aves frugívoras florestais (SEKERCIOGLU et al., 2015). Entretanto, a

influência do tamanho da área ou conectividade pode variar de acordo com a quantidade de floresta na paisagem, grupo estudado e permeabilidade da matriz (MARTENSEN et al., 2012; UEZU; METZGER, 2011; MARTENSEN et al., 2012). Mesmo quando uma espécie é estudada em áreas diferentes, respostas distintas podem ser obtidas (BANKS-LEITE; EWERS; METZGER, 2013).

Diversos índices de diversidade têm sido utilizados em estudos de ecologia da paisagem (MAGNAGO et al., 2014; COSTER; BANKS-LEITE; METZGER, 2015). A riqueza de espécies e de grupos funcionais, por exemplo, têm sido empregadas por especialistas para avaliar ou comparar assembleias animais entre locais distintos (GARCIA; MARTINEZ, 2012; SEKERCIOGLU, 2012; MORANTE-FILHO et al., 2015), porém possuem suas limitações, já que não consideram mudanças na composição das assembleias que podem não alterar o número de espécies (PETCHEY; GASTON, 2002; CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009). Para lidar com isso, novos índices, como os baseados na utilização de características funcionais das espécies, têm sido sugeridos nos últimos anos visando análises mais complexas, que vão além da simples contagem do número de espécies ou de grupos funcionais, por exemplo, à riqueza funcional, regularidade funcional, divergência funcional (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008), dispersão funcional (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010) e entropia quadrática de Rao (BOTTA-DUKÁT, 2005). A diversidade funcional proposta por Petchey e Gaston (2002, 2006) e a riqueza funcional proposta por Villéger, Mason e Mouillot (2008) possuem boa fundamentação teórica e têm sido aplicadas com sucesso em diversos estudos (LOHBECK et al., 2012; EDWARDS et al., 2013; HIDASI-NETO; LOYOLA; CIANCIARUSO, 2013; SOUZA et al., 2013; MAGIOLI et al., 2015).

Diante do exposto, o presente capítulo busca identificar qual característica da estrutura da paisagem possui maior relação com a diversidade e riqueza de funções ecológicas desempenhadas pelas aves. Estudos de fragmentação florestal têm mostrado que diferentes elementos e configurações de paisagens, como tamanho de área, conectividade, forma do fragmento e isolamento, promovem diversos efeitos sobre as aves (UEZU; METZGER, 2011; MARTENSEN et al., 2012; ALEXANDRINO, 2015; SILVA et al., 2015) e podem ser utilizados como indicadores para prever a integridade das assembleias (BANKS-LEITE et al., 2011). Assim, identificar características da estrutura da paisagem que expliquem a diversidade funcional existente nas assembleias de aves em escala de bioma é importante para subsidiar programas de conservação e restauração da vegetação de Mata Atlântica. As hipóteses desse capítulo são: i) assembleias de aves florestais apresentam diminuição da diversidade e riqueza

de funções de acordo com a redução da quantidade de habitat florestal disponível; ii) a maior quantidade de área florestal com presença de grandes áreas nucleares (e.g. distantes da borda) é a característica da estrutura da paisagem que melhor explica a diversidade e riqueza funcional de aves.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Assembleias de aves

Foram utilizados dados secundários de inventários de aves realizados na Mata Atlântica coletados entre 1990 e 2014. A busca por artigos indexados foi realizada nos portais ‘Web of Science’, ‘Google Scholar’ and SciELO a partir das seguintes palavras-chave: (aves* OR avifauna OR bird* OR avian) AND (Mata Atlântica OR fragmento OR remanescente OR floresta* OR comunidade OR parque OR estação OR Atlantic Forest OR forest OR fragment OR remnant OR community*). Também foi utilizado o Google em buscas por artigos não indexados e literatura ‘cinza’, incluindo planos de manejo de Unidades de Conservação, teses, dissertações e monografias. Foram desconsiderados os trabalhos que focaram em apenas um subconjunto das assembleias de aves, como somente espécies de sub-bosque ou Passeriformes. Espécies exclusivamente campestres ou aquáticas (PARKER III et al., 1996) foram excluídas devido ao objetivo do trabalho estar relacionado apenas a espécies florestais. Também foram excluídas as espécies noturnas, visto que apenas alguns trabalhos incluíram amostragens durante a noite, e a inclusão dessas adicionaria um viés às análises.

Os fragmentos selecionados (Figura 2.1) estão localizados nas regiões Sul e Sudeste do bioma Mata Atlântica (19° 28’ a 29° 28’ S e 40° 32’ a 53° 47’ S), ocorrendo em três regiões biogeográficas (SILVA; CASTELETTI, 2003): interior, serra do mar e araucária. Foram selecionados 48 fragmentos florestais com ampla variação de tamanho (mín.= 2,59 ha, média= 6169 ha, máx.= 185000 ha) oriundos de 33 estudos (Apêndice A). Foi compilada uma lista com 473 espécies (Apêndice B) de aves florestais diurnas para os 48 fragmentos utilizados, com a riqueza distribuída conforme a Figura 2.2.

Foram realizadas análises com a assembleia formada por todas as espécies e de acordo com a seguinte classificação: 1) oito grupos tróficos (onívoros, insetívoros, herbívoros, frugívoros, carnívoros, nectarívoros, piscívoros e detritívoros, segundo WILMAN et al. 2014); 2) cinco grupos de acordo com o estrato de forrageio (água, solo, sub-bosque, copa e acima da copa, seguindo WILMAN et al. 2014); e, em 3) dois grupos de acordo com especialização de habitat: aves altamente sensíveis à perturbação antrópica (PARKER III et

al., 1996) e dependência florestal (espécies exclusivamente florestais, PARKER III et al., 1996). Os grupos que apresentaram menos de 25 espécies em nosso banco de dados (piscívoros, $n = 5$; detritívoros, $n = 3$; espécies que forrageiam na água, $n = 9$; espécies que forrageiam acima da copa, $n = 8$) foram descartados, sendo as análises conduzidas com 11 grupos funcionais, além da assembleia geral.

Figura 2.1 – Distribuição dos 48 fragmentos utilizados nesse trabalho. Mais informações sobre a localização estão presentes no apêndice A

2.2.2 Características das aves

Os dados sobre estrato de forrageio e dieta foram extraídos de Wilman et al. (2014), enquanto os de massa corpórea, extraídos de Dunning (2007). Os dados morfológicos foram coletados no Museu de História Natural de Tring, em Tring, Reino Unido. Para cada espécie, foi calculado o valor médio das medidas tomadas de quatro indivíduos, dois machos e duas fêmeas. Para as espécies com ausência de dados (*Scytalopus iraiensis* e *Phylloscartes kronei*) foram considerados os valores de seus congêneres (*S. espeluncae* e média de *P. eximius*, *P.*

ventralis, *P. paulista*, *P. oustaleti* e *P. sylviolus*, respectivamente). Sete medidas para cada espécie foram utilizadas: comprimento do bico da ponta à base, comprimento do bico da ponta à narina, largura do bico à altura da narina, altura do bico, comprimento da asa, comprimento do tarso e comprimento da cauda (seguindo LEISLER; WINKLER, 1991).

Figura 2.2 – Distribuição da riqueza de espécies de aves por fragmento florestal. Mínimo= 52, média= 128, máximo= 309

Para reduzir o número de variáveis morfológicas, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) em dois passos para criar três novas medidas (TRISOS *et al.* 2014; BREGMAN *et al.*, 2015). As PCAs foram executadas separadamente usando medidas de bico (comprimento do bico da ponta à base, comprimento do bico da ponta à narina, largura do bico à altura da narina e altura do bico) e características de locomoção (comprimento da asa, do tarso e da cauda). Os segundos componentes das PCAs de medidas de bico (valores altos representando bicos finos, compridos e baixos) e de características de locomoção (valores altos representando tarsos longos e caudas curtas) foram utilizados como duas variáveis, chamados respectivamente de ‘forma do bico’ e ‘característica de locomoção’. O primeiro componente das duas relacionou-se à massa corpórea ($r = -0.64$, $p < 0.01$ para medidas do bico; $r = -0.82$, $p < 0.01$ para características de locomoção), então foram

utilizados em uma segunda PCA, juntamente com massa corpórea para formar a variável ‘tamanho de corpo’ (Figura 2.3).

Figura 2.3 – Esquema ilustrando os PCAs utilizados para reduzir as variáveis morfológicas em 3 eixos

2.2.3 Paisagem

Foi determinada uma área de 2000 metros de raio (*i.e.*, buffer) a partir do ponto interno do fragmento mais distante das bordas, delimitando assim uma unidade de paisagem com aproximadamente 13 km². Para cada unidade da paisagem, a área foi classificada em floresta ou não floresta baseados em imagens de satélite do Landsat TM5 (bandas 3, 4 e 5) capturadas na data mais próxima possível da coleta dos dados de aves do estudo e foram gerados arquivos ‘.tif’ com 30 metros de resolução usando os softwares QuantumGIS 2.8.1 (QUANTUM GIS DEVELOPMENT TEAM, 2015) e ArcGIS 10.3 (ESRI, 2014). Em seguida, o software FRAGSTATS 4.2.1 (MCGARIGAL et al., 2012) foi utilizado para calcular as métricas da paisagem. Para área nuclear, foi utilizada a profundidade de borda de 100 metros (MAGNAGO et al., 2015). Foram selecionadas oito métricas para as análises da

paisagem, sendo quatro relativas ao fragmento e quatro à unidade de paisagem onde o fragmento estava inserido (Tabela 2.1). A classificação de uso do solo de cada paisagem focal e os valores das métricas estão nos apêndices C e D. Quatro métricas foram altamente correlacionadas: área do fragmento, área nuclear do fragmento, porcentagem de cobertura florestal na unidade de paisagem e porcentagem de área nuclear na unidade de paisagem (correlação acima de 0,97; tabela 2.2). Para os modelos, apenas os dados de área do fragmento foram utilizados, porém, na discussão envolvemos as quatro variáveis.

Tabela 2.1 – Métricas utilizadas e seus respectivos códigos

Código	Nome da variável	Descrição da variável
CON	Conectividade da paisagem	Número de encontros entre fragmento do mesmo tipo, onde cada par de fragmentos é conectado ou não baseado em um critério de distância especificado (100 metros nesse caso)
CPLAND	Porcentagem de área nuclear	Proporção da paisagem coberta por área nuclear de floresta
LSI	Índice de forma da paisagem	Medida padronizada do total de borda ou densidade de borda que ajusta pelo tamanho da paisagem
PLAND	Porcentagem de cobertura florestal	Proporção da paisagem coberta por floresta
AREA	Tamanho do fragmento	Tamanho do fragmento estudado
CORE	Tamanho da área nuclear do fragmento	Tamanho da área nuclear do fragmento estudado
ENN	Distância euclidiana até o vizinho mais próximo	Distância euclidiana até o vizinho mais próximo
SHAPE	Forma do fragmento	Perímetro dividido pela raiz quadrada da área do fragmento

2.2.4 Diversidade funcional e riqueza funcional

Foram utilizadas a diversidade funcional (FD; PETCHEY; GASTON, 2002, 2006) e a riqueza funcional (FRic, VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008) para representar as funções da assembleia de aves. Para calcular a FD, foi utilizado um conjunto de características ecológicas com o objetivo de (1) produzir uma matriz de características, (2) convertê-la em uma matriz de distâncias, (3) agrupar espécies para produzir um dendrograma funcional, e (4) calcular um valor de FD através da soma do comprimento total dos braços do dendrograma. Foi utilizada a distância modificada de Gower (PAVOINE et al., 2009) porque ela produz melhores resultados quando dados categóricos e contínuos são utilizados

conjuntamente, e o método da ligação média não ponderada (UPGMA), o qual cria dendrogramas com bons coeficientes de correlação cofenética. A FRic representa ‘a quantidade do espaço funcional preenchido pela assembleia’ e é calculada a partir do volume estimado em n dimensões (número de características utilizado) ocupado pela assembleia de interesse.

Tabela 2.2 – Matriz de correlação de Pearson entre as métricas utilizadas. Valores em negrito apontam as variáveis com altos valores de correlação, e asteriscos apontam os valores significativo ($p < 0,05$)

	SHAPE	ENN	CORE	AREA	PLAND	LSI	CPLAND
CON	-0.40*	-0.37*	0.89*	0.86*	0.87*	-0.60*	0.90*
CPLAND	-0.45*	-0.41*	0.99*	0.98*	0.99*	-0.74*	
LSI	0.74	0.00*	-0.72*	-0.69*	-0.68*		
PLAND	-0.34*	-0.45*	0.98*	0.99*			
AREA	-0.33	-0.46*	0.99*				
CORE	-0.42*	-0.44*					
ENN	-0.13*						

Foram utilizadas quatorze características para o cálculo de ambas medidas de diversidade: locomoção, tamanho de corpo, forma do bico, porcentagem de forrageio na água, no solo, no sub-bosque, na copa e acima da copa, composição da dieta (invertebrados, carniça, frutas, néctar, sementes e vertebrados) e guilda trófica (onívoros, insetívoros, herbívoros, frugívoros, carnívoros, nectarívoros, piscívoros e detritívoros) (Tabela 2.3).

2.2.5 Análise estatística

A autocorrelação espacial entre os fragmentos foi testada a partir da função ‘mantel.rtest’ (teste de Monte Carlo, usando 9999 repetições) do pacote ‘ade4’ disponível (Dray & Dufour, 2007) no R 3.2.2 (R CORE TEAM, 2015).

As relações entre as variáveis resposta (FD e FRic) e as métricas da paisagem foram analisadas pelos Modelos lineares mistos (função ‘lmer’). Como variável aleatória, foi utilizada a sub-região da Mata Atlântica onde o fragmento está localizado, para modelar as alterações naturais de riqueza existente entre essas áreas. Não foram incluídas no mesmo modelo as variáveis correlacionadas (Spearman $r > 0.6$). Os modelos foram selecionados usando critério de informação de Akaike corrigido (AICc) para pequenas amostras, considerando apenas modelos com valor de $\Delta AICc$ maior que 2 para a discussão (BURHANM; ANDERSON, 2002). O valor de wAIC também foi utilizado para identificar os

modelos mais importantes, visto que representa a possibilidade de um modelo ser escolhido entre todos os que foram gerados, variando de 0 a 1. Foi utilizado o seguinte modelo global (1):

$$FD/FRic_{\text{grupo}} \sim \text{CONNECT} + \text{LSI} + \text{AREA} + \text{ENN} + \text{SHAPE} + (1|\text{sub-região}) \quad (1)$$

onde $FD/FRic_{\text{grupo}}$ é o valor da FD ou FRic para cada grupo utilizado (assembleia de aves incluindo todas as aves mais os onze grupos funcionais selecionados).

Todas as análises foram executadas no ambiente de programação R.

Tabela 2.3 – Características utilizadas para o cálculo de diversidade funcional

Tipo da característica	Característica	Variação ou categoria	Escala
Morfológica	forma de bico	3,77 a 13,79	contínua
	característica de locomoção	3,98 a 14,86	contínua
	tamanho de corpo	9,16 a 14,82	contínua
Alimentação	estrato de forrageio	água	contínua (em %)
		solo	contínua (em %)
		sub-bosque	contínua (em %)
		copa	contínua (em %)
	tipo de alimento	acima da copa	contínua (em %)
		invertebrados	contínua (em %)
		animais mortos	contínua (em %)
		frutas	contínua (em %)
		néctar	contínua (em %)
		sementes	contínua (em %)
		carne	contínua (em %)
	guilda trófica	onívoros	categórica
		frugívoros	categórica
		nectarívoros	categórica
		herbívoros	categórica
		insetívoros	categórica
		carnívoros	categórica
		piscívoros	categórica
		detritívoros	categórica

2.3 Resultados

Foi encontrado um baixo valor de correlação espacial para a FD ($r = 0,03$, valor $p = 0,2873$) e para a FRic ($r = 0,03$, valor $p = 0,2912$).

Os modelos para a assembleia inteira de aves apontaram a FD e a FRic aumentando significativamente de acordo com o aumento da área do fragmento (Tabela 2.4). Esse resultado foi o mesmo para os grupos de aves estritamente florestais, forrageadores de chão, frugívoros e insetívoros. Para todos esses grupos, apenas o modelo contendo a área do fragmento dentro da unidade de paisagem utilizada foi selecionado.

Tabela 2.4- Modelos mais consistentes encontrados para as assembleias analisadas

Assembleia	FD				Fric			
	Modelos ¹	AICc ²	Δ AICc ³	wAIC ⁴	Modelos ¹	AICc ²	Δ AICc ³	wAIC ⁴
Geral	AREA	63.3	0	0.496	AREA	-26.7	0	0.878
Estritamente florestais	AREA	49.6	0	0.392	AREA	-44.9	0	0.908
Sensibilidade alta	CON	17.3	0	0.708	CON	2.6	0	0.591
Forrageadores de chão	AREA	1.4	0	0.81	AREA	-42.2	0	0.816
Forrageadores de sub-bosque	AREA + SHAPE	41.7	0	0.382	CON	-69.2	0	0.502
					AREA	-68.7	0.52	0.387
Forrageadores de copa	AREA	11.1	0	0.347	LSI + ENN	-19.1	0	0.258
	CON + LSI	12.6	1.5	0.164	AREA	-19	0.09	0.247
Frugívoros	AREA	18.8	0	0.45	AREA	-69	0	0.903
Insetívoros	AREA	39.1	0	0.77	AREA	-24.4	0	0.795
Onívoros	CON	23.5	0	0.306	AREA	-11.3	0	0.813
	AREA	24.6	1.09	0.177				
	CON + LSI	24.7	1.2	0.168				
Herbívoros	LSI	-63.9	0	0.3	AREA	-43.1	0	0.598
	AREA + SHAPE	-63.6	0.24	0.267	CON	-41.2	1.8	0.243
	AREA	-62.2	1.66	0.131				
Carnívoros	CON	0.1	0	0.429	Nulo	9.8	0	0.434
	AREA	0.3	0.27	0.375	CON	11.4	1.56	0.198
Nectarívoros	CON	-23.4	0	0.477	Nulo	24.6	0	0.528
	AREA	-22.7	0.65	0.345	SHAPE	26.4	1.8	0.214

¹ Modelo: código das variáveis incluídas nos modelos

² AICc: Critério de informação de Akaike corrigido para pequenas amostras

³ Δ AICc: Variação do AICc comparado com o melhor modelo

⁴ Pesos: chance do modelo ser selecionado.

A FD e a FRic de espécies de sensibilidade alta apresentaram resposta positiva à conectividade da paisagem, sendo os modelos contendo essa variável os únicos selecionados para o referido grupo. Conectividade também foi importante para a FD de forrageadores de copa, onívoros, carnívoros e nectarívoros e para a FRic de forrageadores de sub-bosque, herbívoros e carnívoros. Porém, nesses casos, modelos contendo área do fragmento também foram importantes, com exceção da FRic de carnívoros que foi melhor explicada pelo modelo nulo.

A forma do fragmento foi importante apenas para a FD dos forrageadores de sub-bosque e herbívoros, e para a FRic dos nectarívoros, enquanto o índice de forma da paisagem foi importante para a FD e FRic de forrageadores de copa e FRic de onívoros e herbívoros. Finalmente, a distância para o vizinho mais próximo esteve presente apenas no modelo envolvendo a FRic dos forrageadores de copa.

2.4 Discussão

Os valores encontrados na análise de correlação espacial apontaram que ambas medidas, FD e FRic, não foram afetadas pela proximidade entre os fragmentos. A FD e a FRic de assembleias de aves foram negativamente afetadas pela diminuição da área do fragmento, e intrinsecamente, pela quantidade de cobertura florestal e área nuclear da unidade de paisagem, e área nuclear do fragmento. Tais resultados concordam com estudos que apontam a necessidade não apenas de áreas florestais, mas sim, de áreas florestais similares a ambientes primários, p. ex., distante das bordas ou em grandes contínuos florestais (GIBSON et al., 2011; LAURENCE et al., 2011; ASENSIO et al., 2012; JORGE et al., 2013). Embora alguns estudos demonstrem uma resiliência de parte da biodiversidade em áreas perturbadas (ALEXANDRINO et al., 2013; MAGIOLI et al., 2014; MORANTE-FILHO et al., 2015), muitas espécies florestais, em especial as exclusivas desse ambiente, necessitam de áreas primárias e sofrem uma influência negativa da fragmentação e perda de habitat (BREGMAN; SEKERCIOGLU; TOBIAS; 2014; NEWBOLD et al., 2014; MORANTE-FILHO et al., 2015). Outras características além da utilização exclusiva do ambiente florestal podem determinar uma maior sensibilidade à perda de habitat, como a necessidade de maior área de vida, tamanho de corpo e especializações de dieta e hábito (BREGMAN; SEKERCIOGLU; TOBIAS, 2014; MAGNAGO et al., 2014; BURIVALOVA et al., 2015), como também foi encontrado nos nossos resultados.

A área também foi importante para a FD e FRic de forrageadores de chão, insetívoros e frugívoros. Analisar apenas a assembleia como um todo pode nos levar a conclusões equivocadas, como a não percepção das mudanças funcionais pelo simples fato que funções podem ser substituídas sem que o valor das medidas funcionais se altere (MAGNAGO et al., 2014; COSTER; BANKS-LEITE; METZGER, 2015; LINDENMAYER et al., 2015). Analisando os grupos separadamente, foi possível identificar a FD e a FRic respondendo positivamente à área.

Os forrageadores de chão são formados por membros das famílias Tinamidae e Formicariidae, entre outras, dominado por espécies estritamente florestais típicas de sub-bosques bem sombreados (SICK, 1997), sendo mais influenciadas por características locais que por características da paisagem que circunda os fragmentos (GALITSKY; LAWLER, 2015). Tais fatos justificam a necessidade de grandes áreas florestais, visto que embora essas espécies possam se deslocar por áreas marginais, a estrutura a vegetação em áreas perturbadas pode alterar o microhabitat ideal para forrageio dessas espécies (STRATFORD; STOUFFER, 2015). Frugívoros e insetívoros são guildas conhecidas por serem as mais afetadas negativamente pela fragmentação e perda de habitat (SEKERCIOGLU et al. 2002; GOMES et al., 2008; KIRIKA; FARWIG; BÖHNING-GAESE, 2008; BREGMAN; SEKERCIOGLU; TOBIAS, 2014; NEWBOLD et al., 2014; VIDAL et al., 2014). Entre os frugívoros, espécies maiores, como os Cracidae e Cotingidae, são capazes de cruzar espaços entre fragmentos (LEES; PERES, 2009), podendo utilizar florestas que não estejam estruturalmente conectadas, porém, são minoria. Tais espécies necessitam de grandes extensões florestais, visto que a oferta de frutos varia localmente de acordo com a estação do ano e deslocamentos são necessários para suprir a demanda (SARACCO; COLLAZO; GROOM, 2004; LENZ et al., 2015). Adicionalmente, grandes frugívoros são bastante impactados pela caça (GALETTI et al., 1997). Em relação aos insetívoros, esses são afetados pelas mudanças de condições microclimáticas e estruturais encontradas nos fragmentos pequenos e possuem limitação na dispersão de indivíduos, dificultando a colonização de novas áreas (STRATFORD; STOUFFER, 2015, POWELL et al., 2015). A maior parte dos frugívoros (90%, n = 68) e insetívoros (80%, n = 199) são exclusivamente florestais, o que ajuda a entender a necessidade de áreas florestais extensas, visto que o último grupo também perdeu funções com a diminuição da área do fragmento.

Juntamente com a relação entre área e FD e FRic, tem-se também a influência da área nuclear, que por sua vez, é determinada por ação do efeito de borda. Diversos estudos apontam mudanças que podem ocorrer nas áreas florestais em contato com matrizes distintas,

como na taxa de decomposição da serapilheira, na dispersão de sementes, na estrutura florestal, na presença de ventos fortes, baixa umidade, maiores temperaturas e aumento do número de espécies generalistas (HARPER et al., 2005; BANKS-LEITE et al., 2010; RIUTTA et al., 2012; DODONOV; HARPER; SILVA-MATOS, 2013; VESPA; ZURITA; BELLOCQ; 2014; MAGNAGO et al., 2015). As bordas podem ter um efeito ainda mais impactante para os fragmentos com menor área (BANKS-LEITE et al., 2010), visto que a redução na área de um fragmento aumenta a proporção de área afetada por bordas. No presente estudo, 20 fragmentos (42%) apresentaram área nuclear menor que 50% da área total, ou seja, são dominados por áreas marginais com diferentes estrutura e microclima (MAGNAGO et al., 2015), representando uma situação bastante comum na Mata Atlântica (cerca de 83,4% dos fragmentos possuem menos de 50 ha e 44% da área total dos remanescentes está a menos de 100 metros da borda; RIBEIRO et al., 2009).

Após a área, a característica da paisagem com maior relação com a FD e a FRic foi a conectividade. A conexão através de corredores, ou mesmo a presença de pouca distância entre dois fragmentos, pode manter o fluxo de indivíduos em uma paisagem (SEKERCIOGLU et al., 2015), porém, muitas espécies não são capazes de se movimentar por corredores e áreas abertas, mantendo suas populações restritas a grandes maciços florestais.

Embora conectividade e área florestal sejam estruturalmente diferentes, ambas são bastante relacionadas no sentido em que uma área desflorestada perde conectividade à medida que seus fragmentos diminuem em tamanho, tornando difícil a análise separada desses dois fatores, bem como a separação do efeito das diferentes escalas (BANKS-LEITE; EWERS; METZGER, 2013). Entretanto, ao estudarmos as respostas de diferentes espécies e grupos de aves, conseguimos entender melhor em que ponto eles podem ser afetados.

Diversos estudos têm encontrado espécies respondendo principalmente para a conectividade (UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005; MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008). Certas espécies florestais possuem a capacidade de atravessar matrizes abertas em curtas distâncias (AWADE; METZGER, 2008), embora prefiram se deslocar por corredores florestais (DESROCHERS; HANNON, 1997; BÉLISLE; DESROCHERS, 2002; LEES; PERES, 2009; MARINI, 2010; SEKERCIOGLU et al., 2015). Apesar da necessidade de áreas florestais para acasalamento, nidificação e forrageio, a capacidade de permear pela paisagem permite a dispersão dos juvenis e o deslocamento em busca de recursos mais abundantes, possibilitando o aproveitamento de áreas com forte influência antrópica (SEKERCIOGLU et al., 2015).

Embora outras medidas de configuração da paisagem tenham sido encontradas em alguns modelos influenciando a FD e a FRic de grupos funcionais, a área do fragmento foi a característica que melhor se relacionou com a assembleia geral e com os grupos de aves considerados os mais afetados pela degradação (insetívoros, frugívoros e estritamente florestais). Também foi a que mais frequentemente se relacionou com os demais grupos, o que nos permite apontá-lo como resposta ao objetivo desse capítulo. As hipóteses desse capítulo foram todas confirmadas.

2.5 Conclusões

- 1) A FD e a FRic de aves florestais diminuem de acordo com a redução na quantidade de cobertura florestal.
- 2) Área e quantidade na unidade de paisagem de cobertura florestal e área nuclear foram as características da estrutura da paisagem que apresentaram relações mais fortes com a FD e a FRic de aves florestais dos remanescentes florestais do bioma Mata Atlântica.
- 3) Grandes áreas florestais com presença de grandes áreas nucleares são importantes para a manutenção de funções desempenhadas pela comunidade de aves florestais.

Referências

- ALEXANDRINO, E.R. **A paisagem antrópica sob avaliação: a avifauna em remanescentes florestais, matrizes agrícolas e as implicações para a conservação**. 2015. 196p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.
- ALEXANDRINO, E.R.; BOVO, A.A.A.; LUZ, D.T.A.; COSTA, J.C.; BETINI, G.S.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; COUTO, H.T.Z. Aves do campus “Luiz de Queiroz” (Piracicaba/SP) da Universidade de São Paulo: mais de 10 anos de observações neste ambiente antrópico. **Atualidades Ornitológicas**, Ivaiporã, n. 173, p. 40-52, maio/jun. 2013.
- ASENSIO, N.; SCHAFFNER, C.M.; AURELI, F. Variability in core areas of spider monkeys (*Ateles geoffroyi*) in a tropical dry forest in Costa Rica. **Primates**, Tóquio v. 53, n. 2, p. 147-156, Apr. 2012.
- AWADE, M.; METZGER, J.P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology**, Carlton, v. 33, n. 7, p. 863-871, Nov. 2008.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R.M.; METZGER, J.P. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. **Oikos**, Copenhagen, v. 119, n. 6, p. 918-926, June 2010.

BANKS-LEITE, C.; EWERS, R.M.; METZGER, J.P. The confounded effects of habitat disturbance at the local, patch and landscape scale on understorey birds of the Atlantic Forest: Implications for the development of landscape-based indicators. **Ecological Indicators**, Kiel, v. 31, p. 82-88, Aug. 2013.

BANKS-LEITE, C.; EWERS, R.M.; KAPOS, V.; MARTENSEN, A.C.; METZGER, J.P. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 48, n. 3, p. 706-714, June. 2011

BARLOW, J.; PERES, C.A.; HENRIQUES, L.M.P.; STOUFFER, P.C.; WUNDERLE, J.M. The responses of understory birds to forest fragmentation, logging and wildfires: an Amazonian synthesis. **Biological Conservation**, Essex, v. 128, n. 2, p. 182-192, Mar. 2006.

BÉLISLE, M.; DESROCHERS, A. Gap-crossing decisions by forest birds: an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 17, n. 3, p. 219-231, Sept. 2002.

BOTTA-DUKÁT, Z. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. **Journal of Vegetation Science**, Uppsala, v. 16, n. 5, p. 533-540, Oct. 2005.

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

BREGMAN, T.P.; LEES, A.C.; SEDDON, N.; MACGREGOR, H.E.; DARSKI, B.; ALEIXO, A.; BONSALL, M.B.; TOBIAS, J.A. 2015. Species interactions regulate the collapse of biodiversity and ecosystem function in tropical forest fragments. **Ecology**, Washington, v. 96, n. 10, p. 2692-2704, Oct. 2015.

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. New-York:Springer Science & Business Media, 2002. 488 p.

BURIVALOVA, Z.; LEE, T.M.; GIAM, X.; SEKERCIOGLU, Ç.H.; WILCOVE, D.S.; KOH, L.P. Avian responses to selective logging shaped by species traits and logging practices. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, London, v. 282, n. 1808, p. 20150164, May 2015.

CHOUTEAU, P.; JIANG, Z.; BRAVERY, B.D.; CAI, J.; LI, Z.; PEDRONO, M.; PAYS, O. Local extinction in the bird assemblage in the Greater Beijing area from 1877 to 2006. **PloS one**, San Francisco, v. 7, n. 6, p. 1-9, June 2012.

CIANCIARUSO, M.V.; SILVA, I.A.; BATALHA, M.A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 3, p. 93-103, Sep. 2009.

COSTER, G.; BANKS-LEITE, C.; METZGER, J.P. Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, London, v. 282, n. 1811, p. 20142844, July 2015

DESROCHERS, A.; HANNON, S.J. Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. **Conservation Biology**, Essex, v. 11, n. 5, p. 1204-1210, Oct. 1997.

DODONOV, P.; HARPER, K.A.; SILVA-MATOS, D.M. The role of edge contrast and forest structure in edge influence: vegetation and microclimate at edges in the Brazilian cerrado. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 214, n. 11, p. 1345-1359, Nov. 2013.

DRAY, S.; DUFOUR, A.B. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. **Journal of Statistical Software**, Linz, v. 22, n. 4, p. 1-20, Sep. 2007.

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

EDWARDS, F.A.; EDWARDS, D.P.; HAMER, K.C.; DAVIES, R.G. Impacts of logging and conversion of rainforest to oil palm on the functional diversity of birds in Sundaland. **Ibis**, London, v.155, n. 2, p. 313-326, Apr. 2013.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. **ArgGIS 10.3**. New York, 2014. Disponível em < www.arcgis.com>. Acesso em: 01 abril 2015

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

FERRAZ, G.; NICHOLS, J.D.; HINES, J.E.; STOUFFER, P.C.; BIERREGAARD JÚNIOR, R.O.; LOVEJOY, T.E. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. **Science**, Washington, v. 315, n. 5809, p. 238-241, Jan. 2007.

GALETTI, M.; MARTUSCELLI, P.; OLMOS, F.; ALEIXO, A. Ecology and conservation of the jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic forest of Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v. 82, n. 1, p. 31-39, Oct.1997.

GALITSKY, C.; LAWLER, J.J. Relative influence of local and landscape factors on bird communities vary by species and functional group. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 30, n. 2, p. 287-299, Jan. 2015.

GARCÍA, D.; MARTÍNEZ, D. Species richness matters for the quality of ecosystem services: a test using seed dispersal by frugivorous birds. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, London, v. 279, p. 2106-2113, Mar. 2012.

GIBSON, L.; LEE, T.M.; KOH, L.P.; BROOK, B.W.; GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; PERES, C.A.; BRADSHAW, C.J.A.; LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; SODHI, N.S. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, London, v. 478, n. 7369, p. 378-381, Oct. 2011.

GOMES, L.G.L.; OOSTRA, V.; NIJMAN, V.; CLEEF, A.M.; KAPPELLE, M. Tolerance of frugivorous birds to habitat disturbance in a tropical cloud forest. **Biological Conservation**, London, v. 141, n. 3, p. 860-871, Mar. 2008.

- HARPER, K.A.; MACDONALD, S.E.; BURTON, P.J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K.D.; SAUNDERS, S.C.; ROBERTS, D.; JAITEH, M.S.; ESSEEN, P.A Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, Oxford, v. 19, n. 3, p. 768-782, June 2005.
- HIDASI-NETO, J.; LOYOLA, R.D.; CIANCIARUSO, M.V. Conservation actions based on Red Lists do not capture the functional and phylogenetic diversity of birds in Brazil. **PloS one**, San Francisco, v. 8, n. 9, p. e73431, Sept. 2013.
- JORGE, M.L.S.P.; JORGE, M.L.S.P.; GALETTI, M.; RIBEIRO, M.C.; FERRAZ, K.M.P.M.B. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. **Biological conservation**, Essex, v. 163, p. 49-57, July 2013.
- KIRIKA, J; FARWIG, N.; BÖHNING-GAESE, K.. Effects of Local Disturbance of Tropical Forests on Frugivores and Seed Removal of a Small-Seeded Afrotropical Tree. **Conservation Biology**, Essex, v. 22, n. 2, p. 318-328, Jan. 2008.
- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, Washington, v. 91, n. 1, p. 299-305, Jan. 2010.
- LAMBIN, E.F; TURNER, B.L.; GEIST, H.J.; AGBOLA, S.B.; ANGELSEN, A.; BRUCE, J.W.; COOMES, O.T.; DIRZO, R.; FISCHER, G.; FOLKE, C.; GEORGE, P.S.; HOMEWOOD, K.; IMBERNON, J.; LEEMANS, R.; LI, X.; MORAN, E.F.; MORTIMORE, M.; RAMAKRISHNAN, P.S.; RICHARDS, J.F.; SKANES, H.; STEFFEN, W.; STONE, G.D.; SVEDIN, U.; VELDKAMP, T.A.; VOGEL, C.; XU, J. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. **Global environmental change**, Guilford, v. 11, n. 4, p. 261-269, Dec. 2001.
- LAURANCE, W.F.; CAMARGO, J.L.C.; LUIZÃO, R.C.C.; LAURENCE, S.G.; PIMM, S.L.; BRUNA, E.M.; STOUFFER, P.C.; WILLIAMSON, G.B.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H.L.; Van HOUTAN, K.S.; ZARTMAN, C.E.; BOYLE, S.A.; DIDHAM, R.K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T.E. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological Conservation**, Essex, v. 144, n. 1, p. 56-67, Jan. 2011.
- LEES, A.C.; PERES, C.A. Gap-crossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. **Oikos**, Copenhagen, v. 118, n. 2, p. 280-290, Feb. 2009.
- LEISLER, B.; WINKLER, H. Ergebnisse und Konzepte ökomorphologischer Untersuchungen an Vögeln. **Journal für Ornithologie**, Berlin, v. 132, n. 4, p. 373-425, Oct. 1991.
- LENZ, J.; BÖHNING-GAESE, K.; FIEDLER, W.; MUELLER, T. Nomadism and seasonal range expansion in a large frugivorous bird. **Ecography**, Copenhagen v. 38, n. 1, p. 54-62, Jan. 2015.
- LINDENMAYER, D.; PIERSON, J.; BARTON, P.; BEGER, M.; BRANQUINHO, C.; CALHOUN, A.; CARO, T.; GREIG, H.; GROSS, J.; HEINO, J.; HUNTER, M.; LANE, P.; LONGO, C.; MARTIN, K.; McDOWELL, W.H.; MELLIN, C.; SALO, H.; TULLOCH, A.; WESTGATE, M. A new framework for selecting environmental surrogates. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 538, p. 1029-1038, Dec. 2015.

- LOHBECK, M.; POORTER, L.; PAZ, H.; PLA, L.; Van BREUGEL, MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F. Functional diversity changes during tropical forest succession. **Perspectives in plant ecology, evolution and systematics**, Jena, v. 14, n. 2, p. 89-96, Apr. 2012.
- MAGIOLI, M.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; RODRIGUES, M.G. Medium and large-sized mammals of an isolated Atlantic Forest remnant, southeast São Paulo State, Brazil. **Check List**, London, v. 10, n. 4, p. 850-8856, Oct. 2014.
- MAGIOLI, M.; RIBEIRO, M.C.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; RODRIGUES, M.G. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conservation**, Cambridge, DOI: 10.1111/acv.12201, mar. 2015.
- MAGNAGO, L.D.S.; EDWARDS, D.P.; MAGRACH, A.; MARTINS, S.V.; LAURANCE, W.F. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, Cambridge, v. 102, n. 2, p. 475-485, Mar, 2014.
- MAGNAGO, L.F.S.; ROCHA, M.F.; MEYER, L.; MARTINS, S.V.; MEIRA-NETO, J.A. Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 24, n. 9, p. 2305-2318, July. 2015.
- MARINI, M.A. Bird movement in a fragmented Atlantic Forest landscape. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Lisse, v. 45, n. 1, p. 1-10, Mar. 2010
- MARTENSEN, A.C.; PIMENTEL, R.G.; METZGER, J.P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 9, p. 2184-2192, Sept. 2008.
- MARTENSEN, A.C.; RIBEIRO, M.C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with Neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, Boston, v. 26, n. 6, p. 1100-1111, Dec. 2012.
- MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; ENE, E. **Fragstat v4**: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Amherst: University of Massachusetts, 2012. Disponível em: <www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Acesso em: 20 abr. 2015.
- MORANTE-FILHO, J.C.; FARIA, D.; MARIANO-NETO, E.; RHODES, J. Birds in anthropogenic landscapes: the responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. **PloS one**, San Francisco, v. 10, n. 6, p. e0128923, June 2015.
- NEWBOLD, T.; SCHARLEMANN, J.P.W.; BUTCHART, S.H.M.; SERKECIOGLU, Ç.H.; JOPPA, L.; ALKEMADE, R.; PURVES, D.W. Functional traits, land-use change and the structure of present and future bird communities in tropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 23, n. 10, p. 1073-1084, Oct. 2014.

NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; DAVIS, A.L.; ESCOBAR, F.; FAVILA, M.; VULINEC, K. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. **Biological Conservation**, Essex, v. 137, n. 1, p. 1-19, Jun. 2007.

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

PAVOINE, S.; VALLET, J.; DUFOUR, A.B.; GACHET, S.; DANIEL, H. On the challenge of treating types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. **Oikos**, Copenhagen, v. 118, n. 3, p. 391-402, Mar. 2009

PEREIRA, G.A.; DANTAS, S.M.; SILVEIRA, L.F.; RODA, S.A.; ALBANO, C.; SONNTAG, F.A.; LEAL, S.; PERIQUITO, M.C.; MALACCO, G.B.; LEES, A.C. Status of the globally threatened forest birds of northeast Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)**, São Paulo, v. 54, n. 14, p. 177-194, 2014.

PETCHEY, O.L.; GASTON, K.J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, Oxford, v. 5, n. 3, p. 402-411, May. 2002.

PETCHEY, O.L.; GASTON, K.J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, Oxford, v. 9, n. 6, p. 741-758, June. 2006

POWELL, L.L.; CORDEIRO, N.J.; STRATFORD, J.A. Ecology and conservation of avian insectivores of the rainforest understory: A pantropical perspective. **Biological Conservation**, Essex, v. 188, p. 1-10, Aug. 2015.

QUANTUM GIS DEVELOPMENT TEAM. **Quantum GIS**, 2015.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 01 set. 2014

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

RIUTTA, T.; SLADE, E.M.; BEBBER, D.P.; TAYLOR, M.E.; MALHI, Y.; RIORDAN, P.; MacDONALD, D.W.; MORECROFT, M.D. Experimental evidence for the interacting effects of forest edge, moisture and soil macrofauna on leaf litter decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford v. 49, p. 124-131, June. 2012.

RUDEL, T.K.; COOMES, O.T.; MORAN, E.; ACHARD, F.; ANGELSEN, A.; XU, J.; LAMBIN, E. Forest transitions: towards a global understanding of land use change. **Global environmental change**, Guilford, v. 15, n. 1, p. 23-31, Apr. 2005.

- SAAVEDRA, F.; HENSEN, I.; BECK, S.G.; BÖHNING-GAESE, K.; LIPPOK, D.; TÖPFER, T.; SCHLEUNING, M. Functional importance of avian seed dispersers changes in response to human-induced forest edges in tropical seed-dispersal networks. **Oecologia**, Berlin, v. 176, n. 3, p. 837-848, Sept. 2014.
- SARACCO, J.F.; COLLAZO, J.A.; GROOM, M.J. How do frugivores track resources? Insights from spatial analyses of bird foraging in a tropical forest. **Oecologia**, Berlin, v. 139, n. 2, p. 235-245, fev. 2004.
- SEKERCIOGLU, C.H. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. **Journal of Ornithology**, Heidelberg, v. 153, p. S153-S161, Aug. 2012.
- SEKERCIOGLU, C.H.; EHRLICH, P.R.; DAILY, G.C.; AYGEN, D.; GOEHRING, D.; SANDÍ, R.F. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. **Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America**, New York, v. 99, n. 1, p. 263-267, Jan. 2002.
- SEKERCIOGLU, C.H.; LOARIE, S.R.; OVIEDO-BRENES, F.; MENDENHALL, C.D.; DAILY, G.C.; EHRLICH, P.R. Tropical countryside riparian corridors provide critical habitat and connectivity for seed-dispersing forest birds in a fragmented landscape. **Journal of Ornithology**, Heidelberg, p. 1-11, Oct. 2015
- SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. 862p
- SILVA, J.M.C.; CASTELETI, C.H.M. Status of the biodiversity of the Atlantic forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (Ed.). State of the hotspots: the Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. Washington: Island Press, 2003. chap. 5, p. 43-59.
- SILVA, L.G.; RIBEIRO, M.C.; HASUI, É.; COSTA, C.A.; GRASSETO, R.; CUNHA, T. Patch size, functional isolation, visibility and matrix permeability influences Neotropical primate occurrence within highly fragmented landscapes. **PloS one**, San Francisco, v. 10, n. 2, p. e0114025, Feb. 2015.
- STRATFORD, J.A.; STOUFFER, P.C. Forest fragmentation alters microhabitat availability for Neotropical terrestrial insectivorous birds. **Biological Conservation**, Essex, v.188, p. 109-115, Aug. 2015.
- TRISOS, C.H.; PETCHEY, O.L.; TOBIAS, J.A. Unraveling the interplay of community assembly processes acting on multiple niche axes across spatial scales. **The American Naturalist**, Chicago, v. 184, n. 5, p. 593-608, Nov. 2014.
- UEZU, A.; METZGER, J.P. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 20, n. 14, p. 3627-3643, Sept. 2011.
- UEZU, A.; METZGER, J.P.; VIELLIARD, J.M.E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, Essex, v. 123, n. 4, p. 507-519, June 2005.

VESPA, N.I.; ZURITA, G.; BELLOCQ, M.I. Functional responses to edge effects: Seed dispersal in the southern Atlantic forest, Argentina. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 328, p. 310-318, Sept. 2014.

VIDAL, M.M.; HASUI, E.; PIZO, M.A.; TAMASHIRO, J.Y.; SILVA, W.R.; GUIMARÃES JÚNIOR, P.R. Frugivores at higher risk of extinction are the key elements of a mutualistic network. **Ecology**, Washington, v. 95, n. 12, p. 3440-3447, Dec. 2014.

VILLÉGER, S.; MASON, S.W.H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, Washington, v. 89, n. 8, p. 2290-2301, Aug. 2008.

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

WILMAN, H.; BELMAKER, J.; SIMPSON, J.; ROSA, C.; RIVADENEIRA, M.M.; JETZ, W. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals: Ecological Archives E095-178. **Ecology**, Washington, v. 95, n. 7, p. 2027-2027, July 2014.

3 DISPERSORES DE SEMENTES EM ASSEMBLEIAS DE AVES DA MATA ATLÂNTICA: RIQUEZA DE ESPÉCIES, DIVERSIDADE FUNCIONAL E CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS

Resumo

Aves frugívoras compõe um grupo importante para o funcionamento dos ecossistemas por desempenharem um papel relevante na dispersão de sementes, manutenção do fluxo gênico vegetal e (re) colonização de áreas por espécies zoocóricas. No entanto, alterações causadas pelo homem nos ambientes naturais promovem efeitos distintos sobre as espécies e grupos funcionais, sendo alguns mais propensos à extinção local, como os frugívoros, afetando negativamente o processo de dispersão. Os objetivos desse capítulo foram investigar as diferenças na riqueza de espécies, diversidade funcional e nas características morfológicas de dispersores de sementes em assembleias de aves em função de um gradiente de perda florestal. Além disso, objetiva-se discutir quais são as implicações no processo de dispersão de sementes. Para isso, foi realizada uma busca por dados secundários, resultando na criação de um banco de dados com assembleias de aves de 48 fragmentos florestais de Mata Atlântica oriundas de 33 estudos. Foram calculadas a riqueza de espécies e a diversidade funcional (FD) para representar as funções das espécies usando características de alimentação e morfologia. Três valores morfológicos foram utilizados para analisar as mudanças na qualidade das funções desempenhadas pelas espécies: massa corporal, índice de asa e largura de bico. Em relação à paisagem, foi calculada a porcentagem de cobertura florestal em uma unidade da paisagem com 2000 m de raio a partir de um ponto central de cada fragmento. As relações entre riqueza de espécies, diversidade funcional, as características morfológicas e as métricas da paisagem foram analisadas a partir de regressões lineares. A riqueza de espécies e a FD diminuíram de acordo com a redução da cobertura florestal para todos os grupos analisados. Em relação às características morfológicas, foi encontrada uma relação significativa entre a diminuição da cobertura florestal e a diminuição do tamanho corpóreo, largura de bico e índice de asa. Tais mudanças ocorrem devido à perda de espécies com 1) grandes massas corporais, capazes de engolir uma maior quantidade de sementes; 2) espécies com bicos largos, capazes de engolir frutos e sementes maiores; e 3) espécies com grande índice de asa, capazes de dispersar por distâncias maiores. A simplificação na assembleia de aves consumidoras de frutos pode levar a alterações importantes no processo de dispersão, dificultando a dispersão de sementes grandes e reduzindo a distância atingida pela chuva de sementes.

Palavras-chave: Fragmentos de Mata Atlântica; Aves consumidoras de frutos; Frugivoria; Dispersão de sementes; Avifauna; Paisagem

Abstract

Different species and functional groups has distinct answers to the landscape changes caused by humans, being some of them, as the frugivorous, more prone to local extinction. This species are very important to the ecosystem functioning, playing an important role in the dispersal seed process. In the tropics, most plants are zoocoric dispersed, and have a dependent relation with animals, which disperse seeds, keep the flow gene and (re)colonize areas. In disturbed areas, the seed dispersal process could be hampered because of the high sensitivity to disturbance presented by frugivores. The goals of this chapter were investigate changes in species richness, functional diversity and morphological traits in fruit-eater birds and discuss the implication in the seed dispersal. To reach this, a search for secondary data was made, resulting in a database with 48 bird's assemblage of Atlantic Forest remnants, from

33 studies. Functional richness and diversity were calculated using morphological and food traits. Three morphological traits were used to investigate changes on the function's quality for the species: body mass, hand-wing index and bill width. Was calculated the percentage of forest cover in a landscape unit with a 2000 m buffer from a central point to each fragment. Relationship between species richness, functional diversity, morphological traits and percentage of forest cover were evaluated using linear regression. For studied groups, species richness and functional diversity decreases according to the reduction in forest cover. Regarding morphological traits, positive relations between decrease in forest cover and in body mass, hand-wing index and bill width values were found. This change is due to the loss of big species, species with wide beak and pointed wings, which are able to swallow a big amount of seed, bigger fruits and seed and disperse for longer distances, respectively. This simplification on fruit-eater bird assemblage can cause important changes on the seed dispersal process, making harder the big seed dispersal and shortening the distance reached by the seed rain.

Keyword: Atlantic Forest remnants; Fruit-eater birds; Frugivory, Seed dispersal; Avifauna; Landscape

3.1 Introdução

A substituição de áreas naturais por paisagens antropizadas tem impactado a biodiversidade de diversas formas, através da extração de madeira (TOBIAS, 2015), construção de estradas (LAURANCE et al., 2005), expansão de áreas agrícolas (LAURANCE et al., 2014), entre outros. Estudos em áreas tropicais mostram que as aves respondem a esses impactos com mudanças na riqueza e abundância de espécies (LUCK; DAILY, 2003; GARCÍA; MARTÍNEZ, 2012; MARTENSEN et al., 2012), funções (MAGNAGO et al., 2014), extinções (SODHI; LIOW; BAZZAZ, 2004; PEREIRA et al., 2014) e colonização de novas áreas (TERBORGH; WESKE, 1969; BROTONS; PONS; HERRANDO, 2005).

Recentemente, estudos focando os efeitos sofridos por grupos funcionais e as funções por eles desempenhadas têm recebido grande atenção (LOHBECK et al., 2012; SEKERCIOGLU, 2012; BARBARO et al., 2014; MUELLER et al., 2014; NEWBOLD et al., 2014; SAAVEDRA et al., 2014; VESPA; ZURITA; BELLOCQ, 2014). Entre os grupos mais impactados negativamente pela degradação ambiental estão as aves frugívoras (SEKERCIOGLU et al. 2002; BREGMAN; SEKERCIOGLU; TOBIAS, 2014, NEWBOLD et al., 2014; BURIVALOVA et al., 2015), responsáveis pela dispersão de sementes. A dispersão diminui a competição entre sementes que caíam embaixo da planta mãe, promove o fluxo gênico e possibilita a colonização de novas áreas, aumentando assim, a possibilidade de sucesso no estabelecimento de espécies zoocóricas (HOWE; SMALLWOOD, 1982; WENNY; LEVEY, 1998).

Na região neotropical, entre 51 e 98 % das espécies vegetais são dispersas por animais, sendo as aves importantes agentes nesse processo (HOWE; SMALLWOOD; 1982; STONER; HENRY, 2010). Espécies arbóreas importantes em áreas tropicais, como o palmito-juçara (*Euterpe edulis*, uma das espécies mais abundantes da Mata Atlântica; MOREIRA, 2013) e a embaúba (*Cecropia* sp., gênero de espécies pioneiras importantes na sucessão ecológica) possuem como dispersores diversas famílias de aves (p. ex. Cracidae, Ramphastidae, Turdidae, Tyrannidae; PERES, 1994; GALETTI; ZIPPARRO; MORELLATO, 1999; PIZO, 2007). Complementarmente a esse importante papel ecológico, a dispersão de sementes também possui valor econômico em áreas agrícolas (WHELAN et al., 2008; WHELAN et al., 2015).

Embora este grupo seja conhecido por sofrer mudanças na riqueza e composição de espécies em áreas antropizadas, ainda são escassos os estudos investigando diferenças morfológicas em resposta a fragmentação e/ou perda de habitat e os impactos que isso pode vir a causar no processo de dispersão de sementes (e.g., URIARTE et al., 2011; GALETTI et al., 2013). Mudanças na morfologia de espécies ou assembleias estão ligadas ao seu comportamento e às suas funções (BOCK, 1994; BÖHNING-GAESE et al., 2006; TELLERÍA; HERA; PÉREZ-TRIS, 2013; BITTON; GRAHAM et al., 2015). A perda de dispersores de grande porte em áreas defaunadas, por exemplo, pode levar a seleção de sementes de menor tamanho (GALETTI et al., 2013).

Dentro deste contexto, o presente capítulo objetivou: 1) investigar se há diferenças na riqueza de espécies e na diversidade funcional de aves consumidoras de frutos de acordo com mudanças na porcentagem de cobertura florestal; 2) testar se as diferenças observadas nas características morfológicas desse grupo relacionam-se com a diminuição da porcentagem de cobertura florestal; 3) discutir as implicações dessas diferenças, se existentes, para o processo de dispersão de sementes. Estudos têm mostrado que a extinção local de espécies em áreas fragmentadas não ocorre aleatoriamente, sendo alguns grupos funcionais impactados mais fortemente (SEKERCIOGLU et al., 2002; BREGMAN; SEKERCIOGLU; TOBIAS; 2014). As aves frugívoras são frequentemente apontadas como um desses grupos, sendo que processos desempenhados por esse grupo podem estar comprometido devido à perda de espécies funcionalmente únicas. Assim, identificar diferenças de características morfológicas em grupos funcionais de acordo com a paisagem e interpretar as possíveis consequências para o processo funcional desempenhado é fundamental para a melhor compreensão do funcionamento de um ecossistema e para promover políticas que suportem a conservação. Para atingir os objetivos desse capítulo, foram incluídas não apenas espécies exclusiva ou

principalmente frugívoras, mas sim todas aquelas que se alimentam de frutos (incluindo espécies onívoras ou insetívoras, por exemplo, mas que complementem sua alimentação com frutos). Essa inclusão foi baseada em estudos que mostram a dispersão de semente sendo realizada por espécies generalistas em áreas degradadas (PIZO, 2007). As hipóteses desse estudo são: i) a riqueza de espécies e a diversidade funcional de aves consumidoras de frutos diminuem apresentando relação positiva com a diminuição da porcentagem de cobertura florestal; e ii) diferenças em características morfológicas de aves consumidoras de frutos ocorrem apresentando relação positiva com a diminuição da porcentagem de cobertura florestal.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Assembleias de aves

Foram utilizados dados secundários de inventários de aves realizados na Mata Atlântica coletados entre 1990 e 2014. A busca por artigos indexados foi realizada nos portais ‘Web of Science’, ‘Google Scholar’ and SciELO a partir das seguintes palavras-chave: (aves* OR avifauna OR bird* OR avian) AND (Mata Atlântica OR fragmento OR remanescente OR floresta* OR comunidade OR parque OR estação OR Atlantic Forest OR forest OR fragment OR remnant OR communit*). Também foi utilizado o Google em buscas por artigos não indexados e literatura não publicadas em periódicos científicos, como planos de manejo de Unidades de Conservação, teses, dissertações e monografias. Foram desconsiderados os trabalhos que focaram em apenas um subconjunto de assembleias de aves, como somente espécies de sub-bosque ou Passeriformes.

Foram selecionados 48 fragmentos florestais localizados nas regiões Sul e Sudeste do Brasil (19° 28’ a 29° 28’ S e 40° 32’ a 53° 47’ S) (Figura 3.1), oriundos de 33 estudos (Apêndice A). Uma ampla variação de tamanho (mín.= 2,59 ha, média= 6169 ha, máx.= 185000 ha) pode ser observada entre os fragmentos selecionados. Com eles, compilou-se uma lista com 248 espécies (Apêndice E) de aves que utilizam frutos em sua dieta, com a riqueza de espécies distribuída conforme a Figura 3.2.

Figura 3.1 – Distribuição dos 48 fragmentos utilizados nesse estudo. Mais informações sobre a localização estão presentes no apêndice A

Foram realizadas análises com a assembleia formada por todas as espécies e com assembleias classificadas de acordo com a seguinte definição: (i) três grupos de estrato de forrageio (solo, sub-bosque e copa, seguindo WILMAN et al., 2014) e (ii) um grupo de exclusividade florestal (espécies exclusivamente florestais, PARKER III et al., 1996).

3.2.2 Características das aves

Para o presente capítulo foram consideradas apenas as espécies que se alimentam de frutos, mesmo que esses não componham a maior parte de sua dieta (classificadas a partir de WILMAN et al., 2014). Tais espécies serão referidas a partir daqui como aves consumidoras de frutos. Este critério foi definido baseado na importância que espécies categorizadas como onívoras, por exemplo, possuem no processo de dispersão de sementes, especialmente em áreas degradadas (PIZO, 2007).

Figura 3.2 – Distribuição da riqueza de espécies de aves por fragmento florestal. Mínimo = 36, média = 72 e máximo = 150

Os dados sobre o estrato de forrageio e dieta foram extraídos de Wilman *et al.* (2014), enquanto os de massa corpórea foi utilizado Dunning (2007). Os dados morfológicos foram coletados no Museu de História Natural de Tring, em Tring, Reino Unido. Para cada espécie, foi calculado o valor médio das medidas tomadas de quatro indivíduos, dois machos e duas fêmeas. Três medidas para cada espécie foram utilizadas: largura do bico à altura da narina, comprimento da articulação do carpo à ponta da pena primária mais longa e comprimento da articulação do carpo à ponta da primeira pena secundária (seguindo LEISLER; WINKLER, 1991).

Assim, foram utilizados três valores morfológicos: i) massa corpórea: possui alta relação com a quantidade de frutos que pode ser dispersa (JORDANO; SCHUPP, 2000; ALLENSPACH; DIAS, 2012); (ii) índice de asa: calculado de acordo com a equação (1):

$$\text{Índice de asa} = 100 \times (CA - CS) / CA \quad (1)$$

onde CA (comprimento da asa) é a distância da articulação do carpo à ponta da pena primária mais longa e CS (comprimento da secundária) é a distância da articulação do carpo à ponta da primeira pena secundária (Figura 3.3). Esse índice foi utilizado como substituto para a

distância de dispersão natal e capacidade de voo (DAWIDEIT et al., 2009); e (iii) largura de bico na altura da narina: representa um limite para tamanho de semente que pode ser engolida e dispersa.

Figura 3.3 – Medidas lineares usadas para calcular o índice de asa: (CA) “comprimento de asa” é a distância da articulação do carpo à ponta da pena primária mais longa; (CS) “comprimento de secundária” é a distância da articulação do carpo à ponta da primeira pena secundária. Adaptado de Claramunt et al. (2012)

Foram utilizados dados de riqueza de espécie para cada grupo, o atributo médio de comunidade (CWM, do inglês, *Community-Weighted Mean*) e a diversidade funcional (FD; PETCHEY; GASTON, 2002, 2006). O CWM é calculado a partir dos valores de cada espécie presente em uma comunidade para uma determinada característica. Todos esses valores são resumidos em apenas um. Este procedimento tem sido utilizado em diversos estudos que investigaram seleção de características e mudanças em comunidades (LAVOREL et al., 2008; NEWBOLD et al., 2012; COSTER; BANKS-LEITE; METZGER, 2015; VAN HALDER et al., 2015; PESCADOR et al., 2015). Para a FD, foi utilizada a medida proposta por Petchey e Gaston (2002, 2006). Para cada assembleia, foi utilizado um conjunto de características ecológicas para cada espécie com o objetivo de (1) produzir uma matriz de características, (2) convertê-la em uma matriz de distâncias, (3) agrupar espécies para produzir um dendrograma funcional, e (4) calcular um valor de FD através da soma do comprimento total dos braços do

dendrograma. Foi utilizada a distância modificada de Gower (PAVOINE *et al.*, 2009) porque ela produz melhores resultados quando dados categóricos e contínuos são utilizados juntamente, e o método da ligação média não ponderada (UPGMA), o qual cria dendrogramas com bons coeficientes de correlação cofenética. As características usadas foram: locomoção, tamanho de corpo, forma do bico, porcentagem de forrageio na água, no solo, no sub-bosque, na copa e acima da copa, composição da dieta (invertebrados, carniça, frutas, néctar, sementes e vertebrados) e guilda trófica (onívoros, insetívoros, herbívoros, frugívoros, carnívoros, nectarívoros, piscívoros e detritívoros).

3.2.3 Paisagem

Para cada fragmento florestal, determinada uma circunferência de 2000 metros de raio (*i.e.*, buffer) a partir do ponto interno do fragmento mais distante das bordas, delimitando assim uma unidade de paisagem com aproximadamente 13 km². Para cada unidade de paisagem, a área total foi classificada em floresta ou não floresta baseadas em imagens de satélite do Landsat TM5 (bandas 3, 4 e 5) capturadas na data mais próxima possível da coleta dos dados de aves do estudo e foram gerados arquivos ‘.tif’ com 30 metros de resolução usando os softwares QuantumGIS 2.8.1 (QUANTUM GIS DEVELOPMENT TEAM, 2015) e ArcGIS 10.3 (ESRI, 2014). Em seguida, o software FRAGSTATS 4.2.1 (MCGARIGAL *et al.*, 2012) foi utilizado calcular a porcentagem de cobertura florestal (de 0% a 100%).

3.2.4 Análise estatística

Foram utilizadas regressões lineares para investigar as relações entre a porcentagem de cobertura florestal nas paisagens focais e a riqueza de espécies, FD e as características morfológicas para cada grupo funcional. Para a segunda relação, foram testados modelos com a variável explicativa (porcentagem de cobertura florestal) log-transformada e sem transformação, sendo selecionado para cada grupo o modelo com maior valor de R² ajustado. O melhor modelo foi avaliado de acordo com os princípios de linearidade, homocedasticidade e normalidade dos resíduos. Todas as análises foram executadas no ambiente de programação R (R Core Team 2015).

3.3 Resultados

3.3.1 Riqueza de espécies e FD

A riqueza de espécies e a FD apresentaram o mesmo padrão para todos os grupos analisados, estando diretamente relacionadas à porcentagem de cobertura florestal, com coeficientes de determinação ajustado ($R^2_{aj.}$) variando de 43 a 69 % (Figuras 3.4 e 3.5).

Figura 3.4 – Riqueza de espécies por área em relação à porcentagem de cobertura florestal por grupo: A- todas as espécies; B- forrageadores de solo; C- forrageadores de sub-bosque; D- forrageadores de copa e E- estritamente florestais

Figura 3.5 – FD por área em relação à porcentagem de cobertura florestal por grupo: A- todas as espécies; B- forrageadores de solo; C- forrageadores de sub-bosque; D- forrageadores de copa e E- estritamente florestais

3.3.2 Características morfológicas

As análises para a assembleia completa consumidora de frutos mostrou uma relação diretamente proporcional entre porcentagem de cobertura florestal e os valores de tamanho de corpo, índice de asa e largura de bico (Figuras 3.6, 3.7 e 3.8). Os grupos analisados apresentaram predominantemente a mesma relação, com exceção dos forrageadores de solo, que não apresentaram relações significativas para largura de bico e índice de asa, e dos forrageadores de copa, que não apresentaram relação para largura de bico e tamanho de corpo.

Figura 3.6 – Valor do CWM do índice de asa por área em relação à porcentagem de cobertura florestal por grupo: A- todas as espécies; B- forrageadores de sub-bosque; C- forrageadores de copa e D- estritamente florestais

3.4 Discussão

3.4.1 Riqueza de espécies e FD

A diminuição na quantidade de florestas se mostrou relacionada à diminuição da riqueza de espécies e a da FD de aves que se alimentam de frutos. Esse resultado foi o mesmo para os cinco grupos analisados. A riqueza de espécies pode estar diretamente relacionada à qualidade dos serviços ecossistêmicos que elas desempenham, como demonstrado para sabiás em florestas secundárias na Espanha (GARCIA; MARTÍNEZ, 2012). Outros estudos, porém, demonstram que essa relação nem sempre ocorre (PEJCHAR et al., 2008; BREITBACH et al., 2010). Para tornar mais robustas nossas conclusões, a diminuição da FD em áreas desflorestadas confirma que há uma diminuição do espaço funcional ocupado por espécies consumidoras de frutos. Em muitas assembleias pode ser observada uma mudança (*turnover*) na composição funcional de aves sem que essa seja refletida em índices de diversidade funcional (MAGNAGO et al., 2014; COSTER; BANKS-LEITE; METZGER, 2015; LINDENMAYER et al., 2015). Os resultados aqui encontrados, entretanto, demonstram que

para as espécies consumidoras de frutos há um empobrecimento funcional, além de possíveis mudanças na composição de espécies.

3.4.2 Características morfológicas e implicações para a dispersão de sementes

A diminuição da quantidade de florestas também apresentou relação positiva com diferenças nas características morfológicas da assembleia de aves, concordando com outros estudos que apontam para a existência da relação entre alteração ambiental e diferenças morfológicas (GALETTI et al., 2013). Complementando os resultados obtidos na análise de riqueza de espécies e FD, encontramos que diferentes características morfológicas foram relacionadas com a cobertura florestal em cada grupo, porém as respostas, quando encontradas, seguiram sempre o mesmo padrão: assembleias de aves com menor tamanho corporal, bicos mais estreitos e menor valor de índice de asas.

Figura 3.7 – Valor do CWM da massa corpórea por área em relação à porcentagem de cobertura florestal por grupo: A- todas as espécies; B- forrageadores de solo; C- forrageadores de sub-bosque e D- estritamente florestais

Figura 3.8 – Valor do CWM da largura de bico por área em relação à porcentagem de cobertura florestal por grupo: A- todas as espécies; B - forrageadores de sub-bosque e C- estritamente florestais

Estudos ecomorfológicos investigam as diferenças em características morfológicas relacionadas a comportamentos ecológicos, intra ou interespecificamente (BOCK, 1994). No presente estudo, foram utilizados sempre os mesmos valores das medidas morfológicas para cada espécie. Consequentemente, as mudanças encontradas foram causadas pelo desaparecimento e/ou surgimento de espécies com determinadas características (p. ex. bico largo ou corpo grande), e não por seleção de indivíduos de diferentes características dentro da mesma espécie.

Assim, a diferença nos valores de tamanho de corpo se dá pela perda de espécies grandes, como os Ramphastidae, Cracidae, Cotingidae e Tinamidae, ou pela substituição dessas por espécies de menor porte físico. Essa característica, além de afetada na comunidade toda de aves consumidoras de frutos, também o foi nas espécies exclusivamente florestais, em parte devido à alta quantidade de espécies presentes em ambos grupos ($n = 181$, 73%), e naquelas que forrageiam no solo e sub-bosque. Geralmente, espécies com grande massa corpórea necessitam de grandes áreas de vida devido à maior necessidade de recursos e não se adaptam a áreas fragmentadas, sendo reportadas como uma das que mais sofrem com a perda

de habitat e fragmentação (BREGMAN; SEKERCIOGLU; TOBIAS, 2014). Espécies maiores são capazes de ingerir mais frutos e, conseqüentemente, mais sementes (JORDANO, 2000). O número médio de frutos ingeridos em *Miconia albicans* foi 33,14 para *Patagioenas picazuro* (279 g), 13 para *Tyrannus melancholicus* (37,4 g) e 5 para *Zonotrichia capensis* (20 g), enquanto em *Prunus mahaleb* foi 22,4 para *Columba palumbus* (490 g), 9,7 para *Turdus viscivorus* (120 g) e 1,7 para *Phoenicurus ochruros* (16,5 g) (JORDANO; SCHUPP, 2000, DUNNING 2007; ALLENSPACH; DIAS, 2012), demonstrando essa maior capacidade. Adicionalmente, espécies de maior porte desempenham um papel fundamental na dispersão de frutos, visto que ao engolirem a semente, a retêm por um em seu trato digestivo e tendem a defecar ou regurgitar além da planta mãe. Espécies que apenas mandibulam os frutos para ingerir a polpa e descartam a semente, normalmente o fazem próximo da planta-mãe, pouco contribuindo com dispersão de sementes para além da área onde os frutos caíam naturalmente.

Além da maior capacidade de carregar sementes, o tamanho do corpo é uma característica relacionada ao tamanho do bico e à largura desse, que é utilizada como um substituto para o limiar do tamanho de semente que pode ser engolida. A largura de bico foi afetada em forrageadores de sub-bosque, de todos os estratos e espécies exclusivamente florestais. Essa diminuição dos valores indica que em fragmentos florestais presentes em áreas com baixa cobertura florestal, espécies com bicos largos se ausentam ou diminuem em riqueza. No presente estudo, espécies com largura de bico maior que 20 mm foram ausentes em 19 dos 26 (73 %) fragmentos com menos de 35 % de cobertura florestal. Galetti et al., (2013) estudaram *Euterpe edulis*, uma espécie de palmeira da Mata Atlântica, e encontraram um favorecimento de sementes menores, que conseqüentemente, possuem menor capacidade de estabelecimento em áreas defaunadas devido à ausência de frugívoros de grande porte. Nesse estudo, os dispersores resilientes têm capacidade de dispersar com sucesso apenas sementes menores que 12 mm, enquanto frugívoros exclusivos de áreas conservadas, como tucanos e jacus, podem dispersar sementes com 14 mm. Essa mudança sutil em uma espécie vegetal nos permite supor que plantas com frutos maiores e que são dispersas especialmente por aves, podem sofrer consequência mais drásticas. Cordeiro e Howe (2003) encontraram deficiência na dispersão de sementes devido à fragmentação de habitat em *Leptonychia usambarensis*, uma espécie africana com comprimento das sementes entre 90 e 133 mm.

O índice de asa das aves foi utilizado para analisar a capacidade de dispersão (DAWIDEIT et al., 2009; CLARAMUNT et al., 2012), cujo altos valores representam uma asa pontiaguda. Essa característica possui duas implicações: i) a dispersão natal de indivíduos

(aquela realizada por juvenis até encontrar e estabelecer sua área de vida), que está ligada à capacidade de recolonização; e ii) a movimentação da ave após a ingestão do fruto, determinando o quão longe da planta mãe a semente poderá ser depositada. À exceção dos forrageadores de solo, os demais grupos apresentaram diminuição no índice de asa de acordo com o aumento do desflorestamento. Essas diferenças nos valores encontrados ocorrem pela perda ou diminuição da abundância de espécies com altos valores para o índice, como alguns membros da família Columbidae, Trogonidae e Thraupidae. A diminuição na capacidade de dispersão está ligada à capacidade das espécies colonizarem novas áreas e dispersarem frutos em áreas degradadas, onde há uma maior necessidade de receber sementes quando se objetiva a restauração florestal.

3.5 Conclusões

- 1) Riqueza de espécies e FD de aves consumidoras de frutos diminuem proporcionalmente à redução da cobertura florestal;
- 2) Características morfológicas de aves consumidoras de frutos se alteram de acordo com a redução da cobertura florestal;
- 3) O processo de dispersão de sementes por aves pode ser impactado pelas mudanças ocorridas na assembleia de aves consumidoras de frutos em áreas desflorestadas.

Referências

- ALLENSPACH, N.; DIAS, M.M. Frugivory by birds on *Miconia albicans* (MELASTOMATACEAE), in a fragment of cerrado in São Carlos, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 72, n. 2, p. 407-413, May. 2012.
- BARBARO, L.; GIFFARD; GIFFARD, B.; CHARBONNIER, Y.; HALDER, I.; BROCKERHOFF, E. G. Bird functional diversity enhances insectivory at forest edges: a transcontinental. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 20, n. 2, p. 149-159, Feb. 2014.
- BITTON, P.P.; GRAHAM, B.A. Change in wing morphology of the European starling during and after colonization of North America. **Journal of Zoology**, London, v. 295, n. 4, p. 254-260, Apr. 2015.
- BOCK, W.J. Concepts and methods in ecomorphology. **Journal of Biosciences**, Bangalore, v.19, n. 4, p. 403-413, Oct. 1994
- BÖHNING-GAESE, K.; CAPRANO, T.; VAN EWIJK, K.; VEITH, M. Range size: disentangling current traits and phylogenetic and biogeographic factors. **The American Naturalist**, Chicago, v. 167, n. 4, p. 555-567, Apr. 2006.

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

BREGMAN, T.P.; LEES, A.C.; SEDDON, N.; MACGREGOR, H.E.; DARSKI, B.; ALEIXO, A.; BONSALL, M.B.; TOBIAS, J.A. 2015. Species interactions regulate the collapse of biodiversity and ecosystem function in tropical forest fragments. **Ecology**, Washington, v. 96, n. 10, p. 2692-2704, Oct. 2015.

BREITBACH, N.; LAUBE, I.; STEFFAN-DEWENTER, I.; BÖHNING-GAESE, K. Bird diversity and seed dispersal along a human land-use gradient: high seed removal in structurally simple farmland. **Oecologia**, Berlin, v. 162, n. 4, p. 965-976, Jan. 2010.

BROTONS, L.; PONS, P.; HERRANDO, S.. Colonization of dynamic Mediterranean landscapes: where do birds come from after fire?. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 32, n. 5, p. 789-798, Apr. 2005.

BURIVALOVA, Z.; LEE, T.M.; GIAM, X.; SEKERCIOGLU, Ç.H.; WILCOVE, D.S.; KOH, L.P. Avian responses to selective logging shaped by species traits and logging practices. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, London, v. 282, n. 1808, p. 20150164, May 2015.

CLARAMUNT, S.; DERRYBERRY, E.P.; REMSEN, J.V.; BRUMFIELD, R.T. High dispersal ability inhibits speciation in a continental radiation of passerine birds. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, London, v. 279, n. 1733, p. 1567-1574, Mar. 2012.

CORDEIRO, N.J.; HOWE, H.F. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 100, n. 24, p. 14052-14056, Nov. 2003.

COSTER, G.; BANKS-LEITE, C.; METZGER, J.P. Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, London, v. 282, n. 1811, p. 20142844, July 2015

DAWIDEIT, B.A. ;PHILLIMORE, A.B.;LAUBE, I.; LEISLER, B.; BÖHNING-GAESE, K. Ecomorphological predictors of natal dispersal distances in birds. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 78, n. 2, p. 388-395, Mar. 2009.

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

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. **ArgGIS 10.3**. New York, 2014

GALETTI, M.; GUEVARA, R.; CÔRTEZ, M.C.; FADINI, R.; Von MATTER, S.; LEITE, A.B.; LABECCA, F.; RIBEIRO, T.; CARVALHO, C.S.; COLLEVATTI, R.G.; PIRES, M.M.; GUIMARÃES JÚNIOR, P.R.; BRANCALION, P.H.; RIBEIRO, M.C.; JORDANO, P. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**, Washington, v. 340, n. 6136, p. 1086-1090, May 2013.

GALETTI, M.; ZIPPARRO, V.B.; MORELLATO, P.C. Fruit phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland Atlantic forest of Brazil. **Ecotropica**, Bonn, v. 5, p. 112-122, 1999

GARCÍA, D.; MARTÍNEZ, D. Species richness matters for the quality of ecosystem services: a test using seed dispersal by frugivorous birds. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, London, v. 279, p. 2106-2113, Mar. 2012.

HOWE, H.F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v.13, p. 201-228, Nov. 1982.

JORDANO, P. Fruits and frugivory. In: FENNER, M. (Ed.). **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities** v.2, Wallingford: CABI Publ. cap. 6, 2000. p. 125-166 .

JORDANO, P; SCHUPP, E.W. Seed disperser effectiveness: the quantity component and patterns of seed rain for *Prunus mahaleb*. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 70, n. 4, p. 591-615, Nov. 2000.

LAURANCE, W.F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, W.G.W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 24, n. 12, p. 659-669, Dec. 2009.

LAURANCE, W.F.; SAYER, J.; CASSMAN, K.G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 29, n. 2, p. 107-116, Feb. 2014.

LAVOREL, S.; GRIGULIS, K.; MCINTYRE, S.; WILLIAMS, N.S.; GARDEN, D.; DORROUGH, J.; BERMAN, S.; QUÉTIÉ, F.; THÉBAULT, A.; BONIS, A. Assessing functional diversity in the field—methodology matters!. **Functional Ecology**, Oxford, v. 22, n. 1, p. 134-147, Feb. 2008.

LEISLER, B.; WINKLER, H. Ergebnisse und Konzepte ökomorphologischer Untersuchungen an Vögeln. **Journal für Ornithologie**, Berlin, v. 132, n. 4, p. 373-425, Oct. 1991.

LINDENMAYER, D.; PIERSON, J.; BARTON, P.; BEGER, M.; BRANQUINHO, C.; CALHOUN, A.; CARO, T.; GREIG, H.; GROSS, J.; HEINO, J.; HUNTER, M./ LANE, P.; LONGO, C.; MARTIN, K.; MCDOWELL, W.H.; MELLIN, C.; SALO, H.; TULLOCH, A.; WESTGATE, M. A new framework for selecting environmental surrogates. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 538, p. 1029-1038, Dec. 2015.

LOHBECK, M.; POORTER, L.; PAZ, H.; PLA, L.; VAN BREUGEL, M.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F. Functional diversity changes during tropical forest succession. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 14, n. 2, p. 89-96, Apr. 2012.

LUCK, G.W.; DAILY, G.C. Tropical countryside bird assemblages: richness, composition, and foraging differ by landscape context. **Ecological Applications**, Tempe v. 13, n. 1, p. 235-247, Feb. 2003.

MAGNAGO, L.D.S.; EDWARDS, D.P.; MAGRACH, A.; MARTINS, S.V.; LAURANCE, W.F. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, Cambridge, v. 102, n. 2, p. 475-485, Mar, 2014.

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

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

MOREIRA, A.B. **Mensuração da palmeira juçara (*Euterpe edulis* Mart.) como subsídio para o manejo da produção de frutos**. 2013. 130p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

MUELLER, T.; LENZ, J.; CAPRANO, T.; FIEDLER, W.; BÖHNING-GAESE, K. Large frugivorous birds facilitate functional connectivity of fragmented landscapes. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 51, n. 3, p. 684-692, Apr. 2014.

NEWBOLD, T.; BUTCHART, S. H.; SEKERCIOGLU, C.H.; PURVES, D.W.; SCHARLEMANN, J.P. Mapping functional traits: comparing abundance and presence-absence estimates at large spatial scales. **PloS one**, San Francisco, v. 7, n. 8, p. e44019-e44019, Aug. 2012.

NEWBOLD, T.; SCHARLEMANN, J.P.W.; BUTCHART, S.H.M.; SERKECIOGLU, Ç.H.; JOPPA, L.; ALKEMADE, R.; PURVES, D.W. Functional traits, land-use change and the structure of present and future bird communities in tropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 23, n. 10, p. 1073-1084, Oct. 2014.

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

PAVOINE, S.; VALLET, J.; DUFOUR, A.B.; GACHET, S.; DANIEL, H. On the challenge of treating types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. **Oikos**, Copenhagen, v. 118, n. 3, p. 391-402, Mar. 2009

PEJCHAR, L.; PRINGLE, R.M.; RANGANATHAN, J.; ZOOK, J.R.; DURAN, G.; OVIEDO, F.; DAILY, G. C.. Birds as agents of seed dispersal in a human-dominated landscape in southern Costa Rica. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 2, p. 536-544, Feb. 2008.

PEREIRA, G.A.; DANTAS, S.M.; SILVEIRA, L.F.; RODA, S.A.; ALBANO, C.; SONNTAG, F.A.; LEAL, S.; PERIQUITO, M.C.; MALACCO, G.B.; LEES, A.C. Status of the globally threatened forest birds of northeast Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)**, São Paulo, v. 54, n. 14, p. 177-194, 2014.

PERES, C.A. Composition, density, and fruiting phenology of arborescent palms in an Amazonian terra firme forest. **Biotropica**, Washington, p. 285-294, Sept. 1994.

PESCADOR, D.S.; BELLO, F.; VALLADARES, F.; ESCUDERO, A. Plant Trait Variation along an Altitudinal Gradient in Mediterranean High Mountain Grasslands: Controlling the Species Turnover Effect. **PloS one**, San Francisco, v. 10, n. 3, p. e0118876, Mar. 2015.

PETCHEY, O.L.; GASTON, K.J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, Oxford, v. 5, n. 3, p. 402-411, May 2002.

PETCHEY, O.L.; GASTON, K.J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, Oxford, v. 9, n. 6, p. 741-758, June 2006.

PIZO, M.A.; DENNIS, A.J.; SCHUPP, E.W.; GREEN, R.J.; WESTCOTT, D.A. Frugivory by birds in degraded areas of Brazil. In: DENNIS, A.J.; SCHUPP, E.W.; GREEN, R.J.; WESTCOTT, D.A. (Ed.). **Seed dispersal: theory and its application in a changing world**, Wallingford: CABI, 2007. cap. 29, p. 615-627.

QUANTUM GIS DEVELOPMENT TEAM. **Quantum GIS**, 2015. Disponível em: <www.qgis.org>. Acesso em: 01 mai. 2015

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 01 set. 2014

SAAVEDRA, F.; HENSEN, I.; BECK, S.G.; BÖHNING-GAESE, K.; LIPPOK, D.; TÖPFER, T.; SCHLEUNING, M. Functional importance of avian seed dispersers changes in response to human-induced forest edges in tropical seed-dispersal networks. **Oecologia**, Berlin, v. 176, n. 3, p. 837-848, Sept. 2014.

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

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

SODHI, N.S.; LIOW, L.H.; BAZZAZ, F.A. Avian extinctions from tropical and subtropical forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 35, p. 323-345, 2004.

STONER, K.E.; HENRY, M. Seed dispersal and frugivory in tropical ecosystems. **Encyclopedia of Life Support Systems**. Oxford: Eolss Publishers. 2008.

TELLERÍA, J.L.; HERA, I. DE LA; PEREZ-TRIS, J.. Morphological variation as a tool for monitoring bird populations: a review. **Ardeola**, Madrid, v. 60, n. 2, p. 191-224, Dec. 2013.

TERBORGH, J.; WESKE, J.S. Colonization of secondary habitats by Peruvian birds. **Ecology**, Washington, p. 765-782, Sept. 1969.

TOBIAS, J.A. Biodiversity: Hidden impacts of logging. **Nature**, London, v. 523, n. 7559, p. 163-164, July 2015.

URIARTE, M.; ANCIÃES, M.; da SILVA, M.T.; RUBIM, P.; JOHNSON, E.; BRUNA, E.M. Disentangling the drivers of reduced long-distance seed dispersal by birds in an experimentally fragmented landscape. **Ecology**, Washington, v. 92, n. 4, p. 924-937, Apr. 2011.

VAN HALDER, I.; BARNAGAUD, J.Y.,; JACTEL, H.; BARBARO, L. Woodland habitat quality prevails over fragmentation for shaping butterfly diversity in deciduous forest remnants. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 357, p. 171-180, Dec. 2015.

VESPA, N.I.; ZURITA, G.; BELLOCQ, M.I.. Functional responses to edge effects: Seed dispersal in the southern Atlantic forest, Argentina. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 328, p. 310-318, Sept. 2014.

WENNY, D.G.; LEVEY, D.J. Directed seed dispersal by bellbirds in a tropical cloud forest. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington v. 95, n. 11, p. 6204-6207, May 1998.

WHELAN, C.J.; SEKERCIOGLU, C.H.; WENNY, D.G. Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. **Journal of Ornithology**, Heidelberg, p. 1-12. May 2015.

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

WILMAN, H.; BELMAKER, J.; SIMPSON, J.; DE LA ROSA, C.; RIVADENEIRA, M.M.; JETZ, W. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals: Ecological Archives E095-178. **Ecology**, Washington, v. 95, n. 7, p. 2027-2027, July. 2014.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Estudos utilizados para essa dissertação

(continua)

ID	Local	Referência
1	Parque Estadual de Intervales	Aleixo, A., and Galetti, M. (1997). The conservation of the avifauna in a lowland Atlantic forest in south-east Brazil. <i>Bird Conservation International</i> , 7(03), 235-261.
2	Mata de Santa Genebra	Aleixo, A., and Vielliard, J. M. (1995). Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. <i>Revista brasileira de zoologia</i> , 12(3), 493-511.
3	Mata dos Godoy	Anjos, L. (2001). Bird communities in five Atlantic forest fragments in southern Brazil. <i>Ornitologia Neotropical</i> , 12, 11-27.
4	A	
5	B	
6	C	
7	Horto Municipal de Ibiporã	
8	Barreiro Rico	Antunes, A. Z. (2005). Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. <i>Ararajuba</i> , 13(1), 47-61.
9	Parque Estadual Carlos Botelho	Antunes, A. Z., Silva, B. G. D., Matsukuma, C. K., Eston, M. R. D., and Santos, A. M. R. D. (2013). Aves do Parque Estadual Carlos Botelho–SP. <i>Biota Neotropica</i> , 13(2), 124-140.
12	Estação Ecológica Caetetus	Cavarzere, V., Moraes, G. P., and Donatelli, R. J. (2009). Avifauna da Estação Ecológica dos Caetetus, interior de São Paulo, Brasil. <i>Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)</i> , 49(35), 477-485.
13	Estação Biológica Boracéia	Cavarzere, V., Moraes, G. P., and Silveira, L. F. (2010). Boracéia Biological Station: an ornithological review. <i>Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)</i> , 50(13), 189-201.
17	Reserva do Morro Grande	Develey, P. F., and Martensen, A. C. (2006). Birds of Morro Grande Reserve (Cotia, SP). <i>Biota Neotropica</i> , 6(2), 0-0.
18	Parque das Neblinas	Donatelli, R. J., Ferreira, C. D., and da Costa, T. V. V. (2011). Avian communities in woodlots in Parque das Neblinas, Bertioga, São Paulo, Brazil. <i>Revista Brasileira de Biociências</i> , 9(2).
19	EPDA-Peti	Faria, C. M., Rodrigues, M., do Amaral, F. Q., Módena, É., and Fernandes, A. M. (2006). Aves de um fragmento de Mata Atlântica no alto Rio Doce, Minas Gerais: colonização e extinção. <i>Revista Brasileira de Zoologia</i> , 23(4), 1217-1230.
20	Reserva Biológica Municipal Poço D'Anta	Manhães, M. A., and Loures-Ribeiro, A. (2011). Avifauna da Reserva Biológica Municipal Poço D'Anta, Juiz de Fora, MG. <i>Biota Neotropica</i> , 11(3), 275-286.

APÊNDICE A – Estudos utilizados para essa dissertação

(continuação)

ID	Local	Referência
26	Estação Ecológica de São Carlos	Pozza, D. D., and Pires, J. S. R. (2003). Bird communities in two fragments of semideciduous forest in rural São Paulo state. <i>Brazilian Journal of Biology</i> , 63(2), 307-319.
27	Reserva Ambiental da Fazenda Santa Cecília	
44	Bosque Municipal Manoel Júlio de Almeida	Bornschein, M. R., and Reinert, B. L. (2000). Aves de três remanescentes florestais do norte do estado do Paraná, sul do Brasil, com sugestões para a conservação e manejo. <i>Rev. Bras. Zool.</i> , 17(3), 615-636.
45	Parque Estadual Mata São Francisco	Oliveira, R. C. (2011). Relatório do Levantamento da avifauna do PE Mata São Francisco - PR
46	Fazenda Entre Rios	Cavarzere, V., Alves, F., Machado, É., Rego, M. A., Silveira, L. F., Costa, M. M., and Calonge-Méndez, A. (2013). Evaluation of methodological protocols using point counts and mist nets: a case study in southeastern Brazil. <i>Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)</i> , 53(26), 345-357.
47	Fazenda Montes Claros	
48	Floresta Nacional de Três Barras	Corrêa, L., Bazílio, S., Woldan, D., and Boesing, A. L. (2008). Avifauna da Floresta Nacional de Três Barras (Santa Catarina, Brasil). <i>Atualidades Ornitológicas</i> , 143, 38-41.
58	Parque Natural Municipal Rio do Peixe	Favretto, M. A., Zago, T., and Guzzi, A. (2008). Avifauna do Parque Natural Municipal Rio do Peixe, Santa Catarina, Brasil.
59	RPPN Mata Samuel de Paula	Ferreira, J. D., Costa, L. M., and Rodrigues, M. (2009). Aves de um remanescente florestal do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. <i>Biota Neotropica</i> , 9(3), 39-54.
62	Parque Natural Municipal da Ronda	Franz, I., Barros, M. P. D., Cappelatti, L., Dala-Corte, R. B., and Ott, P. H. (2014). Birds of two protected areas in the southern range of the Brazilian Araucaria forest. <i>Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)</i> , 54(10), 111-127.
74	Reserva Biológica Poço das Antas	Pacheco, J. F., and Nascimento, I. (2010). Avifauna da Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. <i>Biológica</i> , 9(771981), 887003.
88	Fragmento	Athiê, S. (2009). Composição da avifauna e frugivoria por aves em um mosaico de vegetação secundária em Rio Claro, SP. Dissertação do programa Mestre em Ecologia e Recursos Naturais. UFSCar.
91	Reserva Natural Salto Morato	Straube, F. C., and Urben-Filho, A. (2005). Avifauna da Reserva Natural Salto Morato (Guaraqueçaba, Paraná). <i>Atualidades Ornitológicas</i> , 124, 12.

APÊNDICE A – Estudos utilizados para essa dissertação

(continuação)

ID	Local	Referência
92	Fragmento de São Pedro do Ivaí	Straube, F. C., and Urben-Filho, A. (2005). Observações sobre a avifauna de pequenos remanescentes florestais na região noroeste do Paraná (Brasil). <i>Atualidades Ornitológicas</i> , 123.
93	Parque Nacional do Iguaçu	Straube, F. C., and Urben-Filho, A. (2004). Uma revisão crítica sobre o grau de conhecimento da avifauna do Parque Nacional do Iguaçu (Paraná, Brasil) e áreas adjacentes. <i>Atualidades Ornitológicas</i> , 118(6). e Straube, F. C., Urben-Filho, A., and Cândido Jr, J. F. (2004). Novas informações sobre a avifauna do Parque Nacional do Iguaçu (Paraná). <i>Atualidades Ornitológicas</i> , 120(10).
95	RPPN da UNISC	Oliveira, S. L., and Köhler, A. (2010). Avifauna da RPPN da UNISC, Sinimbu, Rio Grande do Sul, Brasil. <i>Biotemas</i> , 23(3), 93-103.
102	RPPN Ninho do Corvo	Vogel, H. F., Zawadzki, C. H., Metri, R., Valle, L. G., and Filho, A. B. S. (2010). Avifauna da RPPN Ninho do Corvo, um fragmento de floresta ombrófila mista na região centro sul do estado do Paraná, Brasil.
103	Floresta Nacional do Irati	Volpato, G. H., Prado, V. M., and dos Anjos, L. (2010). What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. <i>Forest Ecology and Management</i> , 260(7), 1156-1163.
108	Fragmento Vermelho	Dário, F. R. (1999). Influência de corredor florestal entre fragmentos da Mata Atlântica utilizando-se a avifauna como indicador ecológico.
109	Fragmento Amarelo	
111	A	Anjos, L., and Boçon, R. (1999). Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. <i>The Wilson Bulletin</i> , 397-414.
112	B	
113	C	
117	G	Alexandrino, E.R. (2015). A paisagem antrópica sob avaliação: a avifauna em remanescentes florestais, matrizes agrícolas e as implicações para a conservação e Luz, D.T.A. (2013). Ecologia trófica em matrizes agrícolas: uso da ferramenta isotópica para conservação de aves em ambientes antrópicos.
131	P1a	
132	P1r	
133	P2a	
134	P3r	
135	C1a	
136	C1r	

APÊNDICE A – Estudos utilizados para essa dissertação

(continuação)

ID	Local	Referência
137	C2a	Alexandrino, E.R. (2015). A paisagem antrópica sob avaliação: a avifauna em remanescentes florestais, matrizes agrícolas e as implicações para a conservação e Luz, D.T.A. (2013). Ecologia trófica em matrizes agrícolas: uso da ferramenta isotópica para conservação de aves em ambientes antrópicos.
138	C2r	
139	Mata da Pedreira	Luz, D.T.A. (2010). Interações frugívoros-plantas: diagnóstico em um fragmento degradado

APÊNDICE B – Lista com as 473 espécies utilizadas no capítulo 1

(continua)

Ordem	Família	Nome científico	Nome popular
Tinamiformes	Tinamidae	<i>Tinamus solitarius</i>	macuco
		<i>Crypturellus soui</i>	tururim
		<i>Crypturellus obsoletus</i>	inhambu-guaçu
		<i>Crypturellus undulatus</i>	jaó
		<i>Crypturellus noctivagus</i>	jaó-do-sul
		<i>Crypturellus tataupa</i>	inhambu-chintã
Anseriformes	Anatidae	<i>Cairina moschata</i>	pato-do-mato
Galliformes	Cracidae	<i>Penelope superciliaris</i>	jacupemba
		<i>Penelope obscura</i>	jacuaçu
		<i>Aburria jacutinga</i>	jacutinga
		<i>Ortalis guttata</i>	aracuã-pintado
		<i>Crax fasciolata</i>	mutum-de-penacho
		<i>Crax blumenbachii</i>	mutum-de-bico-vermelho
Pelecaniformes	Odontophoridae	<i>Odontophorus capueira</i>	uru
	Ardeidae	<i>Ixobrychus exilis</i>	socoí-vermelho
		<i>Butorides striata</i>	socozinho
Cathartiformes	Threskiornithidae	<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	coró-coró
	Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	urubu-de-cabeça-vermelha
		<i>Coragyps atratus</i>	urubu-de-cabeça-preta
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Sarcoramphus papa</i>	urubu-rei
		<i>Leptodon cayanensis</i>	gavião-de-cabeça-cinza
		<i>Chondrohierax uncinatus</i>	caracoleiro
		<i>Elanoides forficatus</i>	gavião-tesoura
		<i>Harpagus diodon</i>	gavião-bombachinha
		<i>Accipiter poliogaster</i>	tauató-pintado
		<i>Accipiter superciliosus</i>	gavião-miudinho
		<i>Accipiter striatus</i>	gavião-miúdo
		<i>Accipiter bicolor</i>	gavião-bombachinha-grande
		<i>Ictinia plumbea</i>	sovi
		<i>Geranospiza caerulescens</i>	gavião-pernilongo
		<i>Amadonastur lacernulatus</i>	gavião-pombo-pequeno
		<i>Urubitinga urubitinga</i>	gavião-preto
		<i>Urubitinga coronata</i>	águia-cinzenta
		<i>Rupornis magnirostris</i>	gavião-carijó
		<i>Parabuteo leucorrhous</i>	gavião-de-sobre-branco
		<i>Pseudastur polionotus</i>	gavião-pombo-grande
		<i>Buteo nitidus</i>	gavião-pedrês
		<i>Buteo brachyurus</i>	gavião-de-cauda-curta
		<i>Buteo albonotatus</i>	gavião-de-rabo-barrado
		<i>Morphnus guianensis</i>	uiragu-falso
		<i>Spizaetus tyrannus</i>	gavião-pega-macaco
		<i>Spizaetus melanoleucus</i>	gavião-pato
		<i>Spizaetus ornatus</i>	gavião-de-penacho
Gruiformes	Rallidae	<i>Aramides ypecaha</i>	saracuruçu
		<i>Aramides cajaneus</i>	saracura-três-potes
		<i>Aramides saracura</i>	saracura-do-mato
Columbiformes	Columbidae	<i>Amaurolimnas concolor</i>	saracura-lisa
		<i>Claravis pretiosa</i>	pararu-azul
		<i>Columba livia</i>	pombo-doméstico
		<i>Patagioenas speciosa</i>	pomba-trocal
		<i>Patagioenas picazuro</i>	pombão
		<i>Patagioenas maculosa</i>	pomba-do-orvalho
		<i>Patagioenas cayennensis</i>	pomba-galega
		<i>Patagioenas plumbea</i>	pomba-amargosa
		<i>Leptotila verreauxi</i>	juriti-pupu
		<i>Leptotila rufaxilla</i>	juriti-gemeadeira
		<i>Geotrygon violacea</i>	juriti-vermelha

APÊNDICE B – Lista com as 473 espécies utilizadas no capítulo 1

(continuação)

Ordem	Família	Nome científico	Nome popular
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Geotrygon montana</i>	pariri
		<i>Piaya cayana</i>	alma-de-gato
		<i>Coccyzus melacoryphus</i>	papa-lagarta-acanelado
		<i>Coccyzus americanus</i>	papa-lagarta-de-asa-vermelha
		<i>Coccyzus euleri</i>	papa-lagarta-de-euler
		<i>Crotophaga major</i>	anu-coroca
		<i>Dromococcyx phasianellus</i>	peixe-frito-verdadeiro
Apodiformes	Apodidae	<i>Dromococcyx pavoninus</i>	peixe-frito-pavonino
		<i>Cypseloides fumigatus</i>	taperuçu-preto
		<i>Cypseloides senex</i>	taperuçu-velho
		<i>Streptoprocne zonaris</i>	taperuçu-de-coleira-branca
		<i>Streptoprocne biscutata</i>	taperuçu-de-coleira-falha
		<i>Chaetura cinereiventris</i>	andorinhão-de-sobre-cinzento
		<i>Chaetura meridionalis</i>	andorinhão-do-temporal
		<i>Panyptila cayennensis</i>	andorinhão-estofador
	Trochilidae	<i>Ramphodon naevius</i>	beija-flor-rajado
		<i>Glaucis hirsutus</i>	balança-rabo-de-bico-torto
		<i>Phaethornis squalidus</i>	rabo-branco-pequeno
		<i>Phaethornis idaliae</i>	rabo-branco-mirim
		<i>Phaethornis ruber</i>	rabo-branco-rubro
		<i>Phaethornis pretrei</i>	rabo-branco-acanelado
		<i>Phaethornis eurynome</i>	rabo-branco-de-garganta-rajada
		<i>Eupetomena macroura</i>	beija-flor-tesoura
		<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	beija-flor-cinza
		<i>Florisuga fusca</i>	beija-flor-preto
		<i>Colibri serrirostris</i>	beija-flor-de-orelha-violeta
		<i>Anthracothorax nigricollis</i>	beija-flor-de-veste-preta
		<i>Stephanoxis lalandi</i>	beija-flor-de-topete
		<i>Lophornis magnificus</i>	topetinho-vermelho
		<i>Lophornis chalybeus</i>	topetinho-verde
		<i>Chlorostilbon notatus</i>	beija-flor-de-garganta-azul
		<i>Chlorostilbon lucidus</i>	besourinho-de-bico-vermelho
		<i>Thalurania furcata</i>	beija-flor-tesoura-verde
		<i>Thalurania glaucopis</i>	beija-flor-de-fronte-violeta
		<i>Hylocharis sapphirina</i>	beija-flor-safira
		<i>Hylocharis cyanus</i>	beija-flor-roxo
		<i>Hylocharis chrysura</i>	beija-flor-dourado
		<i>Leucochloris albicollis</i>	beija-flor-de-papo-branco
		<i>Amazilia versicolor</i>	beija-flor-de-banda-branca
		<i>Amazilia fimbriata</i>	beija-flor-de-garganta-verde
		<i>Amazilia lactea</i>	beija-flor-de-peito-azul
		<i>Clytolaema rubricauda</i>	beija-flor-rubi
		<i>Heliothryx auritus</i>	beija-flor-de-bochecha-azul
		<i>Heliomaster longirostris</i>	bico-reto-cinzento
		<i>Heliomaster squamosus</i>	bico-reto-de-banda-branca
		<i>Calliphlox amethystina</i>	estrelinha-ametista
Trogoniformes	Trogonidae	<i>Trogon viridis</i>	surucuá-grande-de-barriga-amarela
		<i>Trogon surrucura</i>	surucuá-variado
		<i>Trogon rufus</i>	surucuá-de-barriga-amarela
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i>	martim-pescador-grande
		<i>Chloroceryle amazona</i>	martim-pescador-verde
		<i>Chloroceryle aenea</i>	martinho
		<i>Chloroceryle americana</i>	martim-pescador-pequeno
		<i>Chloroceryle inda</i>	martim-pescador-da-mata
Galbuliformes	Momotidae	<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	juruva-verde
	Galbulidae	<i>Galbula ruficauda</i>	ariramba-de-cauda-ruiva

APÊNDICE B – Lista com as 473 espécies utilizadas no capítulo 1

(continuação)

Ordem	Família	Nome científico	Nome popular
Piciformes	Bucconidae	<i>Notharchus swainsoni</i>	macuru-de-barriga-castanha
		<i>Nystalus chacuru</i>	joão-bobo
		<i>Malacoptila striata</i>	barbudo-rajado
		<i>Nonnula rubecula</i>	macuru
		<i>Chelidoptera tenebrosa</i>	urubuzinho
	Ramphastidae	<i>Ramphastos toco</i>	tucanuçu
		<i>Ramphastos vitellinus</i>	tucano-de-bico-preto
		<i>Ramphastos dicolorus</i>	tucano-de-bico-verde
		<i>Selenidera maculirostris</i>	araçari-poca
		<i>Pteroglossus bailloni</i>	araçari-banana
		<i>Pteroglossus aracari</i>	araçari-de-bico-branco
		<i>Pteroglossus castanotis</i>	araçari-castanho
	Picidae	<i>Picumnus cirratus</i>	pica-pau-anão-barrado
		<i>Picumnus temminckii</i>	pica-pau-anão-de-coleira
		<i>Picumnus albosquamatus</i>	pica-pau-anão-escamado
		<i>Picumnus nebulosus</i>	pica-pau-anão-carijó
		<i>Melanerpes candidus</i>	pica-pau-branco
		<i>Melanerpes flavifrons</i>	benedito-de-testa-amarela
		<i>Veniliornis maculifrons</i>	picapauzinho-de-testa-pintada
		<i>Veniliornis passerinus</i>	picapauzinho-anão
		<i>Veniliornis spilogaster</i>	picapauzinho-verde-carijó
		<i>Piculus flavigula</i>	pica-pau-bufador
		<i>Piculus chrysochloros</i>	pica-pau-dourado-escuro
		<i>Piculus aurulentus</i>	pica-pau-dourado
		<i>Colaptes melanochloros</i>	pica-pau-verde-barrado
		<i>Celeus flavescens</i>	pica-pau-de-cabeça-amarela
		<i>Dryocopus galeatus</i>	pica-pau-de-cara-canela
		<i>Dryocopus lineatus</i>	pica-pau-de-banda-branca
		<i>Campephilus robustus</i>	pica-pau-rei
		<i>Campephilus melanoleucos</i>	pica-pau-de-topete-vermelho
Cariamiformes	Cariamidae	<i>Cariama cristata</i>	seriema
Falconiformes	Falconidae	<i>Herpetotheres cachinnans</i>	acauã
		<i>Micrastur ruficollis</i>	falcão-caburé
		<i>Micrastur semitorquatus</i>	falcão-relógio
		<i>Falco sparverius</i>	quiriquiri
		<i>Falco rufigularis</i>	cauré
		<i>Falco deiroleucus</i>	falcão-de-peito-laranja
		<i>Falco peregrinus</i>	falcão-peregrino
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Ara ararauna</i>	arara-canindé
		<i>Ara chloropterus</i>	arara-vermelha-grande
		<i>Primolius maracana</i>	maracanã-verdadeira
		<i>Psittacara leucophthalmus</i>	periquitão-maracanã
		<i>Aratinga auricapillus</i>	jandaia-de-testa-vermelha
		<i>Aratinga solstitialis</i>	jandaia-amarela
		<i>Pyrrhura frontalis</i>	tiriba-de-testa-vermelha
		<i>Myiopsitta monachus</i>	caturrita
		<i>Forpus xanthopterygius</i>	tuim
		<i>Brotogeris tirica</i>	periquito-rico
		<i>Brotogeris chiriri</i>	periquito-de-encontro-amarelo
		<i>Touit melanonotus</i>	apuim-de-costas-pretas
		<i>Touit surdus</i>	apuim-de-cauda-amarela
		<i>Pionopsitta pileata</i>	cuiú-cuiú
		<i>Pionus maximiliani</i>	maitaca-verde
		<i>Amazona vinacea</i>	papagaio-de-peito-roxo
		<i>Amazona pretrei</i>	papagaio-charão
		<i>Amazona brasiliensis</i>	papagaio-de-cara-roxa
		<i>Amazona amazonica</i>	curica

APÊNDICE B – Lista com as 473 espécies utilizadas no capítulo 1

(continuação)

Ordem	Família	Nome científico	Nome popular
Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Amazona aestiva</i>	papagaio-verdadeiro
		<i>Triclaria malachitacea</i>	sabiá-cica
		<i>Terenura maculata</i>	zidedê
		<i>Myrmotherula axillaris</i>	choquinha-de-flanco-branco
		<i>Myrmotherula minor</i>	choquinha-pequena
		<i>Myrmotherula unicolor</i>	choquinha-cinzenta
		<i>Formicivora serrana</i>	formigueiro-da-serra
		<i>Formicivora rufa</i>	papa-formiga-vermelho
		<i>Rhopias gularis</i>	choquinha-de-garganta-pintada
		<i>Dysithamnus stictothorax</i>	choquinha-de-peito-pintado
		<i>Dysithamnus mentalis</i>	choquinha-lisa
		<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	choquinha-de-asa-ferrugem
		<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	chorozinho-de-chapéu-preto
		<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	chorozinho-de-asa-vermelha
		<i>Thamnophilus doliatus</i>	choca-barrada
		<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	choca-de-chapéu-vermelho
		<i>Thamnophilus palliatus</i>	choca-listrada
		<i>Thamnophilus pelzelni</i>	choca-do-planalto
		<i>Thamnophilus ambiguus</i>	choca-de-sooretama
		<i>Thamnophilus caerulescens</i>	choca-da-mata
		<i>Taraba major</i>	choró-boi
		<i>Hypoedaleus guttatus</i>	chocão-carijó
		<i>Batara cinerea</i>	matracão
		<i>Mackenziaena leachii</i>	borralhara-assobiadora
		<i>Mackenziaena severa</i>	borralhara
		<i>Biatas nigropectus</i>	papo-branco
		<i>Myrmoderus loricatus</i>	formigueiro-assobiador
		<i>Myrmoderus squamosus</i>	papa-formiga-de-grota
		<i>Pyriglena leucoptera</i>	papa-taoca-do-sul
		<i>Drymophila ferruginea</i>	trovoada
		<i>Drymophila rubricollis</i>	trovoada-de-bertoni
		<i>Drymophila genei</i>	choquinha-da-serra
		<i>Drymophila ochropyga</i>	choquinha-de-dorso-vermelho
		<i>Drymophila malura</i>	choquinha-carijó
		<i>Drymophila squamata</i>	pintadinho
	Conopophagidae	<i>Conopophaga lineata</i>	chupa-dente
		<i>Conopophaga melanops</i>	cuspidor-de-máscara-preta
	Grallariidae	<i>Grallaria varia</i>	tovacuçu
		<i>Hylopezus nattereri</i>	pinto-do-mato
	Rhinocryptidae	<i>Merulaxis ater</i>	entufado
		<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	macuquinho
		<i>Scytalopus speluncae</i>	tapaculo-preto
		<i>Scytalopus iraiensis</i>	macuquinho-da-várzea
		<i>Psilorhamphus guttatus</i>	tapaculo-pintado
	Formicariidae	<i>Formicarius colma</i>	galinha-do-mato
		<i>Chamaeza campanisona</i>	tovaca-campainha
		<i>Chamaeza meruloides</i>	tovaca-cantadora
		<i>Chamaeza ruficauda</i>	tovaca-de-rabo-vermelho
	Scleruridae	<i>Sclerurus macconnelli</i>	vira-folha-de-peito-vermelho
		<i>Sclerurus scansor</i>	vira-folha
	Dendrocolaptidae	<i>Dendrocincla turdina</i>	arapaçu-liso
		<i>Sittasomus griseicapillus</i>	arapaçu-verde
		<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	arapaçu-rajado
		<i>Campylorhamphus falcularius</i>	arapaçu-de-bico-torto
		<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	arapaçu-de-cerrado
		<i>Lepidocolaptes squamatus</i>	arapaçu-escamado
		<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	arapaçu-escamado-do-sul

APÊNDICE B – Lista com as 473 espécies utilizadas no capítulo 1

(continuação)

Ordem	Família	Nome científico	Nome popular
		<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	arapaçu-grande
		<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	arapaçu-de-garganta-branca
	Xenopidae	<i>Xenops minutus</i>	bico-virado-miúdo
		<i>Xenops rutilans</i>	bico-virado-carijó
	Furnariidae	<i>Furnarius figulus</i>	casaca-de-couro-da-lama
		<i>Furnarius leucopus</i>	casaca-de-couro-amarelo
		<i>Lochmias nematura</i>	joão-porca
		<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i>	cisqueiro
		<i>Automolus leucophthalmus</i>	barranqueiro-de-olho-branco
		<i>Anabazenops fuscus</i>	trepador-coleira
		<i>Anabacerthia amaurotis</i>	limpa-folha-miúdo
		<i>Anabacerthia lichtensteini</i>	limpa-folha-ocráceo
		<i>Philydor atricapillus</i>	limpa-folha-coroado
		<i>Philydor rufum</i>	limpa-folha-de-testa-baia
		<i>Heliobletus contaminatus</i>	trepadorzinho
		<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	trepador-quiete
		<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	trepador-sobrancelha
		<i>Leptasthenura striolata</i>	grimpeirinho
		<i>Leptasthenura setaria</i>	grimpeiro
		<i>Phacellodomus rufifrons</i>	joão-de-pau
		<i>Phacellodomus erythrophthalmus</i>	joão-botina-da-mata
		<i>Phacellodomus ferrugineigula</i>	joão-botina-do-brejo
		<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	curutié
		<i>Synallaxis ruficapilla</i>	pichororé
		<i>Synallaxis cinerascens</i>	pi-puí
		<i>Synallaxis frontalis</i>	petrim
		<i>Synallaxis scutata</i>	estrelinha-preta
		<i>Cranioleuca vulpina</i>	arredio-do-rio
		<i>Cranioleuca obsoleta</i>	arredio-oliváceo
		<i>Cranioleuca pallida</i>	arredio-pálido
	Pipridae	<i>Neopelma pallescens</i>	fruxu-do-cerradão
		<i>Neopelma chrysolophum</i>	fruxu
		<i>Pipra fasciicauda</i>	uirapuru-laranja
		<i>Ceratopipra rubrocapilla</i>	cabeça-encarnada
		<i>Manacus manacus</i>	rendeira
		<i>Machaeropterus regulus</i>	tangará-rajado
		<i>Dixiphia pipra</i>	cabeça-branca
		<i>Ilicura militaris</i>	tangarazinho
		<i>Chiroxiphia caudata</i>	tangará
		<i>Antilophia galeata</i>	soldadinho
	Oxyruncidae	<i>Oxyruncus cristatus</i>	araponga-do-horto
	Onychorhynchidae	<i>Onychorhynchus swainsoni</i>	maria-leque-do-sudeste
		<i>Myiobius barbatus</i>	assanhadinho
		<i>Myiobius atricaudus</i>	assanhadinho-de-cauda-preta
	Tityridae	<i>Schiffornis virescens</i>	flautim
		<i>Schiffornis turdina</i>	flautim-marrom
		<i>Laniisoma elegans</i>	chibante
			anambé-branco-de-bochecha-
		<i>Tityra inquisitor</i>	parda
		<i>Tityra cayana</i>	anambé-branco-de-rabo-preto
		<i>Pachyramphus viridis</i>	caneleiro-verde
		<i>Pachyramphus rufus</i>	caneleiro-cinzentos
		<i>Pachyramphus castaneus</i>	caneleiro
		<i>Pachyramphus polychopterus</i>	caneleiro-preto
		<i>Pachyramphus marginatus</i>	caneleiro-bordado
		<i>Pachyramphus validus</i>	caneleiro-de-chapéu-preto
	Cotingidae	<i>Lipaugus lanioides</i>	tropeiro-da-serra

APÊNDICE B – Lista com as 473 espécies utilizadas no capítulo 1

(continuação)

Ordem	Família	Nome científico	Nome popular
		<i>Procnias nudicollis</i>	araponga
		<i>Pyroderus scutatus</i>	pavó
		<i>Carpornis cucullata</i>	corococho
		<i>Carpornis melanocephala</i>	sabiá-pimenta
		<i>Phibalura flavirostris</i>	tesourinha-da-mata
	<i>Pipritidae</i>	<i>Piprites chloris</i>	papinho-amarelo
	<i>Platyrinchidae</i>	<i>Platyrinchus mystaceus</i>	patinho
		<i>Platyrinchus leucoryphus</i>	patinho-gigante
	<i>Rhynchocyclidae</i>	<i>Mionectes oleagineus</i>	abre-asa
		<i>Mionectes rufiventris</i>	abre-asa-de-cabeça-cinza
		<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	cabeçudo
		<i>Corythopsis delalandi</i>	estalador
		<i>Phylloscartes eximius</i>	barbudinho
		<i>Phylloscartes ventralis</i>	borboletinha-do-mato
		<i>Phylloscartes kronei</i>	maria-da-restinga
		<i>Phylloscartes paulista</i>	não-pode-parar
		<i>Phylloscartes oustaleti</i>	papa-moscas-de-olheiras
		<i>Phylloscartes sylvius</i>	maria-pequena
		<i>Rhynchocyclus olivaceus</i>	bico-chato-grande
		<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	bico-chato-de-orelha-preta
		<i>Tolmomyias poliocephalus</i>	bico-chato-de-cabeça-cinza
		<i>Tolmomyias flaviventris</i>	bico-chato-amarelo
		<i>Todirostrum poliocephalum</i>	teque-teque
		<i>Todirostrum cinereum</i>	ferreirinho-relógio
		<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	tororó
		<i>Myiornis auricularis</i>	miudinho
		<i>Hemitriccus diops</i>	olho-falso
		<i>Hemitriccus obsoletus</i>	catraca
		<i>Hemitriccus orbitatus</i>	tiririzinho-do-mato
		<i>Hemitriccus nidipendulus</i>	tachuri-campainha
		<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	sebinho-de-olho-de-ouro
	<i>Tyrannidae</i>	<i>Hirundinea ferruginea</i>	gibão-de-couro
		<i>Tyranniscus burmeisteri</i>	piolhinho-chiador
		<i>Ornithion inermis</i>	poiairo-de-sobrancelha
		<i>Camptostoma obsoletum</i>	risadinha
		<i>Elaenia spectabilis</i>	guaracava-grande
		<i>Elaenia chilensis</i>	guaracava-de-crista-branca
		<i>Elaenia parvirostris</i>	guaracava-de-bico-curto
		<i>Elaenia mesoleuca</i>	tuque
		<i>Elaenia cristata</i>	guaracava-de-topete-uniforme
		<i>Elaenia chiriquensis</i>	chibum
		<i>Elaenia obscura</i>	tucão
		<i>Myiopagis caniceps</i>	guaracava-cinzenta
		<i>Myiopagis viridicata</i>	guaracava-de-crista-alaranjada
		<i>Capsiempis flaveola</i>	marianinha-amarela
		<i>Phaeomyias murina</i>	bagageiro
		<i>Phyllomyias virescens</i>	piolhinho-verdoso
		<i>Phyllomyias fasciatus</i>	piolhinho
		<i>Phyllomyias griseicapilla</i>	piolhinho-serrano
		<i>Serpophaga subcristata</i>	alegrinho
		<i>Attila phoenicurus</i>	capitão-castanho
		<i>Attila rufus</i>	capitão-de-saíra
		<i>Legatus leucophaeus</i>	bem-te-vi-pirata
		<i>Ramphotrigon megacephalum</i>	maria-cabeçuda
		<i>Myiarchus tuberculifer</i>	maria-cavaleira-pequena
		<i>Myiarchus swainsoni</i>	irré
		<i>Myiarchus ferox</i>	maria-cavaleira

APÊNDICE B – Lista com as 473 espécies utilizadas no capítulo 1

(continuação)

Ordem	Família	Nome científico	Nome popular
		<i>Myiarchus tyrannulus</i>	maria-cavaleira-de-rabo-
		<i>Sirystes sibilator</i>	enferrujado
		<i>Rhytipterna simplex</i>	gritador
		<i>Casiornis rufus</i>	vissia
		<i>Pitangus sulphuratus</i>	maria-ferrugem
		<i>Myiodynastes maculatus</i>	bem-te-vi
		<i>Megarynchus pitangua</i>	bem-te-vi-rajado
		<i>Myiozetetes cayanensis</i>	neinei
			bentevizinho-de-asa-ferrugínea
		<i>Myiozetetes similis</i>	bentevizinho-de-penacho-
		<i>Tyrannus albogularis</i>	vermelho
		<i>Tyrannus melancholicus</i>	suiriri-de-garganta-branca
		<i>Empidonax varius</i>	suiriri
		<i>Conopias trivirgatus</i>	peítica
		<i>Colonia colonus</i>	bem-te-vi-pequeno
		<i>Pyrocephalus rubinus</i>	viuvinha
		<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	príncipe
		<i>Lathrotriccus eulerei</i>	guaracavuçu
		<i>Empidonax alnorum</i>	enferrujado
		<i>Contopus cooperi</i>	papa-moscas-de-alder
		<i>Contopus cinereus</i>	piui-boreal
		<i>Knipolegus cyanirostris</i>	papa-moscas-cinzento
			maria-preta-de-bico-azulado
			maria-preta-de-garganta-
		<i>Knipolegus nigerrimus</i>	vermelha
		<i>Satrapa icterophrys</i>	suiriri-pequeno
		<i>Muscipipra vetula</i>	tesoura-cinzenta
	Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	pitiguari
		<i>Vireo chivi</i>	juruviara
		<i>Hylophilus poicilotis</i>	verdinho-coroado
		<i>Hylophilus amaurocephalus</i>	vite-vite-de-olho-cinza
		<i>Hylophilus thoracicus</i>	vite-vite
	Corvidae	<i>Cyanocorax cyanomelas</i>	gralha-do-pantanal
		<i>Cyanocorax caeruleus</i>	gralha-azul
		<i>Cyanocorax chrysops</i>	gralha-piçã
	Hirundinidae	<i>Riparia riparia</i>	andorinha-do-barranco
	Troglodytidae	<i>Pheugopedius genibarbis</i>	garrincho-pai-avô
			garrincho-de-barriga-
		<i>Cantorchilus leucotis</i>	vermelha
		<i>Cantorchilus longirostris</i>	garrincho-de-bico-grande
	Poliophtilidae	<i>Ramphocaenus melanurus</i>	bico-assoelado
		<i>Poliophtila lactea</i>	balança-rabo-leitoso
	Turdidae	<i>Turdus flavipes</i>	sabiá-una
		<i>Turdus leucomelas</i>	sabiá-barranco
		<i>Turdus rufiventris</i>	sabiá-laranjeira
		<i>Turdus amaurochalinus</i>	sabiá-poca
		<i>Turdus subalaris</i>	sabiá-ferreiro
		<i>Turdus albicollis</i>	sabiá-coleira
	Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	tico-tico
		<i>Arremon taciturnus</i>	tico-tico-de-bico-preto
		<i>Arremon semitorquatus</i>	tico-tico-do-mato
		<i>Arremon flavirostris</i>	tico-tico-de-bico-amarelo
	Parulidae	<i>Setophaga cerulea</i>	mariquita-azul
		<i>Setophaga pitayumi</i>	mariquita
		<i>Basileuterus culicivorus</i>	pula-pula
		<i>Myiothlypis flaveola</i>	canário-do-mato
		<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	pula-pula-assobiador

APÊNDICE B – Lista com as 473 espécies utilizadas no capítulo 1

(continuação)

Ordem	Família	Nome científico	Nome popular
	Icteridae	<i>Myiothlypis rivularis</i>	pula-pula-ribeirinho
		<i>Psarocolius decumanus</i>	japu
		<i>Cacicus chrysopterus</i>	tecelão
		<i>Cacicus haemorrhous</i>	guaxe
		<i>Icterus pyrrhopterus</i>	encontro
		<i>Gnorimopsar chopi</i>	graúna
		<i>Agelaioides badius</i>	asa-de-telha
		<i>Molothrus oryzivorus</i>	iraúna-grande
		<i>Molothrus bonariensis</i>	vira-bosta
	Mitrospingidae	<i>Orthogonys chloricterus</i>	catirumbava
	Thraupidae	<i>Coereba flaveola</i>	cambacica
		<i>Saltatricula atricollis</i>	bico-de-pimenta
		<i>Saltator maximus</i>	tempera-viola
		<i>Saltator similis</i>	trinca-ferro-verdadeiro
		<i>Saltator maxillosus</i>	bico-grosso
		<i>Saltator aurantirostris</i>	bico-duro
		<i>Saltator grossus</i>	bico-encarnado
		<i>Saltator fuliginosus</i>	pimentão
		<i>Orchesticus abeillei</i>	sanhaçu-pardo
		<i>Nemosia pileata</i>	saíra-de-chapéu-preto
		<i>Thlypopsis sordida</i>	saí-canário
		<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	cabecinha-castanha
		<i>Tachyphonus rufus</i>	pipira-preta
		<i>Tachyphonus coronatus</i>	tiê-preto
		<i>Ramphocelus bresilius</i>	tiê-sangue
		<i>Ramphocelus carbo</i>	pipira-vermelha
		<i>Lanio cristatus</i>	tiê-galo
		<i>Lanio pileatus</i>	tico-tico-rei-cinza
		<i>Lanio cucullatus</i>	tico-tico-rei
		<i>Lanio penicillatus</i>	pipira-da-taoca
		<i>Lanio melanops</i>	tiê-de-topete
		<i>Tangara brasiliensis</i>	cambada-de-chaves
		<i>Tangara seledon</i>	saíra-sete-cores
		<i>Tangara cyanocephala</i>	saíra-militar
		<i>Tangara cyanoventris</i>	saíra-douradinha
		<i>Tangara desmaresti</i>	saíra-lagarta
		<i>Tangara sayaca</i>	sanhaçu-cinzento
		<i>Tangara cyanoptera</i>	sanhaçu-de-encontro-azul
		<i>Tangara palmarum</i>	sanhaçu-do-coqueiro
		<i>Tangara ornata</i>	sanhaçu-de-encontro-amarelo
		<i>Tangara peruviana</i>	saíra-sapucaia
		<i>Tangara preciosa</i>	saíra-preciosa
		<i>Tangara cayana</i>	saíra-amarela
		<i>Stephanophorus diadematus</i>	sanhaçu-frade
		<i>Cissopis leverianus</i>	tietinga
		<i>Schistochlamys melanopsis</i>	sanhaçu-de-coleira
		<i>Schistochlamys ruficapillus</i>	bico-de-veludo
		<i>Pipraeidea melanonota</i>	saíra-viúva
		<i>Pipraeidea bonariensis</i>	sanhaçu-papa-laranja
		<i>Tersina viridis</i>	saí-andorinha
		<i>Dacnis nigripes</i>	saí-de-pernas-pretas
		<i>Dacnis cayana</i>	saí-azul
		<i>Cyanerpes cyaneus</i>	saíra-beija-flor
		<i>Chlorophanes spiza</i>	saí-verde
		<i>Hemithraupis guira</i>	saíra-de-papo-preto
		<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	saíra-ferrugem
		<i>Hemithraupis flavicollis</i>	saíra-galega

APÊNDICE B – Lista com as 473 espécies utilizadas no capítulo 1

(continuação)

Ordem	Família	Nome científico	Nome popular
		<i>Conirostrum speciosum</i>	figuinha-de-rabo-castanho
		<i>Haplospiza unicolor</i>	cigarra-bambu
		<i>Poospiza thoracica</i>	peito-pinhão
		<i>Poospiza lateralis</i>	quete
		<i>Poospiza cabanisi</i>	tico-tico-da-taquara
		<i>Sporophila frontalis</i>	pioxó
		<i>Sporophila falcirostris</i>	cigarra-verdadeira
		<i>Sporophila albogularis</i>	golinho
		<i>Sporophila angolensis</i>	curió
	Cardinalidae	<i>Tiaris fuliginosus</i>	cigarra-do-coqueiro
		<i>Piranga flava</i>	sanhaçu-de-fogo
		<i>Habia rubica</i>	tiê-do-mato-grosso
		<i>Amaurospiza moesta</i>	negrinho-do-mato
		<i>Cyanoloxia glaucocaeerulea</i>	azulinho
	Fringillidae	<i>Cyanoloxia brissonii</i>	azulão
		<i>Sporagra magellanica</i>	pintassilgo
		<i>Euphonia chlorotica</i>	fim-fim
		<i>Euphonia violacea</i>	gaturamo-verdadeiro
		<i>Euphonia chalybea</i>	cais-cais
		<i>Euphonia cyanocephala</i>	gaturamo-rei
		<i>Euphonia pectoralis</i>	ferro-velho
		<i>Chlorophonia cyanea</i>	gaturamo-bandeira
	Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	pardal

APÊNDICE C – Classificação do uso do solo das unidades da paisagem utilizadas nesse estudo

APÊNDICE D – Valores das métricas utilizadas para cada unidade da paisagem

(continua)

ID	Região biogeográfica	CON	CPLAND	LSI	PLAND	AREA	CORE	ENN	SHAPE
1	serra do mar	100,00	90,85	1,12	100,00	1216,35	1105,11	0,00	1,12
2	interior	0,00	13,78	1,78	19,81	240,93	167,58	0,00	1,78
3	interior	13,33	46,33	2,40	60,96	718,11	560,16	67,08	2,08
4	interior	6,67	15,21	4,24	32,05	242,73	132,84	432,67	2,59
5	interior	0,00	22,39	3,50	38,79	38,97	16,38	330,00	1,36
6	interior	2,86	10,29	4,47	25,94	25,20	9,72	351,14	1,15
7	interior	0,00	3,69	2,05	7,82	74,34	44,10	785,18	1,22
8	interior	38,10	75,85	1,38	85,48	1038,87	922,59	42,43	1,31
9	serra do mar	100,00	90,85	1,12	100,00	1216,35	1105,11	0,00	1,12
12	interior	100,00	90,85	1,12	100,00	1216,35	1105,11	0,00	1,12
13	serra do mar	100,00	89,87	1,24	99,56	1211,04	1093,14	0,00	1,24
17	serra do mar	100,00	90,85	1,12	100,00	1216,35	1105,11	0,00	1,12
18	serra do mar	100,00	90,85	1,12	100,00	1216,35	1105,11	0,00	1,12
19	interior	16,67	57,80	2,60	73,95	827,37	680,58	150,00	1,83
20	interior	7,14	28,80	2,99	42,77	487,08	345,33	189,74	2,31
26	interior	23,81	4,71	4,84	17,11	102,15	45,36	60,00	2,15
27	interior	7,50	6,42	4,28	14,72	94,86	59,67	182,48	1,32
44	interior	13,33	13,51	2,55	20,78	12,87	0,27	323,11	1,67
45	interior	0,00	55,26	1,36	64,74	787,41	672,21	0,00	1,36
46	interior	0,00	22,13	1,63	29,02	352,98	269,19	0,00	1,63
47	serra do mar	19,05	55,92	2,68	71,35	857,52	680,22	42,43	2,38
48	araucária	28,57	18,32	3,02	28,32	304,92	221,58	42,43	1,80
58	araucária	2,96	13,01	6,84	30,02	235,62	154,98	60,00	2,15
59	interior	12,09	16,17	4,41	31,82	241,29	134,91	42,43	2,77
62	araucária	100,00	90,85	1,12	100,00	1216,35	1105,11	0,00	1,12
74	serra do mar	66,67	84,51	1,56	96,49	1172,79	1027,89	42,43	1,51
88	interior	7,58	1,58	8,08	13,30	48,51	8,91	90,00	3,98
91	serra do mar	100,00	90,85	1,12	100,00	1216,35	1105,11	0,00	1,12
92	interior	8,33	40,12	2,16	49,66	578,61	487,71	150,00	1,35
93	interior	100,00	90,85	1,12	100,00	1216,35	1105,11	0,00	1,12
95	araucária	33,33	46,03	4,54	74,92	903,78	559,89	42,43	4,31
102	araucária	0,00	21,32	5,65	52,36	533,34	230,13	120,00	4,79
103	araucária	33,33	37,54	3,11	56,43	634,14	447,12	60,00	2,53
108	serra do mar	6,59	2,80	8,26	21,28	158,58	23,94	42,43	6,40
109	serra do mar	9,09	2,34	9,09	24,54	143,91	20,79	42,43	5,66
111	araucária	100,00	76,52	1,39	86,90	1056,87	930,69	42,43	1,38
112	araucária	16,67	15,15	2,67	24,94	35,46	11,52	94,87	1,60
113	araucária	16,67	10,94	2,82	19,82	17,73	4,41	737,90	1,34
117	araucária	0,00	0,61	3,50	4,84	9,18	0,99	1080,00	1,24
131	interior	1,09	0,45	7,65	9,56	28,89	4,68	0,00	2,39

APÊNDICE D – Valores das métricas utilizadas para cada unidade da paisagem

(continuação)

ID	Região biogeográfica	CON	CPLAND	LSI	PLAND	AREA	CORE	ENN	SHAPE
132	interior	3,68	0,55	6,00	7,02	2,61	0,00	0,00	1,36
133	interior	2,85	1,58	8,37	13,71	35,82	5,49	42,43	2,40
134	interior	2,94	0,31	6,36	9,76	41,76	3,51	0,00	2,86
135	interior	9,52	1,36	4,12	6,61	61,92	16,56	442,94	2,55
136	interior	6,62	2,24	5,88	12,04	23,31	1,89	228,47	2,45
137	interior	2,50	4,34	4,45	11,20	13,05	0,00	247,39	2,52
138	interior	3,64	6,05	4,40	14,92	110,16	58,77	241,87	1,97
139	interior	13,04	0,98	8,33	15,51	67,23	4,14	60,00	3,45

APÊNDICE E – Lista com as 248 espécies utilizadas no capítulo 2

(continua)

Ordem	Família	Nome científico	Nome popular
Tinamiformes	Tinamidae	<i>Tinamus solitarius</i>	macuco
		<i>Crypturellus soui</i>	tururim
		<i>Crypturellus undulatus</i>	jaó
		<i>Nothura maculosa</i>	codorna-amarela
Anseriformes	Anatidae	<i>Dendrocygna viduata</i>	irerê
		<i>Amazonetta brasiliensis</i>	pé-vermelho
Galliformes	Cracidae	<i>Penelope superciliaris</i>	jacupemba
		<i>Penelope obscura</i>	jacuaçu
		<i>Aburria jacutinga</i>	jacutinga
		<i>Ortalis guttata</i>	aracuã-pintado
		<i>Crax fasciolata</i>	mutum-de-penacho
		<i>Crax blumenbachii</i>	mutum-de-bico-vermelho
	Odontophoridae	<i>Odontophorus capueira</i>	uru
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Elanoides forficatus</i>	gavião-tesoura
		<i>Urubitinga urubitinga</i>	gavião-preto
Gruiformes	Rallidae	<i>Aramides ypecaha</i>	saracuruçu
		<i>Aramides cajaneus</i>	saracura-três-potes
		<i>Aramides saracura</i>	saracura-do-mato
		<i>Amaurolimnas concolor</i>	saracura-lisa
		<i>Gallinula galeata</i>	frango-d'água-comum
Columbiformes	Columbidae	<i>Patagioenas speciosa</i>	pomba-trocal
		<i>Patagioenas picazuro</i>	pombão
		<i>Patagioenas maculosa</i>	pomba-do-orvalho
		<i>Patagioenas cayennensis</i>	pomba-galega
		<i>Patagioenas plumbea</i>	pomba-amargosa
		<i>Leptotila verreauxi</i>	juriti-pupu
		<i>Leptotila rufaxilla</i>	juriti-gemeadeira
		<i>Geotrygon violacea</i>	juriti-vermelha
		<i>Geotrygon montana</i>	pariri
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Coccyzus americanus</i>	papa-lagarta-de-asa-vermelha
		<i>Crotophaga major</i>	anu-coroca
		<i>Crotophaga ani</i>	anu-preto
Trogoniformes	Trogonidae	<i>Trogon viridis</i>	surucuá-grande-de-barriga-amarela
		<i>Trogon surrucura</i>	surucuá-variado
		<i>Trogon rufus</i>	surucuá-de-barriga-amarela
Coraciiformes	Momotidae	<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	juruva-verde
Piciformes	Ramphastidae	<i>Ramphastos toco</i>	tucanuçu
		<i>Ramphastos vitellinus</i>	tucano-de-bico-preto
		<i>Ramphastos dicolorus</i>	tucano-de-bico-verde
		<i>Selenidera maculirostris</i>	araçari-poca
		<i>Pteroglossus bailloni</i>	araçari-banana
		<i>Pteroglossus aracari</i>	araçari-de-bico-branco
		<i>Pteroglossus castanotis</i>	araçari-castanho
	Picidae	<i>Melanerpes candidus</i>	pica-pau-branco
		<i>Melanerpes flavifrons</i>	benedito-de-testa-amarela
		<i>Veniliornis maculifrons</i>	picapauzinho-de-testa-pintada
		<i>Veniliornis spilogaster</i>	picapauzinho-verde-carijó
		<i>Colaptes melanochloros</i>	pica-pau-verde-barrado
		<i>Celeus flavescens</i>	pica-pau-de-cabeça-amarela
		<i>Dryocopus lineatus</i>	pica-pau-de-banda-branca
		<i>Campephilus melanoleucos</i>	pica-pau-de-topete-vermelho
Cariamiformes	Cariamidae	<i>Cariama cristata</i>	seriema
Falconiformes	Falconidae	<i>Milvago chimachima</i>	carrapateiro
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Ara ararauna</i>	arara-canindé
		<i>Ara chloropterus</i>	arara-vermelha-grande
		<i>Psittacara leucophthalmus</i>	periquitão-maracanã
		<i>Aratinga auricapillus</i>	jandaia-de-testa-vermelha

APÊNDICE E – Lista com as 248 espécies utilizadas no capítulo 2

(continuação)

Ordem	Família	Nome científico	Nome popular
Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Aratinga solstitialis</i>	jandaia-amarela
		<i>Pyrrhura frontalis</i>	tiriba-de-testa-vermelha
		<i>Myiopsitta monachus</i>	caturrita
		<i>Forpus xanthopterygius</i>	tuim
		<i>Brotogeris tirica</i>	periquito-rico
		<i>Brotogeris chiriri</i>	periquito-de-encontro-amarelo
		<i>Touit melanonotus</i>	apuim-de-costas-pretas
		<i>Touit surdus</i>	apuim-de-cauda-amarela
		<i>Pionopsitta pileata</i>	cuiú-cuiú
		<i>Pionus maximiliani</i>	maitaca-verde
		<i>Amazona vinacea</i>	papagaio-de-peito-roxo
		<i>Amazona pretrei</i>	papagaio-charão
		<i>Amazona brasiliensis</i>	papagaio-de-cara-roxa
		<i>Amazona amazonica</i>	curica
		<i>Amazona rhodocorytha</i>	chauá
		<i>Amazona aestiva</i>	papagaio-verdadeiro
		<i>Triclaria malachitacea</i>	sabiá-cica
		<i>Dysithamnus stictothorax</i>	choquinha-de-peito-pintado
		<i>Dysithamnus mentalis</i>	choquinha-lisa
		<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	choquinha-de-asa-ferrugem
		<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	chorozinho-de-asa-vermelha
		<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	choca-de-chapéu-vermelho
		<i>Thamnophilus caeruleus</i>	choca-da-mata
	Formicariidae	<i>Chamaeza campanisona</i>	tovaca-campainha
	Pipridae	<i>Neopelma pallescens</i>	fruxu-do-cerradão
		<i>Neopelma aurifrons</i>	fruxu-baiano
		<i>Neopelma chrysolophum</i>	fruxu
		<i>Pipra fasciicauda</i>	uirapuru-laranja
		<i>Ceratopipra rubrocapilla</i>	cabeça-encarnada
		<i>Manacus manacus</i>	rendeira
		<i>Machaeropterus regulus</i>	tangará-rajado
		<i>Dixiphia pipra</i>	cabeça-branca
		<i>Ilicura militaris</i>	tangarazinho
		<i>Chiroxiphia caudata</i>	tangará
		<i>Antilophia galeata</i>	soldadinho
	Oxyruncidae	<i>Oxyruncus cristatus</i>	araponga-do-horto
		<i>Schiffornis virescens</i>	flautim
		<i>Schiffornis turdina</i>	flautim-marrom
		<i>Laniisoma elegans</i>	chibante
		<i>Tityra inquisitor</i>	anambé-branco-de-bochecha-parda
	Tityridae	<i>Tityra cayana</i>	anambé-branco-de-rabo-preto
		<i>Pachyramphus rufus</i>	caneleiro-cinzento
		<i>Pachyramphus castaneus</i>	caneleiro
		<i>Pachyramphus polychopterus</i>	caneleiro-preto
		<i>Pachyramphus marginatus</i>	caneleiro-bordado
	Cotingidae	<i>Lipaugus lanioides</i>	tropeiro-da-serra
		<i>Procnias nudicollis</i>	araponga
		<i>Pyroderus scutatus</i>	pavó
		<i>Carpornis cucullata</i>	corocochó
		<i>Carpornis melanocephala</i>	sabiá-pimenta
		<i>Phibalura flavirostris</i>	tesourinha-da-mata
		<i>Piprites chloris</i>	papinho-amarelo
	Pipritidae	<i>Mionectes oleagineus</i>	abre-asa
	Rhynchocyclidae	<i>Mionectes rufiventris</i>	abre-asa-de-cabeça-cinza
		<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	cabeçudo
		<i>Tolmomyias sulphureus</i>	bico-chato-de-orelha-preta
		<i>Tolmomyias flaviventris</i>	bico-chato-amarelo

APÊNDICE E – Lista com as 248 espécies utilizadas no capítulo 2

(continuação)

Ordem	Família	Nome científico	Nome popular
	Tyrannidae	<i>Todirostrum cinereum</i>	ferreirinho-relógio
		<i>Tyranniscus burmeisteri</i>	piolhinho-chiador
		<i>Camptostoma obsoletum</i>	risadinha
		<i>Elaenia flavogaster</i>	guaracava-de-barriga-amarela
		<i>Elaenia spectabilis</i>	guaracava-grande
		<i>Elaenia chilensis</i>	guaracava-de-crista-branca
		<i>Elaenia parvirostris</i>	guaracava-de-bico-curto
		<i>Elaenia mesoleuca</i>	tuque
		<i>Elaenia cristata</i>	guaracava-de-topete-uniforme
		<i>Elaenia chiriquensis</i>	chibum
		<i>Elaenia obscura</i>	tucão
		<i>Myiopagis caniceps</i>	guaracava-cinzenta
		<i>Myiopagis viridicata</i>	guaracava-de-crista-alaranjada
		<i>Capsiempis flaveola</i>	marianinha-amarela
		<i>Phaeomyias murina</i>	bageiro
		<i>Phyllomyias virescens</i>	piolhinho-verdoso
		<i>Phyllomyias fasciatus</i>	piolhinho
		<i>Phyllomyias griseicapilla</i>	piolhinho-serrano
		<i>Attila phoenicurus</i>	capitão-castanho
		<i>Attila rufus</i>	capitão-de-saíra
		<i>Legatus leucophaeus</i>	bem-te-vi-pirata
		<i>Myiarchus tuberculifer</i>	maria-cavaleira-pequena
		<i>Myiarchus swainsoni</i>	irré
		<i>Myiarchus ferox</i>	maria-cavaleira
			maria-cavaleira-de-rabo-
		<i>Myiarchus tyrannulus</i>	enferrujado
		<i>Sirystes sibilator</i>	gritador
		<i>Rhytipterna simplex</i>	vissia
		<i>Pitangus sulphuratus</i>	bem-te-vi
		<i>Myiodynastes maculatus</i>	bem-te-vi-rajado
		<i>Megarynchus pitangua</i>	neinei
		<i>Myiozetetes cayanensis</i>	bentevizinho-de-asa-ferrugínea
		<i>Myiozetetes similis</i>	bentevizinho-de-penacho-vermelho
		<i>Tyrannus savana</i>	tesourinha
		<i>Empidonomus varius</i>	peítica
		<i>Myiophobus fasciatus</i>	filipe
		<i>Empidonax alnorum</i>	papa-moscas-de-alder
		<i>Knipolegus lophotes</i>	maria-preta-de-penacho
	Vireonidae	<i>Vireo chivi</i>	juruviara
		<i>Hylophilus poicilotis</i>	verdinho-coroado
		<i>Hylophilus amaurocephalus</i>	vite-vite-de-olho-cinza
	Corvidae	<i>Cyanocorax cyanomelas</i>	gralha-do-pantanal
		<i>Cyanocorax caeruleus</i>	gralha-azul
		<i>Cyanocorax cristatellus</i>	gralha-do-campo
		<i>Cyanocorax chrysops</i>	gralha-piçaça
	Hirundinidae	<i>Hirundo rustica</i>	andorinha-de-bando
	Turdidae	<i>Cichlopsis leucogenys</i>	sabiá-castanho
		<i>Turdus flavipes</i>	sabiá-una
		<i>Turdus leucomelas</i>	sabiá-barranco
		<i>Turdus rufiventris</i>	sabiá-laranjeira
		<i>Turdus amaurochalinus</i>	sabiá-poca
		<i>Turdus subalaris</i>	sabiá-ferreiro
		<i>Turdus albicollis</i>	sabiá-coleira
	Passerellidae	<i>Arremon taciturnus</i>	tico-tico-de-bico-preto
		<i>Arremon semitorquatus</i>	tico-tico-do-mato
		<i>Arremon flavirostris</i>	tico-tico-de-bico-amarelo
	Parulidae	<i>Setophaga pitiayumi</i>	mariquita

APÊNDICE E – Lista com as 248 espécies utilizadas no capítulo 2

(continuação)

Ordem	Família	Nome científico	Nome popular
	Icteridae	<i>Basileuterus culicivorus</i>	pula-pula
		<i>Psarocolius decumanus</i>	japu
		<i>Cacicus chrysopterus</i>	tecelão
		<i>Cacicus haemorrhous</i>	guaxe
		<i>Gnorimopsar chopi</i>	graúna
		<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	chopim-do-brejo
		<i>Molothrus oryzivorus</i>	iraúna-grande
		<i>Sturnella superciliaris</i>	polícia-inglesa-do-sul
	Mitrospingidae	<i>Orthogonys chloricterus</i>	catirumbava
	Thraupidae	<i>Saltatricula atricollis</i>	bico-de-pimenta
		<i>Saltator maximus</i>	tempera-viola
		<i>Saltator similis</i>	trinca-ferro-verdadeiro
		<i>Saltator maxillosus</i>	bico-grosso
		<i>Saltator aurantirostris</i>	bico-duro
		<i>Saltator grossus</i>	bico-encarnado
		<i>Saltator fuliginosus</i>	pimentão
		<i>Thlypopsis sordida</i>	saí-canário
		<i>Tachyphonus rufus</i>	pipira-preta
		<i>Tachyphonus coronatus</i>	tiê-preto
		<i>Ramphocelus bresilius</i>	tiê-sangue
		<i>Ramphocelus carbo</i>	pipira-vermelha
		<i>Lanio cristatus</i>	tiê-galo
		<i>Lanio pileatus</i>	tico-tico-rei-cinza
		<i>Lanio cucullatus</i>	tico-tico-rei
		<i>Lanio penicillatus</i>	pipira-da-taoca
		<i>Lanio melanops</i>	tiê-de-topete
		<i>Tangara brasiliensis</i>	cambada-de-chaves
		<i>Tangara seledon</i>	saíra-sete-cores
		<i>Tangara cyanocephala</i>	saíra-militar
		<i>Tangara cyanoventris</i>	saíra-douradinha
		<i>Tangara desmaresti</i>	saíra-lagarta
		<i>Tangara sayaca</i>	sanhaçu-cinzento
		<i>Tangara cyanoptera</i>	sanhaçu-de-encontro-azul
		<i>Tangara palmarum</i>	sanhaçu-do-coqueiro
		<i>Tangara ornata</i>	sanhaçu-de-encontro-amarelo
		<i>Tangara peruviana</i>	saíra-sapucaia
		<i>Tangara preciosa</i>	saíra-preciosa
		<i>Tangara cayana</i>	saíra-amarela
		<i>Stephanophorus diadematus</i>	sanhaçu-frade
		<i>Neothraupis fasciata</i>	cigarra-do-campo
		<i>Cissopis leverianus</i>	tietinga
		<i>Schistochlamys melanopsis</i>	sanhaçu-de-coleira
		<i>Schistochlamys ruficapillus</i>	bico-de-veludo
		<i>Paroaria coronata</i>	cardeal
		<i>Pipraeidea melanonota</i>	saíra-viúva
		<i>Pipraeidea bonariensis</i>	sanhaçu-papa-laranja
		<i>Tersina viridis</i>	saí-andorinha
		<i>Dacnis nigripes</i>	saí-de-pernas-pretas
		<i>Dacnis cayana</i>	saí-azul
		<i>Cyanerpes cyaneus</i>	saíra-beija-flor
		<i>Chlorophanes spiza</i>	saí-verde
		<i>Hemithraupis guira</i>	saíra-de-papo-preto
		<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	saíra-ferrugem
		<i>Hemithraupis flavicollis</i>	saíra-galega
		<i>Conirostrum speciosum</i>	figuinha-de-rabo-castanho
		<i>Donacospiza albifrons</i>	tico-tico-do-banhado
		<i>Poospiza thoracica</i>	peito-pinhão

APÊNDICE E – Lista com as 248 espécies utilizadas no capítulo 2

(continuação)

Ordem	Família	Nome científico	Nome popular
		<i>Poospiza nigrorufa</i>	quem-te-vestiu
		<i>Poospiza lateralis</i>	quite
		<i>Poospiza cabanisi</i>	tico-tico-da-taquara
		<i>Poospiza cinerea</i>	capacetinho-do-oco-do-pau
		<i>Emberizoides herbicola</i>	canário-do-campo
		<i>Emberizoides ypiranganus</i>	canário-do-brejo
		<i>Embernagra platensis</i>	sabiá-do-banhado
		<i>Embernagra longicauda</i>	rabo-mole-da-serra
		<i>Volatinia jacarina</i>	tiziu
		<i>Sporophila angolensis</i>	curió
	Cardinalidae	<i>Piranga flava</i>	sanhaçu-de-fogo
		<i>Habia rubica</i>	tiê-do-mato-grosso
		<i>Caryothraustes canadensis</i>	furriel
		<i>Cyanoloxia glaucocaerulea</i>	azulinho
		<i>Cyanoloxia brissonii</i>	azulão
	Fringillidae	<i>Euphonia chlorotica</i>	fim-fim
		<i>Euphonia violacea</i>	gaturamo-verdadeiro
		<i>Euphonia chalybea</i>	cais-cais
		<i>Euphonia cyanocephala</i>	gaturamo-rei
		<i>Euphonia pectoralis</i>	ferro-velho
		<i>Chlorophonia cyanea</i>	gaturamo-bandeira