

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CAMPUS SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA E
CONSERVAÇÃO

VERIDIANA POSSATI VIEIRA DE MATOS

**A INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DE PAISAGENS AGRÍCOLAS NOS ÍNDICES DE
DIVERSIDADE DE AVES.**

Sorocaba

2015

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CAMPUS SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA E
CONSERVAÇÃO

VERIDIANA POSSATI VIEIRA DE MATOS

**A INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DE PAISAGENS AGRÍCOLAS NOS ÍNDICES DE
DIVERSIDADE DE AVES.**

Dissertação de Mestrado apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação da Universidade Federal de São Carlos, *campus* Sorocaba.

Orientação: Profa. Dra. Roberta Avena Valente.

Sorocaba

2015

M434i Matos, Veridiana Possati Vieira de.
A influência da estrutura de paisagens agrícolas nos índices de diversidade de aves / Veridiana Possati Vieira de Matos. -- 2015.
67 f. : 30 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, *Campus* Sorocaba, Sorocaba, 2015.
Orientador: Roberta Aversa Valente.
Banca examinadora: Alexander Vicente Christianini, Alexandre Marco da Silva.

Bibliografia

1.Ecologia das paisagens. 2.Ave - Capão Bonito (SP). 3. Florestas - Capão Bonito (SP). I. Orientador. II. Sorocaba-Universidade Federal de São Carlos. III . Título.

CDD 333.958

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do *Campus* de Sorocaba.

**A INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DE PAISAGENS
AGRÍCOLAS NOS ÍNDICES DE DIVERSIDADE DE AVES**

**Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação para obtenção do título de
mestre em Diversidade Biológica e Conservação.
Universidade Federal de São Carlos.
Sorocaba, 01 de outubro de 2015.**

Orientadora:



Profa. Dra. Roberta Aversa Valente
Universidade Federal de São Carlos – UFSCar *Campus* Sorocaba

Examinadores:



Prof. Dr. Alexander Vicente Christianini
Universidade Federal de São Carlos – UFSCar *Campus* Sorocaba



Dr. Alexandre Marco da Silva
Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP Sorocaba

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço aos meus pais, Clarice e José, pelo apoio, pelos conselhos, por toda a paciência que tiveram durante esses anos e por serem os maiores incentivadores para construção da minha carreira.

Agradeço a Profa. Dra. Roberta Aversa Valente por aceitar me orientar, pois acreditou no meu potencial e me passou muitos ensinamentos para que fosse possível chegar até aqui.

Agradeço ao Dr. Thiago Philipe de Camargo e Timo pelo apoio no projeto, com auxílio em campo e análise de dados.

Agradeço ao Prof. Dr. Maurício Cetra pelo auxílio na escolha das análises estatísticas.

Agradeço a minha irmã Tatiana pelo apoio em campo, pela paciência nos momentos difíceis e pelo acompanhamento em todo processo do projeto.

Agradeço a todos meus amigos de turma pelo auxílio nas matérias, trabalhos e convívio em meio a toda correria.

Agradeço aos meus amigos de longa data, pela paciência, compreensão, auxílio nas horas difíceis, Natanael, Priscila, Deimison, muito obrigada por tudo.

Agradeço a Universidade Federal de São Carlos por todo suporte ao ensino, a CAPES pelo apoio financeiro ao programa de mestrado e a FAPESP pelo apoio financeiro ao projeto (2013/16303-2).

Agradeço a todos que estiveram no meu caminho durante todos esses anos, que de alguma forma acrescentaram ensinamentos a minha formação e minha vida.

RESUMO

MATOS, Veridiana P. V. A influência da estrutura de paisagens agrícolas nos índices de diversidade de aves. 2015. 67 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2015.

A perda de habitat e sua fragmentação são, atualmente, as principais causas das extinções em nível global causadas, em sua maioria, pela substituição da vegetação nativa por diferentes usos do solo. A teoria dos grafos auxilia no entendimento da paisagem, em termos da permeabilidade dos usos e coberturas do solo. Neste contexto, o presente estudo teve por objetivo geral avaliar a influência dos padrões espaciais da paisagem, da Floresta Nacional de Capão Bonito e seu entorno, na diversidade de aves. Definiram-se 80 pontos de coletas em quatro níveis de conectividade florestal, previamente definidos nesta paisagem, os quais foram visitados cinco vezes. O método para detecção das espécies foi o dos pontos fixos, com o tempo de amostra em cada ponto sendo 10 minutos. Para avaliar as alterações na comunidade de aves foram calculados os índices diversidade de Shannon Wiener (H'); Índice Pontual de Abundância (IPA) e riqueza, e ainda, realizou-se a classificação das espécies em categorias tróficas. Os usos e cobertura do solo foram agrupados em MNA (mata nativa); FP (pinus, araucária e eucalipto) e AGRP (agricultura e pastagem). Com os valores de IPA e número de espécies, por cadeia trófica, avaliou-se a similaridade entre os usos e cobertura do solo, por meio de gráficos de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS). Essa análise indicou similaridade entre MNA e FP, pois estes ambientes são heterogêneos, o que aumenta a estabilidade da avifauna em escala de paisagem. Já a dissimilaridade observada para AGRIP é proporcionada por ser um ambiente homogêneo, com menor diversidade de recursos. Para a avaliação da permeabilidade da matriz, sob a perspectiva da teoria dos grafos, empregou-se o índice Integral de Conectividade (IIC) em duas situações: considerando os valores de impedâncias (IICc) e, desconsiderando estes valores (IICe). Para a avaliação da permeabilidade da matriz realizaram-se as análises de redundância (RDA), de NMDS e de regressão múltipla. Definiu-se para as florestas plantadas o valor de 30% de resistência e para agricultura e pastagem, 60%. Quanto à análise da permeabilidade de matriz, a proporção de agricultura é o uso do solo que tem maior influência sobre a variância da comunidade de aves. Os resultados permitem concluir que quanto menor a complexidade do ambiente menor a diversidade e riqueza de espécies.

Palavras-chave: Avifauna. Ecologia da paisagem. Teoria dos grafos.

ABSTRACT

MATOS, Veridiana P. V. The influence of agricultural landscape structure in the diversity indices of birds. 2015. 67 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2015.

Habitat loss and fragmentation are currently the main causes of the global extinctions, caused mostly by replacing of the native vegetation by different land-uses. The graph theory supports the understanding of the landscapes, considering the permeability of land-uses/land-covers. The objective of this study was to evaluate the influence of the landscape spatial patterns, in this case National Forest (FLONA) of Capão Bonito and buffer zone, in the bird diversity. We defined 80 collection points in the four levels of forest connectivity, previously defined in the landscape, which were visited five times. The “fix point” method was used for species detection, with 10 minutes for sampled time. We calculated Shannon Wiener diversity index (H'), Abundance Index values (IPA), richness in order to evaluate changes in the bird community, besides the classification of species by trophic categories. The land-uses/land-cover were grouped into MNA (Forest); FP (pine, araucaria and eucalyptus) and AGRP (agriculture and pasture). We evaluated the similarity among this groups, considering the IPA and species numbers, through non-metric multidimensional scaling graphics (NMDS). According the analysis there was similarity between MNA and FP, which are heterogeneous, increasing the stability for birds at the landscape scale. Although, the dissimilarity obtained for AGRIP is consequence of the land-use be a homogeneous environment, with less diversity of resources. The evaluation of the matrix permeability was analyzed from the perspective of graph theory, using the Connectivity Integral Index (IIC), redundancy analysis (RDA) of NMDS and multiple regression. The IIC was generated for two situations: with the impedance values (IICc) and without (ICCe). We defined the follow resistance values: 30% for agriculture and 60% for pasture. The permeability analysis indicated agriculture as land-use with the most influence in the bird community variance. So, we concluded that the less complex sites has the less diversity and species richness than the sites more complexes.

Keywords: Avifauna. Landscape Ecology. Graph theory.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
REFERÊNCIAS	12
CAPÍTULO 1. Diagnóstico das alterações na comunidade de aves como consequência da fragmentação florestal	15
RESUMO	16
1. INTRODUÇÃO.....	17
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	19
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	19
2.2 LEVANTAMENTO DE AVIFAUNA CONSIDERANDO A ESTRUTURA DA PAISAGEM	22
2.3 RELAÇÃO DOS ÍNDICES DE AVIFAUNA QUANTO AO PROCESSO DE FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL.....	23
3. RESULTADOS	25
4. DISCUSSÃO	32
5. CONCLUSÃO.....	36
REFERÊNCIAS	36
CAPÍTULO 2. Permeabilidade da paisagem: qual a resistência do uso do solo agrícola?	42
RESUMO	43
1. INTRODUÇÃO.....	44
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	46
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	46
2.2 NÍVEIS DE IMPEDÂNCIA DOS USOS E COBERTURA DO SOLO.....	48
2.3 PERMEABILIDADE DA MATRIZ.....	50
3. RESULTADOS	52
4. DISCUSSÃO	60
5. CONCLUSÃO.....	62
REFERÊNCIAS	63
2. CONCLUSÃO GERAL	67

1 INTRODUÇÃO

A Ecologia da Paisagem é uma ciência interdisciplinar que estuda a dinâmica dos processos ecológicos, as variações da heterogeneidade da paisagem nos processos bióticos e abióticos e como as variações espaciais na paisagem influenciam na tomada de decisões para o manejo ambiental (BRIDGEWATER, 1993; BARRET; PELES, 1999, TURNER, 2005). São suas prioridades, segundo Wu e Hobbs (2002), Wu (2010) e Amicia (2013) identificar e entender as relações entre padrões espaciais e processos ecológicos e, por consequência, entender o efeito das alterações antrópicas na paisagem.

A paisagem pode ser definida como um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo essa heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador, e uma determinada escala de observação (METZGER, 2001). Esse mosaico tem uma abordagem geográfica na visão do homem e uma abordagem ecológica na visão da espécie. A união dessas abordagens é fundamental e, de acordo com Valente e Vettorazzi (2003), a Ecologia da Paisagem apresenta a combinação de uma análise espacial da Geografia com um estudo funcional da Ecologia, sendo que as intervenções antrópicas em áreas de vegetação natural resultam em alterações nos processos ecológicos ao longo do tempo, dada a dinâmica na estrutura espacial das paisagens (TURNER, 1989).

Um das principais alterações observadas na paisagem nos dias atuais são a fragmentação e perda de habitat, seja pela ação antrópica ou por processos naturais. Os efeitos antrópicos são os que mais afetam o habitat natural, geralmente separando as matas em fragmentos em função da construção de estradas, da expansão de áreas urbanas, ou com a substituição da sua cobertura original por áreas de pastagens e de plantações agrícolas (GENELETTI, 2004).

A perda de habitat implica na redução de sua área total sem necessariamente subdividir esse habitat. Já a fragmentação leva à diminuição de tamanho do habitat e o aumento da quantidade e isolamento dos fragmentos remanescentes. A fragmentação é, tradicionalmente, definida como o processo pelo qual uma área contínua de habitat é reduzida em tamanho, e dividida em dois ou mais fragmentos separados por um entorno ou matriz de habitats diferentes do original (WILCOVE et al., 1986).

Na maioria das situações esses dois processos, de perda de habitat e fragmentação, ocorrem correlacionados (JAEGER et al., 2005). Saunders et al. (1991) citam que eles modificam a estrutura espacial das paisagens e afetam diretamente a persistência de diversas espécies. Os principais problemas causados pela fragmentação e que afetam as espécies, são a diminuição da área dos remanescentes florestais e o aumento de seu efeito de borda

(SCOLOZZI; GENELETTI, 2012). Esses problemas têm como consequências o aumento da exposição a predadores, a redução do sucesso reprodutivo, a redução da abundância e riqueza das espécies e, extinção local de determinadas espécies, ou seja, a redução da biodiversidade regional (FLEISCHMANN et al., 2002; HERKERT et al., 2003; CANALE et al., 2012). Brotons et al. (2005) afirmaram que os fragmentos de floresta nativa de até 2 ha mantinham 30% das espécies de aves estudadas. Já Beier et al. (2002) constataram que remanescentes com área de 25 ha mantinham 50% das espécies de aves da região de estudo.

A redução de área dos remanescentes pode, também, influenciar negativamente na taxa de crescimento populacional (BASCOMPTE et al., 2002), diminuir a diversidade da cadeia trófica (DOBSON et al., 2006), alterar interações entre espécies (TAYLOR et al., 1993) e diminuir o sucesso na dispersão (BÉLISLE et al., 2005).

A paisagem modificada pela fragmentação apresenta, muitas vezes, uma composição mais diversificada em relação à original, o que afeta diretamente a dinâmica das populações presentes nos remanescentes. De acordo com Zeller et al. (2012) a matriz representa o elemento com maior conectividade e que ocupa a maior extensão na paisagem e que, por esse motivo, tem maior influência no funcionamento dos ecossistemas. Em uma paisagem dominada por pastagens, com fragmentos de diferentes tipos (vegetação florestal, cultura agrícola anual etc.), o elemento matriz será a pastagem.

O estudo das diferentes matrizes de uma paisagem está relacionado com o entendimento da dinâmica das populações nesses ambientes, visto que abordagens atuais consideram a matriz como áreas inóspitas, mas com espécies capazes de diferenciá-las e utilizá-las em maior ou menor grau (permeabilidade da matriz), de acordo com a biologia de cada espécie e, ainda, considerando a relação entre as espécies e as diferentes matrizes (BALI et al., 2007; FRANKLIN et al., 2009; ABEN et al., 2012).

Goulart et al. (2011) ressaltam que a matriz pode ser utilizada, por algumas espécies, como habitat suplementar para forrageamento e reprodução. Cosentino et al. (2011) afirmam que a biota responde ao uso do solo na matriz e, conseqüentemente, à estrutura da paisagem de forma peculiar, onde as espécies mais plásticas e generalistas conseguem se adaptar mais rapidamente às áreas fragmentadas. Por isso, o grau de fragmentação pode afetar a riqueza e diversidade de espécies de um ambiente, podendo levar a extinção local de muitas espécies (PARDINI et al., 2010).

No Brasil o uso do solo é marcado pela produção agrícola de *commodities* (soja, cana e milho), pastagens (174 milhões de hectares) (ABIEC, 2012) e, atualmente, com cerca de 4,9 milhões de hectares de reflorestamento de eucalipto, estando o Brasil como terceiro no

ranking mundial de produção voltada à indústria de celulose (ABRAF, 2012). No Brasil o maior destaque é para florestas plantadas de pinus e eucalipto, que ocupam 6,5 milhões de hectares, sendo o eucalipto a principal cultura (ABRAF, 2012).

A Floresta Nacional (FLONA) de Capão Bonito - SP e seu entorno é um exemplo de paisagem que se enquadra neste cenário, em que se presenciou a substituição da cobertura natural por diferentes usos do solo (agricultura, silvicultura de espécies não-nativas) e, por este motivo, possibilita a avaliação de como as alterações nas paisagens, com a presença desses diferentes uso e coberturas do solo influenciam na dinâmica das espécies que estão presentes nessa paisagem.

A avaliação da estrutura de uma paisagem contempla suas estruturas básicas que são, além da matriz, os fragmentos e os corredores (MCGARIGAL et al., 2012). O fragmento, também nomeado por outros autores de *patch*, componente da paisagem, elemento da paisagem, entre outros termos, refere-se ao elemento básico que forma uma paisagem (URBAN et al., 1987). Os corredores são estreitas faixas naturais ou antrópicas, que diferem da matriz em ambos os lados. As paisagens são divididas e unidas por corredores, sendo o principal análise nessa estrutura a sua conectividade (FARINA, 1998).

Braudrey e Merriam (1988), Uezu et al. (2005) entre outros autores distinguem o termo em conectividade estrutural e funcional. A primeira está relacionada ao arranjo espacial dos elementos da paisagem, ao passo que conectividade funcional é definida pela extensão do movimento de indivíduos de uma dada espécie na paisagem. Numa abordagem mais recente, a conectividade é classificada em conectividade de habitat, da paisagem e ecológica (FISCHER; LINDENMAYER, 2007).

Antongiovanni e Metzger (2005) e Neuschulz (2013) indicam a utilização de comunidade de aves na avaliação de conectividade e influência das matrizes na diversidade de espécies, em função das diferenças de dispersão de espécies de acordo com a sua biologia e, ainda, as alterações que podem sofrer em função da fragmentação da paisagem e uso do solo. Para Develey (2003), Stouffer (2011) e Syrbe (2013) a avifauna contribui para estudos de permeabilidade da matriz porque elas migram para diversas regiões em busca de alimento e acompanham as diferentes sazonalidade e floração da vegetação e, assim, a sobrevivência de muitas espécies está altamente relacionada a sua capacidade de deslocamento entre fragmentos. Desta forma as aves dependem da permeabilidade da matriz, além de se poder correlacionar a diversidade das espécies com as variações na paisagem.

Sick (2001) ressalta que se têm alguns fatores relacionados às aves, que facilitam seu uso como bioindicadores nos estudos de paisagens como: (i) o conhecimento que se tem de

diversas espécies de aves, sendo que grande parte delas já foi catalogada cientificamente; (ii) o conhecimento das características biológicas das espécies; e (iii) que a maioria das espécies são diurnas e podem ser detectáveis visualmente ou pelos seus cantos.

Neste contexto, o presente estudo tem por objetivo geral avaliar a influência dos padrões espaciais da paisagem, da Floresta Nacional de Capão Bonito e seu entorno, na diversidade de aves. Foram os objetivos específicos:

- Avaliar a abundância, riqueza e diversidade de aves associadas aos diferentes usos e cobertura do solo;
- Comparar as diferentes categorias tróficas encontradas na comunidade de aves da FLONA e seu entorno, de acordo com os componentes da paisagem ou de acordo com os usos e cobertura do solo ; e
- Comparar os níveis de permeabilidade das manchas (diferentes usos e coberturas do solo), tendo por base as espécies de aves (abundância, riqueza e diversidade).

A dissertação foi estruturada na forma de dois capítulos, que se constituem em artigos científicos e serão apresentados a seguir. O primeiro intitula-se “Diagnóstico das alterações na comunidade de aves como consequência da fragmentação florestal” e o segundo “Permeabilidade da paisagem: qual a resistência dos usos do solo agrícolas?”.

REFERÊNCIAS

- ABEN, J. et al. Effects of matrix composition and configuration on forest bird movements in a fragmented Afromontane biodiversity hot spot. **Animal Conservation**, v. 15, p. 658–668, 2012.
- ABIEC – **Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carne**. Estatísticas de Exportação. [2012]. Disponível em: <<http://www.abiec.com.br/texto.asp?id=31>>. Acessado em 3 Janeiro de 2015.
- ABRAF. **Anuário estatístico da ABRAF 2012 ano base 2011**. Brasília, DF: Abraf. [2012]. Disponível em: <<http://www.abraflor.org.br/estatisticas.asp>>. Acessado em 7 Janeiro de 2015
- AMICIA, V. et al. Habitat Suitability and Landscape Structure: A Maximum Entropy Approach in a Mediterranean Area. **Landscape Research**, 2013.
- ANTONGIOVANNI, M. e METZGER, J. P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous birds species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 122, p. 441-451, 2005.
- BALI, A.; KUMAR, A.; KRISHNASWAMY, J. The mammalian communities in coffee plantations around a protected area in the Western Ghats, India. **Biological Conservation**, v. 139, p. 93-102, 2007.
- BARRET, G. W.; PELES, J. D. Landscape ecology of small mammals. **Springer**, New York, 1999.
- BASCOMPTE, J.; POSSINGHAM, H.; ROUGHGARDEN, J. Patchy populations in stochastic environments: critical number of patches for persistence. **The American Naturalist**, v. 159, p. 128-37, 2002.
- BEIER, P.; DRIELEN, M. V.; KANKAM, B. O. Avifaunal collapse in West African forest fragments. **Conservation Biology**, v.16, n.4, p. 1097-1111, 2002.
- BÉLISLE, M. Measuring Landscape Connectivity: the Challenge of Behavioral Landscape Ecology. **Ecology**, v. 86, n.8, p. 1988-1995, 2005.
- BRAUDREY, J.; MERRIAM, H.G. 1988. Connectivity and connectedness; functional versus structural patterns in landscapes. In: Schreiber, K.F. (Ed.), *Connectivity in Landscape Ecology*, Proceedings of the 2nd International Seminar of the International Association for Landscape Ecology. Munster: Geographische Arbeiten 29, Muster, Germany, pp. 23-28

- BRIDGEWATER, P. B. Landscape ecology, geographic information systems and nature conservation. p. 23-36. In: HAINES-YOUNG, R.; GREEN, D. R.; COUSINS, S. (eds.). **Landscape ecology and geographic information systems**. New York: Taylor & Francis Eds, 1993.
- BROTTONS, L.; HERRANDO; S. MARTIN, J. L. Bird assemblages in forest fragments within Mediterranean mosaics created by wild fires. **Landscape Ecology**, v.19, p. 663-675, 2005.
- CANALE, G. R. et al. Pervasive Defaunation of Forest Remnants in Tropical Biodiversity Hotspot. **PLoS ONE**, v. 7, 2012.
- COSENTINO, B. J.; SCHOOLEY, R. L.; PHILLIPS, C. A. Connectivity of agroecosystems: dispersal costs can vary among crops. **Landscape Ecology**, v.26, p.371-379, 2011.
- DEVELEY, P. F. Métodos para estudos com aves. In: L. CULLEN J. R.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. 2nd. ed. Curitiba: Editora da Universidade Federal do Paraná, p. 153-168, 2003.
- DOBSON, A. et al. Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. **Ecology**, v. 87, p. 1915-1924, 2006.
- FARINA, A. Principles and methods in landscape ecology. London: **Chapman & Hall**, p.235, 1998.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 3, p. 265-280, 2007.
- FLEISCHMANN, E. et al. Assessing the roles of patch quality, area, and isolation in predicting metapopulation dynamics. **Conservation Biology**, v. 16, p. 706-716, 2002.
- FRANKLIN, J. F.; LINDENMAYER, D. B. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. **Proceedings of the National Academy of Science**, Washington, v.106, n.2 , p. 349-350, 2009.
- GENELETTI, D. Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v.5, p.1-15, 2004.
- GOULART, F. F. et al. Frugivory by five bird species in agroforest home gardens of Pontal do Paranapanema, Brazil. **Agroforestry Systems**, Columbia, v. 82, n. 3, p. 239-246, 2011.
- HERKERT, J.R. et al. Effects of prairie fragmentation on the nest success of breeding birds in the midcontinental United States. **Conservation Biology**, v. 16, p. 706-716, 2003.
- JAEGER, J.A.G. et al. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. **Ecological Modelling**, v. 185, p. 329-348, 2005.
- MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A. e ENE, E. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. [2012] Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>. Acessado em 5 junho de 2014.
- METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n ½, p. 19, 2001.
- NEUSCHULZ, E. L.; BROWN, M.; FARWIG, N. Frequent bird movements across a highly fragmented landscape: the role of species traits and forest matrix. **Animal Conservation**, v. 16, p. 170-179, 2013.
- PARDINI, R. et al. Beyond the fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, 2010.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, p. 18-32, 1991.
- SCOLOZZI, R.; GENELETTI, D. A multi-scale qualitative approach to assess the impact of urbanization on natural habitats and their connectivity. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 36, p. 9-22, 2012.
- SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. 4rd. ed. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira, p. 922, 2001.
- STOUFFER, P. C. et al. Understory bird communities in Amazonian rainforest fragments: species turnover through 25 years post-isolation in recovering landscapes. **Plos One**, v. 6, n. 6, 2011.
- SYRBE, R.U., MICHEL, E.; WALZ, U. Structural indicators for the assessment of biodiversity and their connection to the richness of avifauna. **Elsevier**, v. 31, p. 89-98, 2013.
- TURNER, M. G. et al. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. **Landscape Ecology**, v. 3, n. 3, p. 153-162, 1989.
- TURNER, M.G. Landscape ecology: what is the state of the science? **Ann Rev Ecol Systemat**, v. 36, p.319-344, 2005.
- UEZU, A.; Metzger, J. P.; VIELLIARD, J. M. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, n. 4, p. 507-519, 2005.
- URBAN, D. L.; O'NEILL, R.V.; SHUGART, JR. H. H. Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. **BioScience**, v.37, p.119-127, 1987.
- VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Mapeamento do uso e cobertura do solo na Bacia do Rio Corumbataí, SP. Circular Técnica IPEF, Piracicaba, n. 196, p. 1-9, 2003.

- WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. Pp. 237-256. *In*: Soulé, M. E. (ed.), **Conservation Biology The Science of Scarcity and Diversity**. Sinauer Associates Inc., Sunderland, 1986.
- WU, J.; HOBBS, R. J. Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. **Landscape Ecology**, v. 17, p. 355–365, 2002.
- WU, J. Urban sustainability: an inevitable goal of landscape research. **Landscape Ecol**, v. 25, p. 1–4, 2010.
- ZELLER, K. A., MCGARIGAL, K.; Whiteley, A. R. Estimating landscape resistance to movement: a review. **Landscape Ecology**, v. 27, n.6, p.777–797, 2012.

CAPÍTULO 1

Diagnóstico das alterações na comunidade de aves como consequência da fragmentação florestal

RESUMO

A perda de habitat e sua fragmentação são, atualmente, as principais causas das extinções em nível global, causadas, em sua maioria, pela substituição da vegetação nativa por diferentes usos do solo. A área dos remanescentes de mata nativa, o nível de isolamento, a diversidade de habitats e o efeito de borda, entre outras variáveis, determinam a riqueza de aves em um ambiente fragmentado. Neste contexto, o presente estudo teve por objetivo geral avaliar a influência dos padrões espaciais da paisagem, da Floresta Nacional de Capão Bonito e seu entorno, na diversidade de aves. Definiram-se 80 pontos de coletas em quatro níveis de conectividade florestal, previamente definidos nesta paisagem, os quais foram visitados cinco vezes. O método para detecção das espécies foi o dos pontos fixos, com o tempo em cada ponto sendo 10 minutos. Para avaliar as alterações na comunidade de aves foram calculados os índices diversidade de Shannon Wiener (H'); Índice Pontual de Abundância (IPA) e riqueza, e ainda realizou-se a classificação das espécies em categorias tróficas. Os usos do solo foram agrupados em MNA (mata nativa); FP (pinus, araucária e eucalipto) e AGRP (agricultura e pastagem). Realizou-se uma ANOVA seguida de teste de Tukey para verificar a variância das médias de riqueza e diversidade para os usos e cobertura do solo. Realizou-se o NMDS, seguido de uma PERMANOVA, para verificar a similaridade para os dados de abundância (IPA) e categorias tróficas. Por meio da ANOVA obteve-se que há variância significativa tanto para a riqueza como para a diversidade entre os valores obtidos para MNA (90 espécies) e para FPP (19 espécies). A PERMANOVA indicou diferenças significativas quanto à abundância de espécies e categorias tróficas, entre MNA e FP, assim como entre MNA e AGRP e entre AGRP e FP. Esta similaridade entre MNA e FP ocorre, pois estes ambientes são heterogêneos, o que aumenta a estabilidade da avifauna em escala de paisagem. Já a dissimilaridade observada para AGRIP é proporcionada por ser um ambiente homogêneo, com menor diversidade de recursos. Os resultados permitem concluir que quanto menor a complexidade do ambiente menor a diversidade e riqueza de espécies. Mesmo sob alto nível de fragmentação florestal, a categoria mata nativa é aquela que preserva maior número de espécies e diversidade de aves. A categoria trófica de maior representatividade foi de insetívoros característicos de regiões tropicais e fragmentadas.

Palavras-chave: Avifauna. Ecologia da paisagem. Fragmentação florestal.

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação pode ter efeitos negativos, positivos ou neutros sobre a paisagem (HADLEY; BETTS, 2009; ETHIER; FAHRIG, 2011). As principais consequências desse processo são a redução em área dos habitats afetados, o aumento de sua área de borda e, também, de clareiras (BRUMMELHAUS et al., 2012; SCOLOZZI; GENELETTI, 2012). A perda de habitat e sua fragmentação são, atualmente, as principais causas das extinções em nível global (RAATIKAINEN et al., 2007; SWIFT; HANNON, 2010), causadas, em sua maioria, pela substituição da vegetação nativa por diferentes usos do solo (SODHI et al., 2009; MONTOYA et al., 2010; IKIN et al., 2013). As florestas contínuas estão sendo convertidas em paisagens modificadas devido ao crescimento acelerado da população humana e as demandas crescentes por terra para atividade agrícola e produtos florestais (PROENÇA et al., 2010; BROCKERHOFF et al., 2013; LAURANCE et al., 2014).

Estas paisagens alteradas são altamente heterogêneas, apresentando diferente composição e configuração espacial (FAHRIG, 2003; FAHRIG et al., 2011; TSCHARNTKE et al., 2012; NEWBOLD et al., 2014). Fahrig (2003) e Smith et al. (2011) afirmam que a configuração da paisagem (p.ex. número e/ou densidade de fragmentos de floresta) tem menor efeito sobre a diversidade de espécies que a composição (relacionada à quantidade e qualidade de habitat). O tamanho dos fragmentos remanescentes, o isolamento e a estrutura da vegetação influenciam na persistência das espécies (VOGEL et al., 2011) e os efeitos relativos a esses fatores impactam diferentemente a biodiversidade (PARDINI et al., 2010).

A heterogeneidade da paisagem e o uso do solo, desta forma, influenciam na biodiversidade das paisagens agrícolas (FISCHER et al., 2011; CHIRON et al., 2014). Segundo Benton et al. (2003), a redução da conectividade da paisagem é causada pela intensificação da agricultura, que reduz a heterogeneidade ao nível local, levando a perda de biodiversidade e a diminuição da permeabilidade da matriz agrícola, isto tendo como base as espécies que habitam fragmentos florestais (PERFECTO; VANDERMEER, 2010). As plantações agrícolas em sua maioria servem como barreira para passagem e dispersão da fauna (VILLARD e HACHÉ, 2012), além do que alguns indivíduos de determinadas espécies animais apenas atravessam estas áreas sem utilizar recursos ali disponíveis, os quais permitem o crescimento e manutenção de suas populações (AZEVEDO et al., 2010).

Para Collinge (2009) os processos que modificam a estrutura espacial das paisagens afetam diretamente a persistência de diversas espécies. Conjuntamente, esses processos irão acarretar efeitos negativos em processos ecológicos como na movimentação da fauna

(NORRIS et al., 2010), na permanência dessas populações na paisagem (FRATERRIGO et al., 2009; CUSHMAN et al., 2012), na interação entre as espécies (TAYLOR et al., 1993; POLIS et al., 2004), na taxa de crescimento populacional (BASCOMPTE et al., 2006) e no funcionamento dos ecossistemas (FAHRIG et al., 2011). Estes efeitos negativos podem, por sua vez, resultar na simplificação da diversidade e da cadeia trófica, além de reduzir o sucesso na dispersão (BÉLISLE et al., 2005; DOBSON et al., 2006). Essas variações nas respostas das espécies à floresta fragmentada estão, na maioria dos casos, relacionadas com as alterações do uso de solo (VILLARD; METZGER, 2014), alterando o tamanho das manchas e a composição da matriz (FAHRIG et al., 2011).

Antongiovanni e Metzger (2005) e Neuschulz et al. (2013) propõem a utilização de comunidades de aves na avaliação de conectividade entre remanescentes florestais e, também, na averiguação da influência das matrizes na diversidade de espécies. Para Develey (2003), Stouffer (2011) e Syrbe et al. (2013) a avifauna contribui para estudos de permeabilidade da matriz, dado que muitas espécies de aves migram para diversas regiões em busca de alimento e acompanham as diferenças sazonais na fenologia da vegetação. Assim, a sobrevivência de muitas espécies está altamente relacionada a sua capacidade de deslocamento entre fragmentos e, desta forma, depende da permeabilidade da matriz, além de se poder associar a diversidade das espécies com as alterações que ocorrem na paisagem (SYRBE et al., 2013).

A área dos remanescentes de vegetação nativa, o nível de isolamento, a diversidade de habitats e o efeito de borda, entre outras variáveis da paisagem, determinam a riqueza de aves em um ambiente fragmentado (ANJOS, 2006). Mais especificamente, em uma paisagem com baixo nível de conectividade entre os remanescentes florestais nativos, o tamanho da mancha é a variável explicativa primária da riqueza, da abundância e da composição de espécies (PARDINI et al., 2010; UEZU; METZGER, 2014). O deslocamento das aves em ambientes fragmentados está, assim, relacionado à estrutura e à composição da matriz (FAHRIG et al., 2011) e, ainda, à distância entre os fragmentos e à existência de corredores e/ou a presença de remanescentes florestais não conectadas ligando os fragmentos, mas que contribuem para o processo de conectividade florestal (VILLARD; METZGER, 2014).

As aves oferecem uma ampla compreensão da escala do processo de fragmentação porque, como citado por Vandewalle et al. (2010), existe um vasto conhecimento acerca da biologia e ecologia de suas espécies, sendo que muitas já foram catalogadas cientificamente e existe uma lista detalhada de espécies compiladas por tipo de formação florestal, utilizando técnicas convencionais. Em segundo lugar, porque as aves desempenham papéis importantes nos sistemas florestais, seja na predação de insetos herbívoros (VAN BAEL et al., 2003) ou

pela interação planta-animal, nos processos de polinização e dispersão de sementes, ou seja, no fluxo genético das espécies vegetais entre os remanescentes florestais (SETHI; HOWE, 2009; ANDERSON et al., 2011). Pode-se assim dizer que, devido ao seu papel importante na dinâmica da floresta ligado à dispersão das plantas, as aves exercem o papel de conectores de unidades da paisagem, influenciando a resiliência das florestas às alterações antrópicas (LUNDBERG; MOBERG, 2003).

Neste contexto, o presente estudo teve o objetivo de avaliar as consequências do processo de fragmentação florestal na comunidade de aves de uma Unidade de Conservação (UC) e seu entorno. A área de estudo representa uma paisagem agrícola antropizada, a qual era originalmente coberta por Mata Atlântica e que na atualidade apresenta diversos tipos vegetacionais. Além de sua importância regional, possibilitou o estudo de comunidades de aves, sobretudo a avaliação das alterações sofridas pelas mesmas em função das alterações no uso e cobertura do solo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo foi a Floresta Nacional (FLONA) de Capão Bonito e uma faixa de 10 km a partir de seus limites (Figura 1). Localizada no sudoeste do estado de São Paulo, Brasil, entre os paralelos 23° 45' 25"S e 24° 04' 59"S e meridianos 48° 38' 26"O e 48° 23' 32"O. Juntas totalizam aproximadamente 74.575 ha, sendo a área da FLONA de 4.773,83 ha e do entorno de 69.790,65 ha. Adotou-se a faixa de entorno de 10 km, visto que a FLONA de Capão Bonito não tem plano de manejo e, esta é a largura indica pelo SNUC (2000) como zona de amortecimento para UCs.

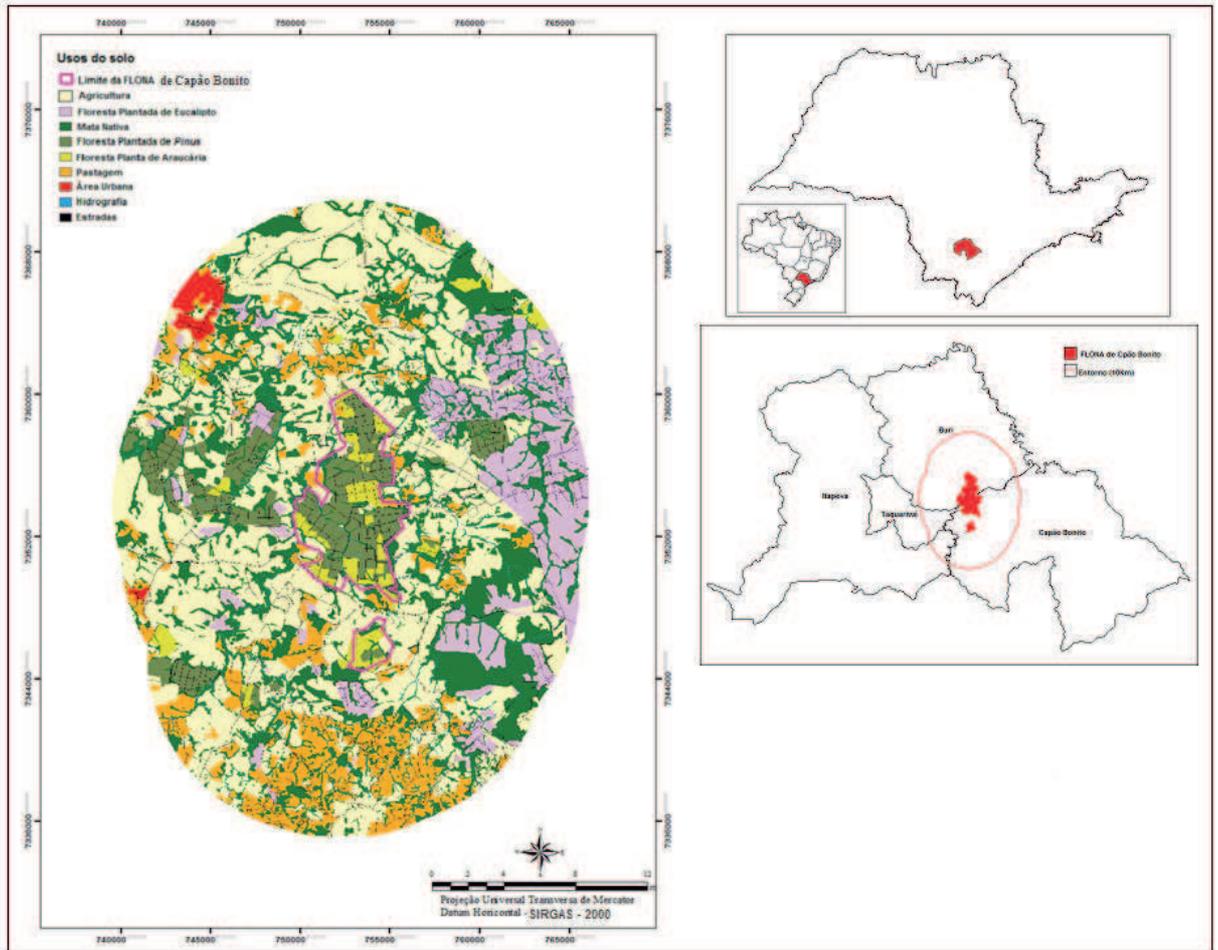


Figura 1 - Localização e uso e cobertura da FLONA de Capão Bonito e seu entorno (ano 2015), no estado de São Paulo, Brasil.

Fonte: Matos, 2015.

A área de estudo está parcialmente distribuída entre os municípios de Capão Bonito, Buri, Taquarivaí e Itapeva, sendo o clima da região classificado, segundo o sistema Koeppen, como do tipo CWa, ou seja, tropical de altitude, com temperatura média mensal superior a 22°C (CEPAGRI, 2013). O relevo apresenta altitudes entre 600 m e 700 m acima do nível do mar, sendo classificado como suavemente ondulado (ROSS; MOROZ, 1997). Segundo Peixoto e Theodorovicz (2009), os solos são classificados como pertencentes aos grandes grupos arenoquartzosos profundos e latossolos vermelho e amarelo.

A área da FLONA pertencia ao Instituto Nacional do Pinho (INP) e, quando em 1968 passou a ser administrada pelo Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF), recebeu a classificação de Unidade de Conservação (UC), pertencente à categoria FLONA. Esta UC é formada por duas glebas de diferentes tamanhos, separadas por uma rodovia estadual. A Gleba I, conhecida como “Presidente Aristedes Largura”, possui cerca de 3.961,73 hectares, onde foram plantados os primeiros povoamentos de *Araucaria angustifolia* (1945) e de *Pinus elliottii* (1959). A Gleba II, distante cerca de 11 quilômetros da primeira,

possui 382,60 hectares, tendo seus primeiros talhões reflorestados também com *Araucaria angustifolia* (1947/1949) e *Pinus elliottii* (1965).

A área de estudo, desse modo, caracteriza-se por um mosaico vegetacional, como apresentado no mapa de uso e cobertura de solo (Figura 1), o qual possui resolução espacial de 2 m e exatidão de classificação 99,14%. Com base nesse mapa, a agricultura (AGR), composta por plantios de milho, laranja, trigo e soja, ocupa em torno de 40% da área total de estudo, sendo sua principal área de ocorrência fora dos limites da UC, ou seja, no entorno de 10 km. Já as áreas urbanizadas ocupam menos que 1% da paisagem, localizadas a oeste da área de estudo e representadas por dois pequenos municípios da região (Buri e Taquarivaí), os quais juntos possuem aproximadamente 23 mil habitantes. A malha viária e a rede hidrográfica ocupam 2,55% e 1,31% da área de estudo, respectivamente.

As florestas plantadas (FP) representam 20,62% da paisagem, distribuídas em plantios de pinus (FPP) (6,71%), de araucária (FPA) (2,85%) e de eucaliptos (FPE) (11,06%). Atualmente, na gleba II, observa-se a presença de pequeno percentual de ocupação com agricultura. Nos limites da UC, no entanto, as florestas plantadas de pinus e araucária são o uso do solo predominante, em especial na gleba I. Essas áreas ocupadas por pinus e araucária deixaram de ser manejadas e, por esse motivo, houve o surgimento de sub-bosques de formações florestais nativas que atualmente encontram-se em diferentes estádios de regeneração. Os plantios de eucalipto, por sua vez, estão principalmente no entorno, a nordeste e sudoeste da UC e, pertencem a uma empresa de papel e celulose. Alguns plantios de eucalipto estão próximos entre si e, assim, têm como vizinhos as pastagens (PAS), que se concentram especialmente na porção sul da área de estudo, ocupando 10,77% de sua área total (distribuída em 287 manchas).

A mata nativa (MNA), que representa 24,45% da paisagem, está distribuída regularmente por este mosaico. Ela é pouco representativa dentro da UC e seus maiores remanescentes estão na região do entorno, próximos aos plantios de eucalipto. Estes fragmentos de floresta nativa são pertencentes às formações florestais Ombrófila Densa e Estacional Semidecidual (VELOSO, 2012). A paisagem possui, desta forma, remanescentes do bioma Mata Atlântica – já classificado por Myers et al., (2000) como um dos cinco *hotspots* para preservação, dentre os 25 identificados mundialmente (MITTERMEIER et al., 1998) sendo assim uma área de importância para a conservação da biodiversidade.

Outra consideração importante é que a área de estudo está à aproximadamente 65 km de outras áreas relevantes para a conservação. Ao sul da UC localiza-se o Parque Estadual Intervalles, a sudeste o Parque Estadual Carlos Botelho e a noroeste a Estação Ecológica de

Angatuba. Dessa forma, essa paisagem é foco de estudo de diversos grupos de pesquisadores de universidades, de institutos de pesquisa e de organizações não governamentais devido a sua importância para a conservação da biodiversidade, seu potencial de conectividade com outros parques e, ainda, em função da necessidade de elaboração do seu próprio plano de manejo.

2.2 Levantamento de avifauna considerando a estrutura da paisagem

O delineamento amostral teve por finalidade abranger os diferentes usos e coberturas do solo da paisagem e os diferentes níveis de conectividade entre os remanescentes florestais. Por este motivo houve, antes da definição do delineamento, a prévia avaliação do nível de proximidade entre fragmentos de floresta nativa (Figura 1).

Considerando a amplitude de proximidade entre os remanescentes, definiram-se quatro níveis de conectividade florestal na paisagem: médio-baixo, médio, médio-alto e alto. Os fragmentos florestais foram, assim, agrupados segundo estes níveis e a paisagem, por consequência, dividida em quatro quadrantes de conectividade florestal (Figura 2 A).

A suficiência amostral, por quadrante, relacionada ao número de trilhas, pontos de coletas e campanhas foi feita por simulação (programa Genpres; HINES, 2006), considerando o tamanho da área de estudo e as densidades relativas de espécies, com ocorrência já registrada nesta área, de acordo com a literatura científica (lista preliminar de avifauna) (PERELLA, 2013) que indica dados de ocorrência e, também, áreas consideradas como de habitat favorável à ocorrência dessas espécies.

Para cada quadrante definiu-se, desta forma, a instalação de quatro trilhas alocadas aos pares, totalizando assim 16 trilhas distribuídas pela paisagem. Para que não houvesse sobreposição de área de coletas, utilizou-se a distância mínima entre cada par de 500 m. O comprimento das trilhas, saindo de um fragmento florestal e chegando a outro, foi de 1 km. Neste comprimento locaram-se cinco pontos amostrais distantes entre si em 250 m (Figura 2B). As trilhas foram georrefenciadas com auxílio de receptor GPS de navegação e os pontos de observação foram marcados com fita zebra, para que as coletas ocorressem sempre no mesmo local.

Definiu-se, desta forma, o total de 80 pontos amostrais (para observação de aves), distribuídos pelos diferentes tipos de usos e cobertura do solo, os quais foram visitados cinco vezes (cinco campanhas de campo).

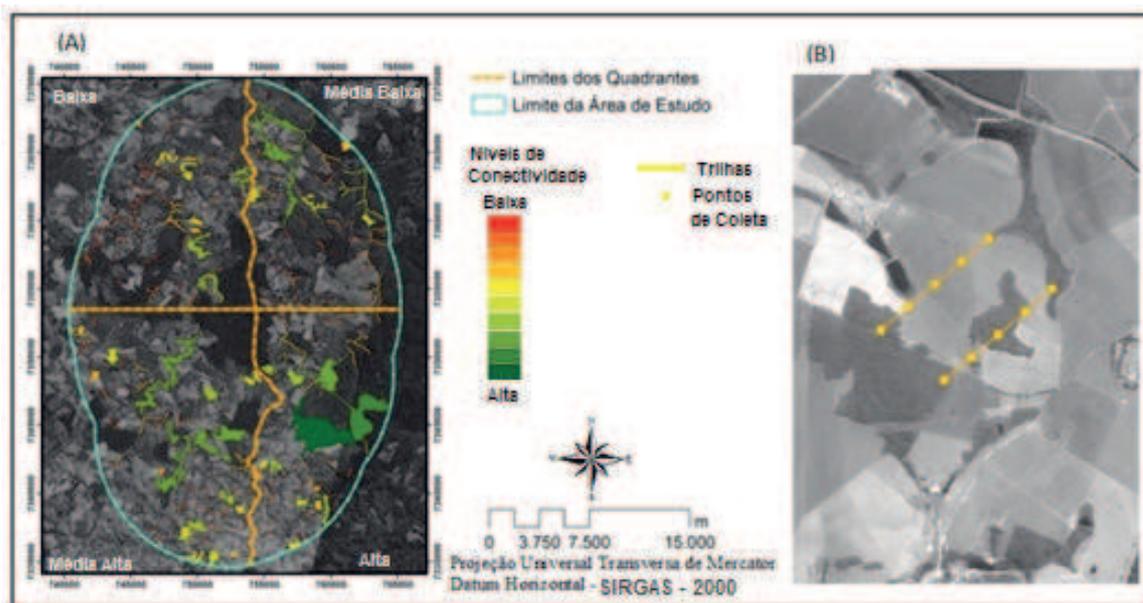


Figura 2 - Área de estudo dividida em quadrantes amostrais (A) e exemplo de trilhas e pontos amostrais (B).

O método utilizado para detecção das espécies foi o dos pontos fixos (ROBBINS, 1978). Esse método, segundo Reynolds et al. (1980) e Anderson et al. (1979), permite avaliar a área de estudo com maior uniformidade.

As coletas foram realizadas durante um ano (dezembro de 2013 a dezembro de 2014) para que se abrangessem as variações sazonais. Elas foram realizadas nos primeiros 30 minutos após o amanhecer, estendendo-se por cerca de três horas. O tempo de observação em cada ponto amostral foi estipulado em dez minutos (LYNCH, 1995; RALPH et al., 1995).

Ressalta-se que as observações foram realizadas com auxílio de binóculos e, também, realizou-se a gravação dos cantos das aves (por meio de gravadores de voz). Dessa forma, foi possível confirmar a identificação de algumas espécies ou, ainda, identificá-las posteriormente com o auxílio de guia de campo de aves do Brasil e sites de pesquisa especializados em identificação de espécies de aves e guias sonoros on-line, como o WikiAves (<http://www.wikiaves.com.br/>) e o Xeno-canto (<http://www.xeno-canto.org/>).

2.3 Relação dos índices de avifauna quanto ao processo de fragmentação florestal

Para avaliar as alterações na comunidade de aves de acordo com a estrutura da paisagem, definiu-se o agrupamento dos usos e cobertura do solo em três categorias:

- (i) Mata nativa (MNA): remanescentes de vegetação nativa da paisagem de estudo;
- (ii) Floresta plantada (FP): áreas ocupadas por florestas plantadas de pinus, eucalipto e araucária; e

(iii) Agricultura (AGRP): áreas ocupadas por agricultura (milho, soja, trigo e laranja) e por pastagens.

Para as três categorias calcularam-se (programa Past 3.3; HAMMER et al., 2007) os índices ecológicos (com dados de avifauna) de diversidade de Shannon Wiener (H') e riqueza. O primeiro é empregado para medir a diversidade de espécies, por meio da informação de sua distribuição (VALENTIN, 2000; DIAS, 2004). A riqueza, por sua vez, foi calculada para ser o número de espécies do local amostrado.

Na verificação de variação entre os dois índices (H' e riqueza) empregou-se a análise de variância ANOVA e, posteriormente, o teste Tukey. O uso da ANOVA permitiu comparar os dados com números de amostra diferentes, mostrando se existe diferença significativa na análise em questão. O teste Tukey foi utilizado para indicar onde essa variação é significativa.

Calculou-se também o Índice Pontual de Abundância (IPA) das espécies, o qual é determinado por meio do número de contatos que se teve com uma espécie, dividido pelo número total de pontos de coleta amostrados (DONATELLI et al., 2007; LOPES et al., 2009; VIELLIARD et al., 2010).

Considerando a literatura científica Motta-Júnior (1990), Sick (1997), Donatelli et. al., (2004) e Telino-Júnior et. al., (2005) definiu-se a seguinte classificação das espécies quanto às categorias tróficas: (CAR) carnívoro, (DET) detritívoro, (FRU) frugívoro, (GRA) granívoro, (INS) insetívoro, (NEC) nectarívoro, (ONI) onívoro e (PIS) piscívoro. A nomenclatura das espécies está de acordo com a nona edição da lista de aves do Brasil (CBRO, 2014).

Os dados de abundância e categoria trófica foram analisados por meio de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), com 999 permutações em duas dimensões. Já a análise do IPA baseou-se em uma matriz calculada a partir do índice de similaridade de Bray-Curtis (CLARKE; GORLEY, 2006). Para as categorias tróficas, a matriz foi calculada a partir do índice de similaridade de Jaccard, pois os dados utilizados foram de ausência e presença.

Os gráficos NMDS permitiram visualizar a similaridade entre as unidades amostrais, nos usos e cobertura do solo (i.e. amostras mais distinta - com menor similaridade - apresentam-se mais afastadas entre si na representação gráfica). Para quantificar esse nível de similaridade realizou-se o teste PERMANOVA (ANDERSON, 2001), baseado nas dessemelhanças impostas pela matriz. O valor de p foi obtido por meio de uma série de permutações (999) sob uma hipótese nula verdadeira.

3 RESULTADOS

Na UC e, sua área de entorno, observou-se variação do número de espécies de aves em função dos diferentes usos e cobertura do solo. O total de espécies amostradas foi 109, as quais pertencem a 44 famílias e 17 ordens. Desse total, obteve-se 22 espécies de ocorrência restrita em MNA; sete restritas à AGR; três em PAS; duas em FPE; e apenas uma espécie com ocorrência restrita as FPP e FPA. O Índice Pontual de Abundância (IPA), das espécies de aves, tanto global como referente às classes de uso e cobertura do solo, os nomes científicos destas espécies, bem como sua categoria trófica, são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Espécies de aves observadas e classificadas por categorias tróficas (CT), com seus respectivos IPAs (Índice Pontual de Abundância) e nomes científicos, para a FLONA de Capão Bonito e seu entorno, no estado de São Paulo, Brasil.

Nome Científico	CT	IPA						
		Global	MNA	AGR	PAS	FPP	FPE	FPA
TINAMIFORMES								
TINAMIDAE								
<i>Rhynchotus rufescens</i>	ONI	0,0300	0,0286	0,0714	0,0500	zero	0	0,0400
<i>Crypturellus obsoletus</i>	ONI	0,0025	0	0	0	0	0,0167	0
GALLIFORMES								
CRACIDAE								
<i>Penelope superciliaris</i>	FRU	0,0050	0,0114	0	0	0,0200	0	0
PELECANIFORMES								
THRESKIORNITHIDAE								
<i>Theristicus caudatus</i>	ONI	0,0050	0	0,0286	0,0500	0	0	0
ARDEIDAE								
<i>Egretta thula</i>	PIS	0,0025	0	0	0,1000	0	0	0
CATHARTIFORMES								
CATHARTIDAE								
<i>Coragyps atratus</i>	DET	0,0175	0,0343	0,0143	0,1000	0	0,0167	0
ACCIPITRIFORMES								
ACCIPITRIDAE								
<i>Elanus leucurus</i>	CAR	0,0025	0,0057	0	0	0	0	0
<i>Rupornis magnirostris</i>	CAR	0,0150	0,0171	0,0143	0,1000	0	0,0167	0
FALCONIDAE								
<i>Caracara plancus</i>	CAR	0,0225	0,0114	0,1000	0,1500	0	0,0167	0
<i>Milvago chimachima</i>	CAR	0,0300	0,0229	0,0429	0,0500	0,0600	0	0,0800
GRUIFORMES								
RALLIDAE								
<i>Aramides saracura</i>	ONI	0,0075	0	0,0143	0,1000	0	0	0
<i>Pardirallus nigricans</i>	ONI	0,0050	0	0,0286	0	0	0	0
CARIAMIFORMES								
CARIAMIDAE								
<i>Cariama cristata</i>	INS	0,0175	0,0057	0,0714	0,1000	0	0	0
CHARADRIIFORMES								

Nome Científico	CT	IPA						
		Global	MNA	AGR	PAS	FPP	FPE	FPA
CHARADRII								
CHARADRIIDAE								
<i>Vanellus ch lensis</i>	ONI	0, 0375	0, 0286	0, 1714	0, 4500	0, 0200	0	0
COLUMBIFORMES								
COLUMBIDAE								
<i>Columbina talpacoti</i>	GRA	0, 0150	0, 0343	0, 0143	0, 0500	0	0	0
<i>Patagioenas picazuro</i>	FRU	0, 1075	0, 1943	0, 1571	0, 1500	0, 1800	0, 1500	0, 3600
<i>Patagioenas cayennensis</i>	GRA	0, 0100	0, 0171	0, 0143	0	0	0	0
<i>Zenaida auriculata</i>	GRA	0, 0500	0, 0286	0, 2286	0, 4000	0	0	0, 1200
<i>Leptotila rufaxilla</i>	GRA	0, 0275	0, 0343	0, 0143	0	0	0, 0667	0
<i>Leptotila verreauxi</i>	FRU	0, 0850	0, 2629	0, 0286	0	0, 0600	0, 0833	0, 1600
PSITTACIFORMES								
PSITTACIDAE								
<i>Pionus maximiliani</i>	FRU	0, 0200	0, 0171	0, 0143	0, 1000	0, 0400	0	0
CUCULIFORMES								
CUCULIDAE								
<i>Tapera naevia</i>	INS	0, 0075	0, 0057	0	0	0	0, 0333	0
<i>Piaya cayana</i>	INS	0, 0100	0, 0114	0, 0143	0	0	0	0, 0400
<i>Guira guira</i>	INS	0, 0025	0	0, 0143	0	0	0	0
STRIGIFORMES								
STRIGIDAE								
<i>Athene cunicularia</i>	CAR	0, 0050	0	0, 0143	0, 0500	0	0	0
CAPRIMULGIFORMES								
NYCTIBIIDAE								
CAPRIMULGIDAE								
APODIFORMES								
TROCHILIDAE								
<i>Thalurania glaucopsis</i>	NEC	0, 0150	0, 0229	0	0	0	0	0, 0800
<i>Leucochloris albicollis</i>	NEC	0, 0125	0, 0343	0, 0143	0	0	0	0
<i>Amazilia lactea</i>	NEC	0, 0275	0, 0571	0, 0143	0	0, 0200	0, 0333	0
PICIFORMES								
RAMPHASTIDAE								
<i>Ramphastos toco</i>	ONI	0, 0025	0	0, 0286	0	0	0	0
PICIDAE								
<i>Picumnus temminckii</i>	INS	0, 0100	0, 0114	0, 0143	0	0	0	0, 0400
<i>Melanerpes candidus</i>	INS	0, 0075	0, 0057	0, 0143	0	0	0	0, 0400
<i>Veniliornis spilogaster</i>	INS	0, 0025	0, 0057	0	0	0	0	0
<i>Colaptes campestris</i>	INS	0, 0250	0, 0229	0, 0429	0, 3000	0	0	0, 0400
<i>Colaptes melanochloros</i>	INS	0, 0025	0	0	0	0	0	0, 0400
<i>Celeus flavescens</i>	INS	0, 0075	0, 0114	0, 0143	0	0	0	0
PASSERIFORMES								
XENOPIIDAE								
<i>Xenops rutilans</i>	INS	0, 0025	0, 0057	0	0	0	0	0
RHINOCRYPTIDAE								

Nome Cientifico	CT	IPA						
		Global	MNA	AGR	PAS	FPP	FPE	FPA
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	INS	0,0025	0,0057	0	0	0	0	0
TYRANNI								
THAMNOPHILIDA								
THAMNOPHILIDAE								
<i>Mackenziaena severa</i>	INS	0,0050	0,0114	0,0143	0	0	0	0
<i>Dysithamnus mentalis</i>	INS	0,0075	0,0114	0	0	0	0	0,0400
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	INS	0,0450	0,1086	0	0	0,0200	0	0,1200
<i>Pyriglena leucoptera</i>	INS	0,0175	0,0343	0	0	0	0,0167	0,0400
<i>Drymophila malura</i>	INS	0,0125	0,0114	0	0	0	0,0500	0
CONOPOPHAGIDAE								
<i>Conopophaga lineata</i>	INS	0,0050	0,0114	0	0	0	0	0
FURNARIIDA								
FURNARIOIDEA								
SCLERURIDAE								
<i>Sclerurus scansor</i>	INS	0,0025	0,0057	0	0	0	0	0
DENDROCOLAPTIDAE								
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	INS	0,0100	0,0229	0	0	0	0	0
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	INS	0,0075	0,0057	0,0143	0	0	0	0,0400
FURNARIIDAE								
<i>Furnarius rufus</i>	INS	0,0125	0,0057	0,0143	0,1500	0	0	0
<i>Automolus leucophthalmus</i>	INS	0,0075	0,0171	0	0	0	0	0
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	INS	0,0025	0,0057	0	0	0	0	0
<i>Leptasthenura setaria</i>	INS	0,0025	0,0057	0	0	0	0	0
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	INS	0,0050	0,0057	0	0	0	0	0,0400
<i>Synallaxis spixi</i>	INS	0,0050	0,0057	0,0143	0	0	0	0
TYRANIIDA								
PIPRIDAE								
<i>Chiroxiphia caudata</i>	ONI	0,0525	0,0857	0,0143	0	0,1000	0,0167	0,1200
COTINGOIDEA								
TITYRIDAE								
<i>Schiffornis virescens</i>	ONI	0,0175	0,0229	0	0,0500	0,0200	0	0,0400
COTINGIDAE								
<i>Procnias nudicollis</i>	FRU	0,0450	0,0743	0,0429	0	0	0,0667	0,1600
TYRANNOIDEA								
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	INS	0,0050	0,0057	0	0	0,0200	0	0
RYNCHOCYCLIDAE								
<i>Corythopsis delalandi</i>	INS	0,0050	0,0114	0	0	0	0	0
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	INS	0,0125	0,0171	0	0	0	0,0667	0
<i>Hemitriccus orbitatus</i>	INS	0,0025	0,0057	0	0	0	0	0
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	INS	0,0050	0,0114	0	0	0	0,0167	0
<i>Todirostrum cinereum</i>	INS	0,0025	0,0057	0	0	0	0	0
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	INS	0,0025	0,0057	0	0	0	0	0
TYRANNIDAE								
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	INS	0,0075	0,0057	0,0143	0,0500	0	0	0

Nome Científico	CT	IPA						
		Global	MNA	AGR	PAS	FPP	FPE	FPA
<i>Campostoma obsoletum</i>	INS	0,0100	0,0343	0	0	0	0	0
<i>Elaenia flavogaster</i>	ONI	0,0125	0,0286	0,0143	0	0	0	0
<i>Elaenia mesoleuca</i>	ONI	0,0075	0,0286	0	0	0	0	0
<i>Serpophaga subcristata</i>	INS	0,0150	0,0171	0,0857	0,4500	0	0	0
<i>Myiodynastes maculatus</i>	ONI	0,0150	0,0400	0	0	0	0,0167	0
<i>Pitangus sulphuratus</i>	INS	0,0375	0,0629	0,0714	0,1000	0	0,0167	0
<i>Machetornis rixosa</i>	ONI	0,0075	0,0171	0	0	0	0	0
<i>Megarynchus pitangua</i>	ONI	0,0075	0,0229	0	0	0	0	0
<i>Tyrannus melancholicus</i>	INS	0,0050	0,0057	0	0	0	0,0500	0
<i>Myiophobus fasciatus</i>	INS	0,0050	0,0114	0	0	0	0	0
<i>Myiarchus swainsoni</i>	INS	0,0025	0,0057	0	0	0	0	0
<i>Lathrotriccus euleri</i>	INS	0,0050	0	0	0	0	0,0167	0
PASSERI								
CORVIDA								
VIREONIDAE								
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	INS	0,0475	0,0857	0,0143	0	0,0800	0,0500	0,0400
<i>Vireo chivi</i>	INS	0,0475	0,1143	0,0286	0	0	0,1000	0
<i>Hylophilus poicilotis</i>	INS	0,0050	0,0057	0	0	0	0,0500	0
CORVIDAE								
<i>Cyanocorax cristatellus</i>	ONI	0,0025	0	0,0143	0	0	0	0
<i>Cyanocorax chrysops</i>	ONI	0,0025	0	0	0,0500	0	0	0
PASSERIDA								
TROGLODYTIDAE								
<i>Troglodytes musculus</i>	INS	0,0125	0,0114	0,0143	0,0500	0	0	0
TURDIDAE								
<i>Turdus amaurochalinus</i>	ONI	0,0250	0,0286	0,0143	0	0,0200	0,0500	0
<i>Turdus subalaris</i>	ONI	0,0025	0,0057	0	0	0	0	0
<i>Turdus rufiventris</i>	ONI	0,0275	0,0343	0,0286	0	0	0,0167	0,1200
<i>Turdus leucomelas</i>	ONI	0,0225	0,0286	0,0143	0	0	0,0167	0,1600
<i>Turdus albicollis</i>	ONI	0,0150	0,0229	0	0	0	0,0500	0,0400
MOTACILLIDAE								
<i>Anthus lutescens</i>	INS	0,0075	0	0,0286	0,0500	0	0	0
THRAUPIDAE								
<i>Coereba flaveola</i>	ONI	0,0075	0,0114	0	0	0	0,0167	0
<i>Tachyphonus coronatus</i>	ONI	0,0275	0,0457	0,0143	0	0,0400	0	0,0400
<i>Lanio melanops</i>	GRA	0,0025	0	0	0	0,0200	0	0
<i>Tangara sayaca</i>	ONI	0,0150	0,0229	0	0	0	0	0,0800
<i>Tangara cayana</i>	ONI	0,0150	0,0171	0,0143	0,1500	0	0	0
<i>Saltator similis</i>	ONI	0,0200	0,0286	0	0	0	0,0667	0,0400
EMBERIZIDAE								
<i>Ammodramus humeralis</i>	GRA	0,0200	0,0171	0,0714	0,0500	0	0	0,0400
<i>Zonotrichia capensis</i>	GRA	0,0575	0,0800	0,2143	0,1500	0,0200	0,1167	0,0800
<i>Sicalis citrina</i>	GRA	0,0100	0,0114	0,0571	0,0500	0	0	0
<i>Sicalis flaveola</i>	GRA	0,0025	0	0	0,0500	0	0	0

Nome Científico	CT	IPA						
		Global	MNA	AGR	PAS	FPP	FPE	FPA
<i>Volatinia jacarina</i>	GRA	0,0375	0,0400	0,1000	0,1000	0	0	0,2000
<i>Sporophila caerulescens</i>	GRA	0,0075	0	0,0143	0,0500	0	0	0,0400
CARDINALIDAE								
<i>Habia rubica</i>	ONI	0,0050	0,0057	0,0286	0	0	0	0
PARULIDAE								
<i>Setophaga pitiayumi</i>	INS	0,0125	0,0229	0,0143	0	0	0	0
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	INS	0,0050	0,0114	0	0	0	0	0
<i>Basileuterus culicivorus</i>	INS	0,0850	0,1200	0,0143	0,0500	0,1000	0,1500	0,2400
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	INS	0,0350	0,1029	0	0	0,0400	0	0,0400
ICTERIDAE								
<i>Gnorimopsar chopi</i>	ONI	0,0025	0	0,0143	0	0	0	0
<i>Pseudoleistes guirahuru</i>	ONI	0,0025	0	0,0143	0	0	0	0
<i>Molothrus bonariensis</i>	ONI	0,0025	0	0,0143	0	0	0	0
<i>Psarocolius decumanus</i>	ONI	0,0050	0,0057	0,0143	0	0	0	0
FRINGILLIDAE								
<i>Euphonia chlorotica</i>	ONI	0,0225	0,0286	0,0429	0	0,0200	0	0

Sendo CAR: carnívoro; DET: detritívoro; FRU: frugívoro; GRA: granívoro; INS: insetívoro; NEC: nectarívoro; ONI: onívoro e PIS: piscívoro. MNA: mata nativa; AGR: agricultura; PAS: pastagem; FPP: floresta plantada de pinus; FPE: floresta plantada de eucalipto e FPA: floresta plantada de araucária.

A Figura 3 apresenta os índices relacionados aos dados de avifauna e as categorias tróficas, observados para os diversos usos e cobertura dos solos observados na paisagem.

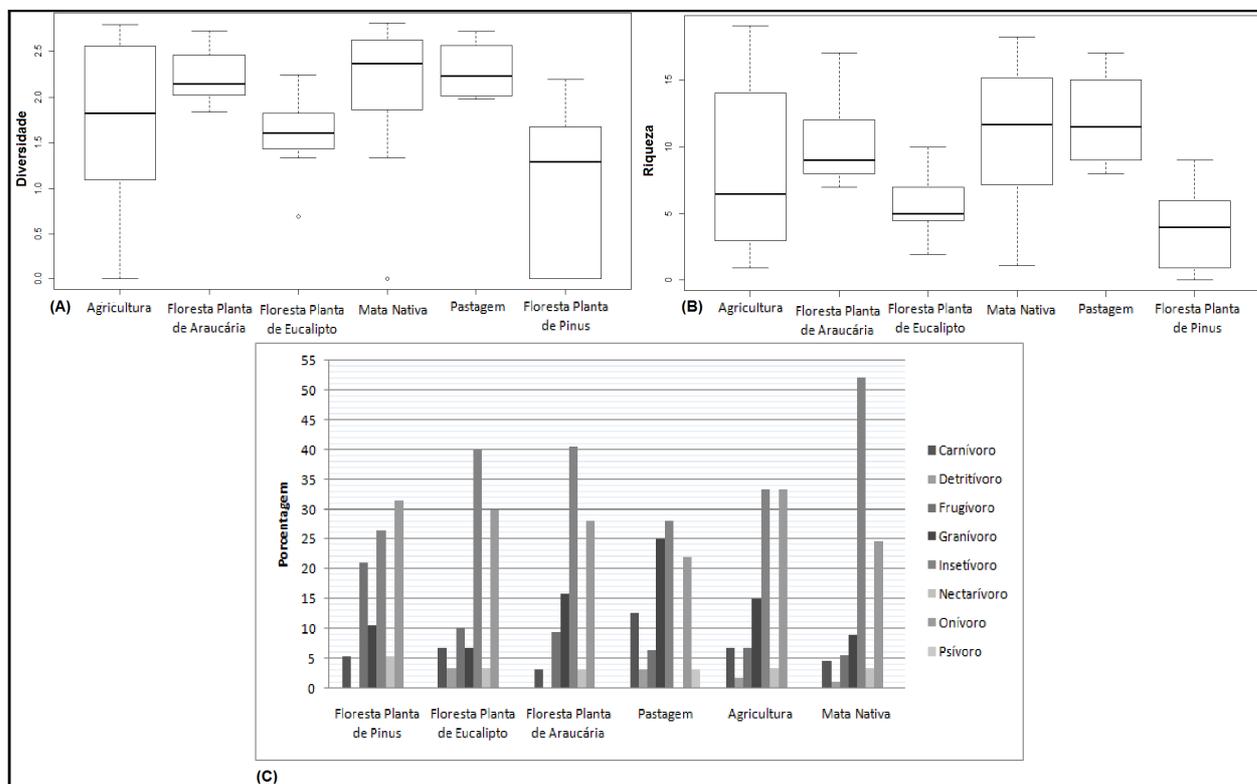


Figura 3 - (A) Índice de Diversidade (B) Riqueza (C) Porcentagem de Categorias Tróficas, para cada uso e cobertura do solo para a FLONA de Capão Bonito e seu entorno, no estado de São Paulo, Brasil.

Os maiores valores destes índices foram obtidos para a MNA, sendo eles de 3,94 para diversidade (Figura 3A) e de 90 espécies (Riqueza) (Figura 3B). Já FPP apresentou os menores valores, com diversidade 2,65 e riqueza de apenas 19 espécies. Avaliando as categorias tróficas obteve-se que PAS, FPE, FPA, e MNA apresentaram maior porcentagem de insetívoros, variando de 28,1% a 52,2%, respectivamente. Já FPP apresentam maior porcentagem de onívoros (31,6%) e AGR igual à porcentagem de onívoros e insetívoros (33,3%).

Houve variância significativa para os índices de diversidade e de riqueza. O teste de Tukey ($p < 0,05$) indicou que tanto para a riqueza como para a diversidade há variância significativa entre os valores obtidos para MNA e valores obtidos para FP (Figura 4).

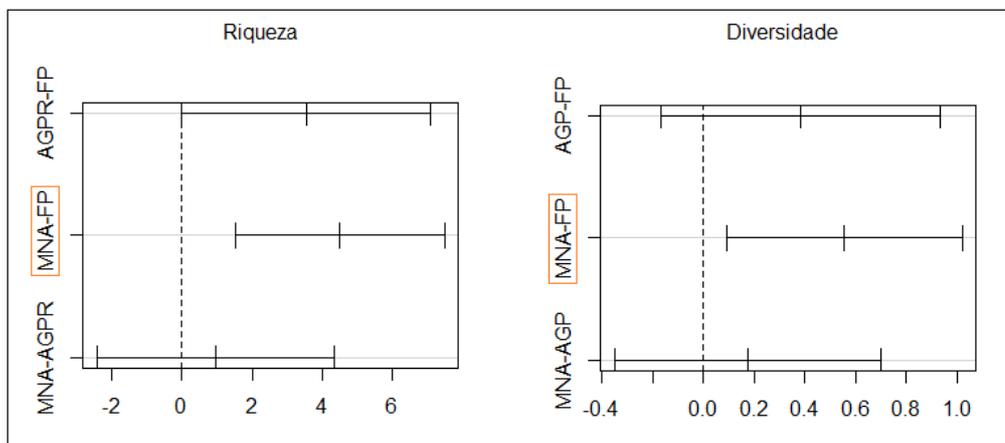


Figura 4 - Teste de Tukey com nível de confiança de 95%.

Quanto à abundância, as espécies que apresentaram maior valor de IPA global foram *Patagioenas picazuro* (Pombão) (0, 1075), *Leptotila verreauxi* (Juriti-pupu) (0, 0850), *Basileuterus culicivorus* (Pula-pula) (0, 0850), *Zonotrichia capensis* (Tico-tico) (0, 0575), *Chiroxiphia caudata* (Tangará) (0, 0525) (Tabela 1). Essas espécies apresentam maior IPA local, respectivamente em FPA (0, 3600), MNA (0, 2629), FPA (0, 2400), AGR (0, 2143) e FPA (0 1200).

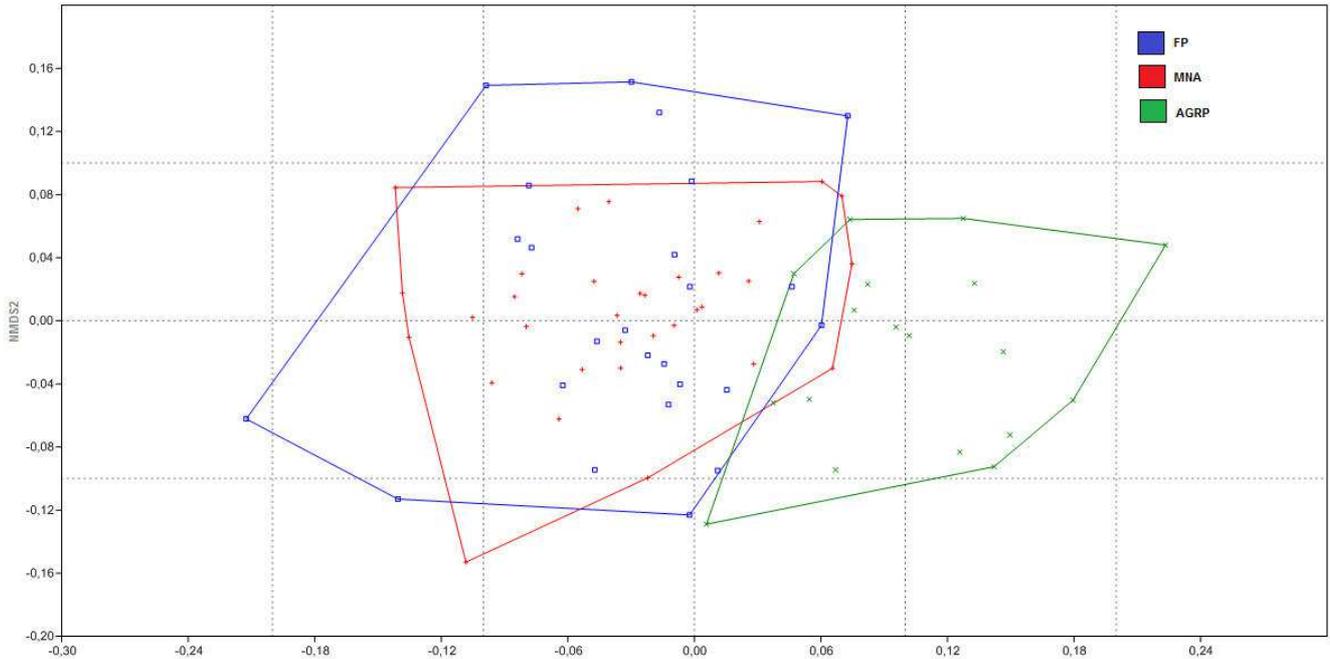


Figura 5 - Similaridade entre MNA, FP e AGRP, para os dados de Índice Pontual de Abundância, para a FLONA de Capão Bonito e seu entorno, no estado de São Paulo, Brasil. Sendo: FP: florestas plantadas; MNA: mata nativa e AGRP: agricultura e pastagem.

No que diz respeito à similaridade entre as categorias de uso e cobertura do solo, o gráfico NMDS (Figura 5) indicou que existe maior similaridade entre MNA e FP do que entre AGRP e MN, e entre AGRP e FP. Por este motivo, o polígono referente à classe MNA (vermelho) está praticamente sobreposto ao referente à classe FP (azul). O gráfico de NMDS (Figura 5) indicou, ainda, uma dissimilaridade entre a abundância de AGRP e MNA, e entre AGRP e FP. O teste de PERMANOVA indicou diferenças significativas quanto à similaridade da abundância de espécies de aves, entre MNA e FP ($p=0,0124$), assim como entre MNA e AGRP ($p=0,0001$) e entre AGRP e FP ($p=0,0001$). No que diz respeito à distribuição das espécies em categorias tróficas para a paisagem (Figura 6), obteve-se que 86% das espécies pertenceram a três principais categorias: insetívoro (47% das espécies), onívoro (29%) e Granívoro (10%).

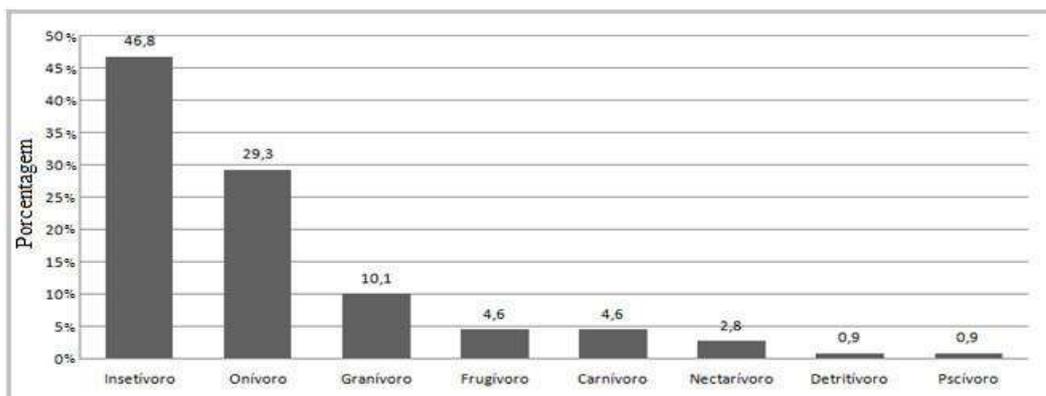


Figura 6 - Porcentagem de espécies ($n=109$) distribuídas por categorias tróficas, para a FLONA de Capão Bonito e seu entorno, no estado de São Paulo, Brasil.

A similaridade quanto às categorias tróficas observadas em cada uso e cobertura do solo de acordo com a representação gráfica por NMDS (Figura 7).

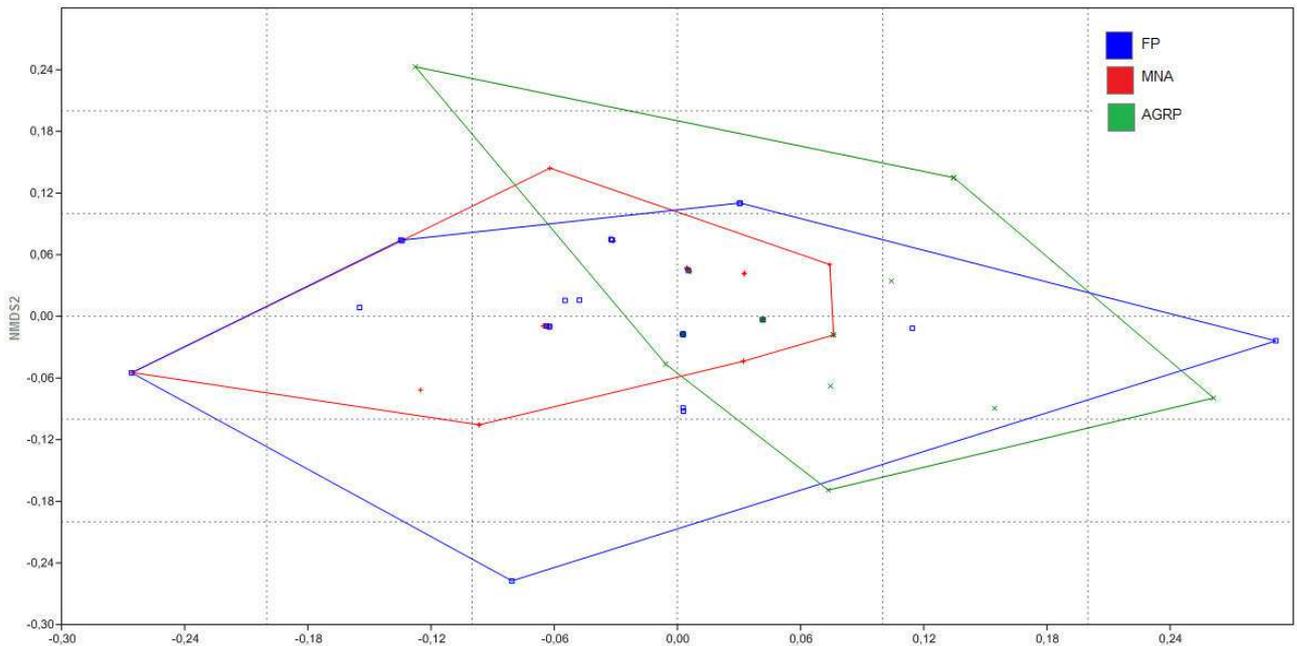


Figura 7 - Similaridade das categorias tróficas entre cada uso do solo, para a FLONA de Capão Bonito e seu entorno, no estado de São Paulo, Brasil. Sendo: FP: florestas plantadas; MNA: mata nativa e AGRP: agricultura e pastagem.

Como ilustrado na Figura 7, FP e MNA apresentaram similaridade quanto às categorias tróficas. Os polígonos referentes a estes usos e cobertura do solo encontram-se sobrepostos. O teste de PERMANOVA apresentou diferenças significativas entre MNA e AGRP ($p= 0, 0001$) assim como entre AGRP e FP ($p= 0, 0043$) quanto à composição das categorias tróficas.

4 DISCUSSÃO

A paisagem encontra-se em uma matriz agrícola, o que influenciou a estrutura da comunidade de aves na área de estudo. Nota-se que MNA, FP e AGRP apresentaram espécies com diferentes abundâncias, de acordo com os distintos recursos oferecidos pelos usos e cobertura do solo. Para Mcgarigal e Cushman (2002), os padrões de abundâncias das aves são influenciados pela heterogeneidade da paisagem. Desta forma, o padrão encontrado para a área de estudo está de acordo como o apresentado por estes autores.

A análise de NMDS (Figura 5) indicou que há similaridade de espécies quanto a abundância entre MNA e FP. Esta similaridade ocorre porque estes ambientes são heterogêneos, o que aumenta a estabilidade da avifauna em escala de paisagem (TILMAN, 1996; BROWN, 2003; IVES; CARPENTER, 2007; JIANG; PU, 2009; DOWNING et al.,

2014). Estes ambientes proporcionam maiores condições de sobrevivência para as aves, como locais para nidificação, estabilização de recursos e refúgio aos estressores do meio ambiente (BROWN, 2007).

Já a dissimilaridade observada para AGRP é proporcionada por ser um ambiente homogêneo, com ausência de elementos lineares e verticais, como corredores ecológicos e trampolins ecológicos, que levam as consequências negativas como a erosão do solo, maior influência do vento, entre outras (BUREL, 1996). Sparks et al., (1996) apresentam estas consequências geralmente associadas às regiões agrícolas, as quais causam alterações na riqueza e abundância das espécies (BEST, 1983), como se observou no presente estudo.

Estas diferenças relacionadas às características e estrutura dos ambientes levam também às diferenças quanto à riqueza e diversidade de aves nestes distintos usos e coberturas do solo. A MNA com 90 espécies foi a cobertura que apresentou maior riqueza, diferindo significativamente de FPP e FPE (Figura 3B). A maior disponibilidade de árvores, neste ambiente da MNA costuma elevar a disponibilidade de recursos (nidificação e forrageamento) e conseqüentemente aumentar a Riqueza e a abundância de aves (PARISH et al., 1995; YAHNER, 1983; JOBIN et al., 2001). Em contrapartida, observaram-se menores valores de riqueza e abundância para os plantios de eucalipto e de pinus, refletindo um padrão geral associado a plantios de monoculturas independente da espécie de árvore plantada (ZURITA et al., 2006; BARLOW et al., 2007).

Motta-Junior (1990), Marsden et al., (2001), Barlow et al., (2007) e Proença et al., (2010) também observaram que em plantações manejadas de eucalipto, como da paisagem de estudo, existem diferenças quanto a riqueza de espécies. Volpato et al. (2010) e Mendonça-Lima et al. (2014) apontaram, por sua vez, que em monocultura (ex. Pinus) o padrão é ter menor riqueza de espécies quando comparado à vegetação nativa. Este padrão é consequência de se ter uma porção (geralmente grande) da paisagem ocupada por uma mesma cultura florestal e, dessa forma, um ambiente com alta similaridade entre si (MARSDEN et al., 2001; FILLOY et al., 2010). A alta similaridade do ambiente tem, por sua vez, como consequência fornecer reduzida quantidade de recursos (MOTTA-JUNIOR, 1990; KOWK; CORLETT, 2000). Por estes motivos é que, na UC e entorno, obteve-se FPP com menor valor de riqueza, dentre os usos e cobertura do solo (Figura 3B).

Já os resultados obtidos nas FPA foram semelhantes aos apresentados por Zurita et al., (2006), em que as plantações exóticas (eucalipto) e nativa (araucária) tiveram declínio na riqueza de espécies de aves quando comparadas as áreas de vegetação de mata nativa. Esse declínio também é observado por Willis (1979/2003) em talhões de eucalipto mesmo sem

manejo de sub-bosque. O manejo do sub-bosque é citado como a principal razão para menor riqueza de espécies de aves em florestas plantadas na Argentina (ZURITA et al., 2006) e no sudeste do Brasil (MARSDEN et al., 2001), assim como para espécies de mamíferos de médio e grande porte (TIMO et al., 2015).

No que diz respeito à diversidade de aves, MNA foi a categoria de uso e cobertura do solo que apresentou maior valor enquanto FPP foi a que apresentou o menor valor (Figura 3A). Isto como consequência de FPP possuir uma estrutura e composição de vegetação simplificada (ZURITA et al. 2006; FILLOY et al., 2010). Como citado por Hobbs et al., (2003), Gabriel (2009), Filloy et al., (2010), Volpato et al., (2010) e Mendonça-Lima et al., (2014), estes dois fatores (estrutura e composição de vegetação) determinam a composição de espécies de animais em um ambiente. Ambientes com estrutura e composição simplificadas proporcionam a presença de espécies generalistas, bem como espécies associadas a bordas de florestas e áreas abertas (COLLES et al., 2009), resultados obtidos neste estudo para FPP.

A existência de espécies comuns aos diferentes usos e cobertura do solo, indicou que na paisagem existem espécies generalistas. A paisagem apresentou, portanto, condições ambientais para coexistência de espécies semelhantes entre si (GOMEZ et al., 2010), em termos de categorias tróficas associadas aos usos e cobertura do solo.

Com base nos resultados obtidos um ponto importante a ser ressaltado é que se observou que algumas alterações na comunidade de aves ocorreram pela compensação de recursos a qual acontecia por meio da utilização de habitats suplementares (i.e. utilizando outra categoria de uso e cobertura do solo além de MNA), visto à redução da qualidade do habitat dos remanescentes de MNA (SAUNDERS et al., 1991; RIES et al., 2004). Ou seja, alterações quanto à fragmentação e mudança no uso e cobertura do solo modificam a comunidade de aves quanto à sua composição de espécies, alterando suas categorias tróficas observadas nos habitats.

Pode-se assim dizer que a MNA foi o ambiente que apresentou, dentre as categorias de uso e cobertura do solo, a estrutura mais complexa, assim ofertando mais recursos para forrageamento (JOBIN et al., 2001). A Figura 7 indicou a similaridade nas categorias tróficas encontradas para MNA e FP, pois a FP também apresenta uma estrutura heterogênea vista a presença de seu sub-bosque. A AGRP caracterizou-se como matriz homogênea, apresentando dissimilaridade quanto a composição da categoria trófica comparada a MNA e FP. As diferenças na estrutura e disponibilidade de recursos alimentares, dos usos e coberturas do solo, foram responsáveis por encontrar, associada a eles, diferenças quanto à ocorrência de espécies e categorias tróficas.

Na MNA (como discutido, o ambiente com estrutura mais complexa) obteve-se maior porcentagem das categorias tróficas insetívora e onívora (Figura 3C). Willis (1979) também observou maior porcentagem destas categorias, quando avaliou pequenos fragmentos florestais no sudeste paulista. O autor registrou, ainda, que houve diminuição de frugívoros e aumento dos onívoros. Autores como Kattan et al., (1994), Ribon et al., (2003) e Ruiz-Gutierrez et al., (2008) também obtiveram que a categoria de frugívoros foi a de menor abundância em paisagens tropicais antropizadas e marcadas pela fragmentação florestal. Sodhi et al., (2004) afirmaram que isto é consequência da falta de frutas durante todo ano em áreas desmatadas.

O baixo número de espécies frugívoras observadas em toda a paisagem (Figura 6) era esperado, pois estas espécies apresentam dieta mais especializada, sendo assim são mais vulneráveis às alterações antrópicas e também susceptíveis a disponibilidade de alimentos, necessitando de espécies que frutifiquem durante todo o ano (DONATELLI et al., 2007). Segundo Anjos (1998), os frugívoros são mais raros em araucária mesmo possuindo maior capacidade de deslocamento (WILLIS, 1979; ANJOS, 1998), o que corrobora o presente estudo, no qual a FPA teve maior representatividade de insetívoros, sendo os frugívoros uma das categorias com menor valor, apenas 9% (Figura 3C).

Já para AGR há oferta principalmente de insetos (polinização) e sementes (cultivos), por isso a categoria trófica mais representativa nesse ambiente foi a insetívora, seguida de onívora, que se assemelha aos dados obtidos por Goijman e Zaccagnini (2008) e Solari e Zaccagnini (2009) para plantações agrícolas. Para Jones e Sieving (2006) algumas espécies podem ser beneficiadas pelas áreas de cultivo, pois estas se alimentam de insetos e sementes.

Maior número de insetívoros também foi observado na PAS, porém seguido de granívoros, pois essas espécies se beneficiam de áreas abertas com gramíneas e plantas C4 (ANJOS, 1998; TELINO-JÚNIOR et al., 2005). O efeito de borda nessas áreas aumenta a incidência de luz proporcionando o crescimento de plantas produtoras de grãos que são a base alimentar dos granívoros (DÁRIO et al., 2002).

Comparado a AGR e PAS, a FPP oferece uma maior diversidade de recursos alimentares por apresentar estrutura heterogênea, desse modo favoreceu a presença das espécies onívoras, devido principalmente à presença de sub-bosque. Dados obtidos por Blamires et al., (2001) mostram que este é o ambiente propício para as espécies onívoras e Willis (1979) sugere que essa predominância ocorre, pois, estas espécies conseguem driblar a flutuação na disponibilidade dos tipos de alimentos.

Já na FPE encontrou-se maior representatividade de espécies insetívoras, pois nessa categoria de uso do solo ocorrem espécies de áreas abertas e semi-florestais que se alimentam de insetos e néctar desse tipo de vegetação (GABRIEL, 2009). Segundo Barlow et al. (2007) a FPE, funciona como barreira para espécies especialistas que são mais sensíveis.

No que diz respeito à categoria trófica de maior representatividade, na paisagem, os resultados indicaram que foi a insetívora (Figura 6), a qual é um padrão característico de regiões tropicais (SICK, 1997; PIRATELLI; PEREIRA, 2002; PIRATELLI et al., 2005; TELINO-JÚNIOR et al., 2005; DONATELLI et al., 2007). As espécies carnívoras foram, de maneira contrária, aquelas de menor representatividade (Figura 6) na paisagem. Isto porque, as carnívoras quando comparadas a espécies de outras categorias tróficas, caracterizam-se por ter maior tamanho (i.e. são geralmente de porte grande), terem população com menor densidade, menor taxa de sobrevivência e necessitarem de maior área (extensão) para sobreviverem (SIEVING; KARR, 1997).

5 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos para a UC e seu entorno permitem concluir que:

- O processo de fragmentação florestal influencia diretamente na comunidade de aves da paisagem de estudo, tanto, em termos de abundância, quanto, de riqueza e diversidade de suas espécies.
- Estas três variáveis estão intrinsecamente relacionadas à estrutura e composição dos diferentes usos e cobertura do solo.
- Quanto menor a complexidade do ambiente (i.e. categoria de uso e cobertura da terra) menor a diversidade e riqueza de espécies.
- Os diferentes ambientes (p.ex.: agricultura e pastagem; florestas plantadas e mata nativa) que têm diferenças quanto sua estrutura interna (recursos) são dissimilares e, por consequência, apresentam diferenças quanto a abundância de espécies.
- Apesar do alto grau de fragmentação a mata nativa é a categoria que preserva maior biodiversidade (riqueza e diversidade de espécies).
- O padrão apresentado para as categorias tróficas é típico de regiões tropicais fragmentadas, ou seja, apresenta maior número de espécies insetívoras.

REFERÊNCIAS

ANDERSON, D. R. et al. Guidelines for line transect sampling of biological populations. **Journal of Wildlife Management**, v. 43, n. 1, p. 70-78, 1979.

- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, n. 1, p. 32-46, 2001.
- ANDERSON, M. J. et al. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v. 14, n. 1, p. 19-28, 2011.
- ANJOS, L. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. **Biotropica**, v. 38, n. 2, p. 229-234, 2006.
- ANJOS, L. Consequências biológicas da fragmentação no norte do Paraná. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 87-94, 1998.
- ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J. P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 122, p. 441-451, 2005.
- AZEVEDO, C. S. et al. Time-activity budget of greater rheas (*Rhea americana*, Aves) on a human-disturbed area: the role of habitat, time of the day, season and group size. **Acta Ethologica**, v. 13, n. 2, p. 109-117, 2010.
- BARLOW, J. et al. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. **Biological Conservation**, v. 136, n. 2, p. 212-231, 2007.
- BASCOMPTE, J.; JORDANO, P.; OLESEN, J. M. Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. **Science**, v. 312, n. 5772, p. 431-433, 2006.
- BELISLE, M. Measuring landscape connectivity: then challenge of behavioral landscape ecology. **Ecology**, v. 86, n. 8, p. 1988-1995, 2005.
- BENTON, T. G.; VICKERY, J. A.; WILSON, J. D. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 18, n. 4, p. 182-188, 2003.
- BEST, L. B. Bird use of fencerows: implications of contemporary fencerow management practices. **Wildlife Society Bulletin**, v. 11, n. 4, p. 343-347, 1983.
- BLAMIRES, D.; VALGAS, A. B.; BISPO, P. D. Estrutura da comunidade de aves da Fazenda Bonsucesso, município de Caldazinha, Goiás, Brasil. **Tangara**, v. 1, n. 3, p. 101-113, 2001.
- BRASIL. **Lei nº 9985**, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. [2000] Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=322>>. Acesso em: jun. 2015.
- BROCKERHOFF, E. G. et al. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 43-50, 2013.
- BROWN, B. L. Habitat heterogeneity and disturbance influence patterns of community temporal variability in a small temperate stream. **Hydrobiologia**, v. 586, n. 1, p. 93-106, 2007.
- BROWN, B. L. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. **Ecology Letters**, v. 6, n. 4, p. 316-325, 2003.
- BRUMMELHAUS, J.; WEBER, J.; PETRY, M. V. The influence of riparian forest fragmentation on birds in the River Hydrographic Basin, Rio Grande do Sul State. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 7, n. 1, p. 57-66, 2012.
- BUREL, F. Hedgerows and their role in agricultural landscapes. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 15, n. 2, p. 169-190, 1996.
- CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À AGRICULTURA (CEPAGRI). **Clima dos municípios paulistas**. [2013]. Disponível em: <<http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>>. Acesso em: jun. 2013.
- CHIRON, F. et al. Pesticide doses, landscape structure and their relative effects on farmland birds. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 185, p. 153-160, 2014.
- CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **Primer v6: user manual/tutorial**. Plymouth: Primer-E, 2006.
- COLLES, A.; LIOW, L. H.; PRINZING, A. Are specialists at risk under environmental change? Neocological, paleoecological and phylogenetic approaches. **Ecology Letters**, v. 12, n. 8, p. 849-863, 2009.
- COLLINGE, S. K. **Ecology of fragmented landscapes**. Baltimore: John Hopkins University Press, 2009.
- COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS (CBRO). **Lista das aves do Brasil**. 11. ed. São Paulo. [2014]. 41 p. Disponível em: <<http://www.cbro.org.br/CBRO/listabr.htm>>. Acesso em: mai. 2014.
- CUSHMAN, S. A.; SHIRK, A.; LANDGUTH, E. L. Separating the effects of habitat area, fragmentation and matrix resistance on genetic differentiation in complex landscapes. **Landscape Ecology**, v. 27, n. 3, p. 369-380, 2012.
- DARIO, F. R.; VINCENZO, M. C. V.; ALMEIDA, A. F. Avifauna em fragmentos da Mata Atlântica. **Ciência Rural**, v. 32, n. 6, p. 989-996, 2002.
- DEVELEY, P. F. Métodos para estudos com aves. In: CULLEN, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Editora da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. 665 p.

- DIAS, L. B.; BOCCHIGLIERI, A.; VILARINS, L. B. Vertebrados de uma área de cerrado no Distrito Federal: importância de sua conservação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 25., Brasília, 2004. **Anais...** Brasília: UnB, 2004. p. 446.
- DOBSON, A. et al. Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. **Ecology**, v. 87, n. 8, p. 1915-1924, 2006.
- DONATELLI, R. J. et al. Análise comparativa da assembléia de aves em dois remanescentes florestais no interior do estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p. 362-375, 2007.
- DONATELLI, R. J.; COSTA, T. V. V.; FERREIRA, C. D. Dinâmica da avifauna em fragmentos de mata na fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 1, p. 97-114, 2004.
- DOWNING, A.L.; BROWN, B. L.; LEIBOLD, M. A. Multiple diversity-stability mechanisms enhance population and community stability in aquatic food webs. **Ecology**, v. 95, n. 1, p. 173-184, 2014.
- ETHIER, K.; FAHRIG, L. Positive effects of forest fragmentation, independent of forest amount, on bat abundance in eastern Ontario, Canada. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 6, p. 865-876, 2011.
- FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 1, p. 101-112, 2011.
- FAHRING, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Reviews in Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.
- FILLOY, J. et al. On the similarity among BIRD communities: testing the influence of distance and land use. **Acta Oecologica**, v. 36, n. 3, p. 333-338, 2010.
- FISCHER, C. et al. Mixed effects of landscape structure and farming practice on bird diversity. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 141, n. 1, p. 119-125, 2011.
- FRATERRIGO, J. M.; PEARSON, S. M.; TURNER, M. G. Joint effects of habitat configuration and temporal stochasticity on population dynamics. **Landscape Ecology**, v. 24, n. 7, p. 863-877, 2009.
- GABRIEL, V. A. **Comunidade de aves em um mosaico de *Eucayptus* em Rio Claro, São Paulo**. 2009. 124 f. Tese (Doutorado em Zoologia). Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2009.
- GOIJMAN, A. P.; ZACCAGNINI, M. E. The effects of habitat heterogeneity on avian density and richness in soybean fields in Entre Ríos, Argentina. **Hornero**, v. 23, n. 2, p. 67-76, 2008.
- GOMEZ, J. P. et al. A phylogenetic approach to disentangling the role of competition and habitat filtering in community assembly of Neotropical forest birds. **The Journal of Animal Ecology**, v. 79, n. 6, p. 1181-1192, 2010.
- HADLEY, A. S.; BETTS, M. Tropical deforestation alters hummingbird movement patterns. **Biology Letters**, v. 5, n. 2, p. 207-210, 2009
- HAMMER, O; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. **PAST – PA**laeontological **ST**atistics. Version 1.34. Oslo: University of Oslo, 2007.
- HINES, J. E. **PRESENCE** – software to estimate patch occupancy and related parameters. Version 2.0. USGS-PWRC, 2006.
- HOBBS, R. et al. Faunal use of bluegum (*Eucalyptus globules*) plantations in southwestern Australia. **Agroforestry Systems**, v. 58, n. 3, p. 95-212, 2003.
- IKIN, K. et al. The influence of native versus exotic streetscape vegetation on the spatial distribution of birds in suburbs and reserves. **Diversity and Distributions**, v. 19, n. 3, p. 294-306, 2013.
- IVES, A. R.; CARPENTER, S. R. Stability and diversity of ecosystems. **Science**, v. 317, n. 5834, p. 58-62, 2007.
- JIANG, L.; PU, Z. C. Different effects of species diversity on temporal stability in single-trophic and multi-trophic communities. **American Naturalist**, v. 174, n. 5, p. 651-659, 2009.
- JOBIN, B.; CHOINIE' RE, L.; BE' LANGER, L. Bird use of three types of field margins in relation to intensive agriculture in Québec, Canada. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 84, n. 2, p. 131-143, 2001.
- JONES, G. A.; SIEVING, K. E. Intercropping sunflower in organic vegetables to augment bird predators of arthropods. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 117, n. 3, p. 171-177, 2006.
- KATTAN, G. H.; ALVAREZ-LÓPEZ, H.; GIRALDO, M. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. **Conservation Biology**, v. 8, n. 1, p. 138-146, 1994.
- KWOK, H. K.; CORLETT, R. T. The bird communities of a natural secondary forest and a *Lophosteman confertus* plantation in Hong Kong, South China. **Forest Ecology and Management**, v. 130, n. 1, p. 227-234, 2000.
- LAURANCE, W. F.; SAYER, J.; CASSMAN, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 29, n. 2, p. 107-116, 2014.
- LOPES, L. M. **Avifauna de duas áreas verdes urbanas no município de Sorocaba, SP**. 2009. Trabalho de Conclusão de Curso - Centro de Ciências e Tecnologias para a Sustentabilidade, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2009.

- LUNDBERG, J.; MOBERG, F. Mobile link organism and ecosystem functioning - implications for ecosystem resilience and management. **Ecosystems**, v. 6, n. 1, p. 87-98, 2003.
- LYNCH, J. Effects of point count duration, time-of-day, and aural stimuli on detectability of migratory and resident bird species in Quintana Roo, Mexico. In: RALPH, J. C. et al. **Monitoring bird populations by point counts**. Albany: Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 1995. p. 1-6.
- MARSDEN, S. J.; WHIFFIN, M.; GALETTI, M. Bird diversity and abundance in forest fragments and eucalyptus plantations around a Brazilian Atlantic Forest reserve. **Biodiversity and Conservation**, v. 10, n. 5, p. 737-751, 2001.
- MATOS, T.P.V. Avaliação da conectividade de remanescentes de vegetação nativa em matriz agrícola, considerando os índices ecológicos para aves. 2015. 57 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) - Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2015.
- MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecological Applications**, v. 12, n. 2, p. 335-345, 2002.
- MENDONÇA-LIMA, A.; DUARTE, L. S.; HARTZ, S. M. Comparing diversity and dispersal traits of tree communities in plantations and native forests in southern Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 1, p. 24-29, 2014.
- MITTERMEIER, R. A. et al. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. **Conservation Biology**, v. 2, n. 3, p. 516-520, 1998.
- MONTOYA, D. et al. Species response patterns to habitat fragmentation: do trees support the extinction threshold hypothesis? **Oikos**, v. 119, n. 8, p. 1335-1343, 2010.
- MOTTA-JÚNIOR, J. C. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do Estado de São Paulo. **Ararajuba**, v. 1, p. 65-71, 1990.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.
- NEUSCHULZ, E. L.; BROWN, M.; FARWIG, N. Frequent bird movements across a highly fragmented landscape: the role of species traits and forest matrix. **Animal Conservation**, v. 16, n. 2, p. 170-179, 2013.
- NEWBOLD, T. et al. A global model of the response of tropical and sub-tropical forest biodiversity to anthropogenic pressures. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 281, n. 1792, p. 1-10, 2014.
- NORRIS, K. et al. Biodiversity in a forest-agriculture mosaic - the changing face of West African rainforests. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2341-2050, 2010.
- PARDINI, R. et al. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, 2010.
- PARISH T.; LAKHANI, K. H.; SPARKS, T. H. Modelling the relationship between bird population variables and hedgerow, and other field margin attributes. II. Abundance of individual species and of groups of similar species. **Journal of Applied Ecology**, v.32, n. 2, p. 362-371, 1995.
- PEIXOTO, C. A. B. **Geodiversidade do estado de São Paulo**. São Paulo: CPRM, 2010. 176 p. 9.
- PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. The agroecological matrix as alternative to the lands-paring/agriculture intensification model. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 13, p. 5786-5791, 2010.
- PIRATELLI, A. J.; ANDRADE, V. A.; LIMA-FILHO, M. Aves de fragmentos florestais em área de cultivo de cana-de-açúcar no sudeste do Brasil. **Iheringia**, v. 95, n. 2, p. 217-222, 2005.
- PIRATELLI, A.; PEREIRA, M. R. Dieta de aves na região leste de Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 10, n. 2, p. 131-139, 2002.
- POLIS, G. A.; POWER, M. E.; HUXEL, G. R. **Food Webs at the Landscape Level**. Chicago: University of Chicago Press, 2004. 528 p.
- PROENÇA, V. M. et al. Plant and bird diversity in natural Forest and in native and exotic plantations in NW Portugal. **Acta Oecologica**, v. 36, n. 2, p. 219-226, 2010.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2013.
- RAATIKAINEN, K. M.; HEIKKINEN, R. K.; PYKÄLÄ, J. Impacts of local and regional factors on vegetation of boreal semi-natural grasslands. **Plant Ecology**, v. 189, n. 2, p. 155-173, 2007.
- RALPH, C. J.; DROEGE, S.; SAUER, J. Managing and monitoring birds using points counts: Standards and applications. In: RALPH, J. C. et al. **Monitoring bird populations by point counts**. Albany: Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 1995, p. 1-6.
- REYNOLDS, R. T.; SCOTT, J. M.; NUSSBAUM, R. A. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. **The Condor**, v. 82, p. 309-313, 1980.
- RIBON, R.; SIMON, J. E.; MATTOS, G. T. Bird extinction in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 17, n. 6, p. 1827-1839, 2003.
- RIES, L. et al. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, p. 491-522, 2004.

- ROBBINS, C. S. Census techniques for forest birds. In: WORKSHOP MANAGEMENT OF SOUTHERN FORESTS FOR NONGAME BIRDS, 14., Atlanta, 1978. **Anais...** Atlanta: Forest Service, 1978, p.142-163.
- ROSS, J. L. S; MOROZ, I. **Mapa geomorfológico do estado de São Paulo - Escala 1:500.000.**São Paulo: FFLCH-USP; IPT; FAPESP, 1997. 64 p.
- RUIZ-GUTIERREZ, V.; GAVIN, T. A.; DHONDT, A. A. Habitat fragmentation lowers survival of a tropical forest bird. **Ecological Applications**, v. 18, n. 4, p. 838-846, 2008.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequence of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 18-32, 1991.
- SAURA, S.; TORNÉ, J. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. **Environmental Modelling & Software**, v. 24, n. 1, p. 135-139, 2009.
- SCOLOZZI, R.; GENELETTI, D. A multi-scale qualitative approach to assess the impact of urbanization on natural habitats and their connectivity. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 36, p. 9-22, 2012.
- SETHI, P.; HOWE, H. F. Recruitment of hornbill-dispersed trees in hunted and logged forest of the Indian Eastern Himalaya. **Conservation Biology**, v. 23, n. 3, p. 710-18, 2009.
- SICK, H. **Ornitologia Brasileira.** Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. 250 p.
- SIEVING, K. E.; KARR, J. R. Avian extinction and persistence mechanisms in lowland Panama. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. **Tropical forest remnants.** Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 156-170.
- SILVA, J. M. C. Distribution of Amazonian and Atlantic birds in gallery forest of the cerrado Region, South America. **Ornitologia Neotropical**, v. 7, n. 1, p. 1-18, 1996.
- SMITH, A.; FAHRIG, L.; FRANCIS, C. M. Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. **Ecography**, v. 34, n. 1, p. 103-113, 2011.
- SODHI, N. S. et al. A meta-analysis of the impact of anthropogenic forest disturbance on Southeast Asia's biotas. **Biotropica**, v.41, n. 1, p. 103-109, 2009.
- SODHI, N. S. et al. Southeast Asian biodiversity: an impending disaster. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 19, n. 12, p. 654-660, 2004.
- SOLARI, L. M.; ZACCAGNINI, L. M. Efecto de bordes arbóreos y terrazas sobre la riqueza y densidad de aves en lotes de soja de Entre Ríos, Argentina. **BioScriba** v. 2, n. 2, p. 90-100, 2009.
- SPARKS, T. H.; PARISH, T.; HINSLEY, S. A. Breeding birds in field boundaries in an agricultural landscape. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 60, n. 1, p. 1-8, 1996.
- STOUFFER, P. C. Bird migration and global change by George W. Cox. **Journal of Field Ornithology**, v. 82, n. 3, p. 337-338, 2011.
- SWIFT, T. L.; HANNON, S. J. Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. **Biological Reviews**, v. 85, n. 1, p. 35-53, 2010.
- SYRBE R. U.; MICHEL, E.; WALZ, U. Structural indicators for the assessment of biodiversity and their connection to the richness of avifauna. **Ecological Indicators**, v. 31, p. 89-98, 2013.
- TAYLOR, P. D. et al. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571-573, 1993.
- TELINO-JÚNIOR, W. R. et al. Estrutura trófica da avifauna na Reserva Estadual de Gurjaú, Zona da Mata Sul, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 962-973, 2005.
- TILMAN, D. Biodiversity: population versus ecosystem stability. **Ecology**, v. 77, n. 2, p. 350-363, 1996.
- TIMO, T. P. C. et al. Effect of the plantation age on the use of Eucalyptus stands by medium to large-sized wild mammals in south-eastern Brazil. **iForest**, v. 8, p. 108-113, 2015.
- TSCHARNTKE, T. et al. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. **Biological Conservation**, v. 151, n. 1, p. 53-59, 2012.
- UEZU, A.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentations debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 2, p. 309-318, 2014
- VALENTIN, J. L. **Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos.** Rio de Janeiro: Interciência, 2000. 177 p.
- VAN BAEL, S. A.; BRAUN, J. D.; ROBINSON, S. K. Birds defend trees from herbivores in a Neotropical forest canopy. **Proceedings of the National Academy of Science**, v. 100, n. 14, p. 8304-8307, 2003.
- VANDEWALLE, M. et al. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 10, p. 2921-2947, 2010.
- VELOSO, H. P. Sistema Fitogeográfico. In: INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira.** 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, p. 9-38, 2012.
- VIELLIARD, J. M. E. et al. Levantamento quantitativo por pontos de escruta e o índice pontual de abundância (IPA). In: MATTER, S.V. et al. **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento.** Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. p. 47-60.
- VILLARD, M. A.; HACHÉ, S. Conifer plantations consistently act as barriers to movement in a deciduous forest songbird: a translocation experiment. **Biological Conservation**, v. 155, p. 33-37, 2012.

- VILLARD, M. A.; METZGER, J. P. Review: Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 2, p. 309-318, 2014.
- VOGEL, H. F., ZAWADZKI, C. H.; METRI, R. Partilha ecológica entre *Turdus leucomelas* Vieillot, 1818 e *Turdus rufiventris* Vieillot, 1818 (Aves: Passeriformes) em um fragmento urbano de floresta com araucárias, sul do Brasil. **Biota Neotropical**, v. 11, n. 3, p. 35-45, 2011.
- VOLPATO, G. H.; PRADO, V. M.; ANJOS, L. What can tree plantations do for Forest birds in fragmented Forest landscape? A case study in southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 7, p. 1156-1163, 2010.
- WIKIAVES. **Aves do Brasil**. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com.br/aves>>. Acesso em: jun. 2015.
- WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern, Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 33, n. 1, p. 1-25, 1979.
- XENO-CANTO FOUNDATION. **Xeno-canto**. Disponível em: <<http://www.xeno-canto.org/>>. Acesso em: jun. 2015.
- YAHNER, R. H. Seasonal dynamics, habitat relationships and management of avifauna in farmstead shelterbelts. **The Journal of Wildlife Management**, v. 47, n. 1, p. 85-104, 1983.
- ZURITA, G.A. et al. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: effects on bird communities from the local and regional perspectives. **Forest Ecology and Management**, v. 235, n. 3, p. 164-173, 2006.

CAPÍTULO 2

Permeabilidade da paisagem: qual a resistência do uso do solo agrícola?

RESUMO

A permeabilidade pode ser entendida como a facilidade com que a matriz possibilita a movimentação de indivíduos de uma espécie. Quantificar a variação na permeabilidade da matriz ou inversamente, a resistência de cada uso e cobertura do solo continua a ser um desafio fundamental. A teoria dos grafos apresentou-se como uma evolução, em relação aos métodos tradicionais, nos estudos de conectividade que consideram a questão da permeabilidade da matriz. Neste contexto, o presente estudo teve por objetivo geral avaliar a influência dos padrões espaciais da paisagem, da Floresta Nacional de Capão Bonito e seu entorno, na diversidade de aves. Definiram-se 80 pontos de coletas em quatro níveis de conectividade florestal, previamente definidos nesta paisagem, os quais foram visitados cinco vezes. O método para detecção das espécies foi o dos pontos fixos, com o tempo de amostra em cada ponto sendo 10 minutos. A amostragem de aves permitiu calcular a abundância de espécies por uso e cobertura do solo, por meio do Índice Pontual de Abundância (IPA), o índice de Diversidade de Shannon, e a Riqueza de espécies. Com os valores de IPA foi possível avaliar a similaridade entre os usos e cobertura do solo, por meio de gráficos de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS). Realizou-se a avaliação da permeabilidade da matriz sob a perspectiva da teoria dos grafos, empregando o índice Integral de Conectividade (IIC) para duas situações distintas: considerando os valores de impedâncias (IICc) e sem considerar os valores de impedância (IICe). Para a avaliação da permeabilidade da matriz realizaram-se as análises de redundância (RDA), de NMDS e de regressão múltipla. Com base na similaridade observada entre os habitats definiu-se para as florestas plantadas o valor de 30% de resistência e para agricultura e pastagem, 60%. Para as classes que permitem o movimento das espécies definiu-se o valor como um. Quanto à análise da permeabilidade de matriz, a proporção de agricultura é o uso do solo que tem maior influência sobre a variância da comunidade de aves. Por outro lado, há também influência do IICc entre os remanescentes florestais na variância da comunidade de aves dos remanescentes. A análise da regressão confirma essa influência da agricultura, também, na riqueza de aves e composição das espécies. A intensificação da agricultura reduz a heterogeneidade ao nível local, levando à perda de biodiversidade, a diminuição da permeabilidade da matriz agrícola, aos organismos que habitam fragmentos nativos.

Palavras chave: Ecologia da paisagem. Teoria dos grafos. Avifauna.

1 INTRODUÇÃO

As mudanças de uso e cobertura do solo, naturais ou devido a antropização, têm grandes impactos sobre a estrutura das comunidades (SALA et al., 2000), além de influenciarem na estabilidade dos ecossistemas (resistência e resiliência às mudanças ambientais) (CLELAND, 2012). Em paisagens alteradas e fragmentadas, muitas populações de espécies florestais são confinadas em remanescentes florestais residuais e estão propensas à extinção, dependendo do nível de dispersão dos indivíduos entre os fragmentos (PREVEDELLO; VIEIRA, 2010).

Quantificar essa conectividade entre fragmentos é fundamental para a compreensão dos mecanismos que conduzem a persistência das populações em longo prazo nas paisagens fragmentadas (REVILLA et al., 2004; VAN BUSKIRK, 2012). Hudgens et al. (2012) afirmaram que é reconhecido que a viabilidade da população é mantida por dispersão das espécies em épocas de reprodução e que o sucesso da dispersão depende das características da matriz e ainda da interação da estrutura da paisagem com o comportamento específico da espécie (BURGESS, TREML; MARSHALL, 2012), apesar desta relação crítica a matriz ser comumente considerada apenas como um habitat inadequado ou não-preferencial de algumas espécies (KUEFLER et al. 2010).

A matriz representa o elemento que ocupa a maior extensão na paisagem e que, por esse motivo, tem maior influência no funcionamento dos ecossistemas (ZELLER et al., 2012). É frequentemente considerada uma área heterogênea composta por diversos tipos de usos e coberturas do solo, na qual espécies dependentes de remanescentes, não conseguem residir, implicando em diferentes respostas (de acordo com a espécie) (DAVIES et al., 2001; LINDENMAYER; FRANKLIN, 2002; DRISCOLL et al., 2013).

O estudo das diferentes matrizes de uma paisagem está relacionado com o entendimento da dinâmica de suas populações, visto que abordagens atuais consideram a matriz como áreas inóspitas, mas com espécies capazes de diferenciá-las e utilizá-las de forma distinta, de acordo com a biologia de cada espécie, considerando também a relação entre as espécies e as diferentes matrizes (FRANKLIN; LINDENMAYER, 2009; ABEN et al., 2012; ZELLER et al., 2012).

A permeabilidade é a característica que representa a capacidade dos organismos movimentarem-se livremente na paisagem (i.e.: entre fragmentos-matriz-fragmentos) (RICKETTS, 2001; SINGLETON et al., 2004). Dessa forma, a permeabilidade pode ser entendida como a facilidade com que a matriz, de uma paisagem, possibilita a movimentação de indivíduos de uma espécie entre os fragmentos de habitat. Quantificar, contudo, esta

variação na permeabilidade da matriz ou inversamente, a impedância de cada uso e cobertura do solo denominada de resistência por alguns autores (SINGLETON et al. 2004; CHARDON et al. 2003; SUTCLIFFE et al. 2003; ZELLER et al., 2012), continua a ser um desafio fundamental.

Goulart et al. (2015) ressaltam que a matriz pode ser utilizada, por algumas espécies, como habitat suplementar para forrageamento e reprodução. Cosentino et al. (2011) afirmam que a biota responde ao uso e cobertura do solo predominante na matriz e, conseqüentemente, à estrutura da paisagem de forma peculiar, onde as espécies mais plásticas e generalistas conseguem se adaptar mais rapidamente às áreas fragmentadas. Desse modo, destaca-se a importância do estudo da matriz, pois suas características afetam a persistência das espécies na paisagem alterando a riqueza e diversidade das espécies no ambiente (BENGTSSON et al., 2003; PARDINI et al., 2010; BRADY et al., 2011).

Matrizes consideradas mais permeáveis (i.e. que permitem a movimentação das espécies) podem promover a dispersão (BAUM et al., 2004; RÖSCH et al., 2013), por meio da redução do nível de isolamento e, também, com o aumento da taxa de imigração das populações. Dessa forma, haveria o equilíbrio no número de fragmentos ocupados (VANDERMEER; CARVAJAL, 2001; FAHRIG, 2007; WATTS et al., 2010). A matriz pode, ainda, servir como fonte de recurso, como habitat complementar e facilitar o deslocamento das espécies (GASCON et al., 1999; BANI et al., 2002; BAUM et al., 2004; ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005; PFLÜGER; BALKENHOL, 2014).

Para compreender o efeito da permeabilidade, na dispersão das espécies, autores como Berggren et al., (2002) e Heine et al., (2003) realizaram experimentos com invertebrados em paisagens artificiais. Os métodos utilizavam um estímulo para testar a dispersão das espécies. Em aves, por exemplo, o canto de uma espécie florestal foi reproduzido em área aberta para avaliar sua passagem (ST. CLAIR et al., 1998; BÉLISLE; DESROCHERS, 2002). Para pequenos mamíferos e algumas aves utilizou-se a translocação, para verificar se as espécies atravessavam a matriz entre fragmentos (BOWMAN; FAHRIG, 2002; MCDONALD; ST. CLAIR, 2004; BRIDGMAN et al., 2012; LAWES et al., 2013).

A paisagem, na teoria dos grafos, passa a ser representada por meio de um gráfico, o qual considera a estrutura e qualidade da paisagem entre manchas de habitat que podem impedir a movimentação de espécies. Em tais gráficos, as ligações entre manchas são ponderadas de acordo com a qualidade da matriz (maior ou menor permeabilidade) (RAYFIELD et al., 2011). Considerando uma perspectiva ecológica as ligações podem ser estabelecidas com base em uma espécie animal, por meio de dados a respeito de sua

capacidade de movimentação os que definem as verdadeiras relações funcionais entre os fragmentos.

A teoria dos grafos apresentou-se como uma evolução, destes métodos tradicionais, nos estudos de conectividade que consideram a questão da permeabilidade da matriz. Seu sucesso está relacionado, em especial, a sua capacidade de considerar a paisagem sob a perspectiva de uma espécie e, sobretudo, sua capacidade de dispersão (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007; SAURA; TORNÉ, 2009; SAURA; RUBIO, 2010, FOLTÊTE et al., 2012; FOLTÊTE et al., 2014).

Neste contexto, o estudo objetivou avaliar a permeabilidade de uma paisagem agrícola à conexão florestal, tendo por base espécies de aves. Os objetivos específicos foram: quantificar o nível de impedância associado aos usos e cobertura dos solos da paisagem agrícola e, identificar as alterações na comunidade de aves local em função dos níveis de impedância.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A paisagem agrícola estudada localiza-se entre os paralelos 23° 45' 25"S e 24° 04' 59"S e meridianos 48° 38' 26"O e 48° 23' 32"O, no sudoeste do estado de São Paulo, Brasil e é formada pela Floresta Nacional (FLONA) de Capão Bonito além de uma faixa de entorno de 10 km a partir de seus limites. A largura da faixa está em acordo com as definições do SNUC (2000) no que se refere à zona de amortecimento ao redor dos limites das UCs, visto que a FLONA ainda não apresenta plano de manejo. A FLONA tem área de 4.773,83 ha e a faixa de entorno de 69.790,65 ha, totalizando 74.575 ha, os quais estão distribuídos entre os municípios de Capão Bonito, Buri, Taquarivaí e Itapeva. O clima da região é o tropical de altitude, com temperatura média mensal superior a 22°C e, classificado por Koeppen, como do tipo CWa (CEPAGRI, 2013). O relevo é suavemente ondulado, com altitudes entre 600 e 700 m (ROSS; MOROZ, 1997). Os solos são pertencentes aos grandes grupos Arenoquartzosos profundos e Latossolos vermelho-amarelo (PEIXOTO, 2010).

A FLONA localiza-se em uma área estratégica para a conservação, pois dista aproximadamente 65 km, ao sul, do Parque Estadual Intervales, a sudeste do Parque Estadual Carlos Botelho, a noroeste da Estação Ecológica de Angatuba, servindo assim como um conector da paisagem dessa região. Dessa forma, essa paisagem é foco de estudo de diversos grupos de pesquisadores de Universidades, de Institutos de Pesquisas e de Organizações não-governamentais.

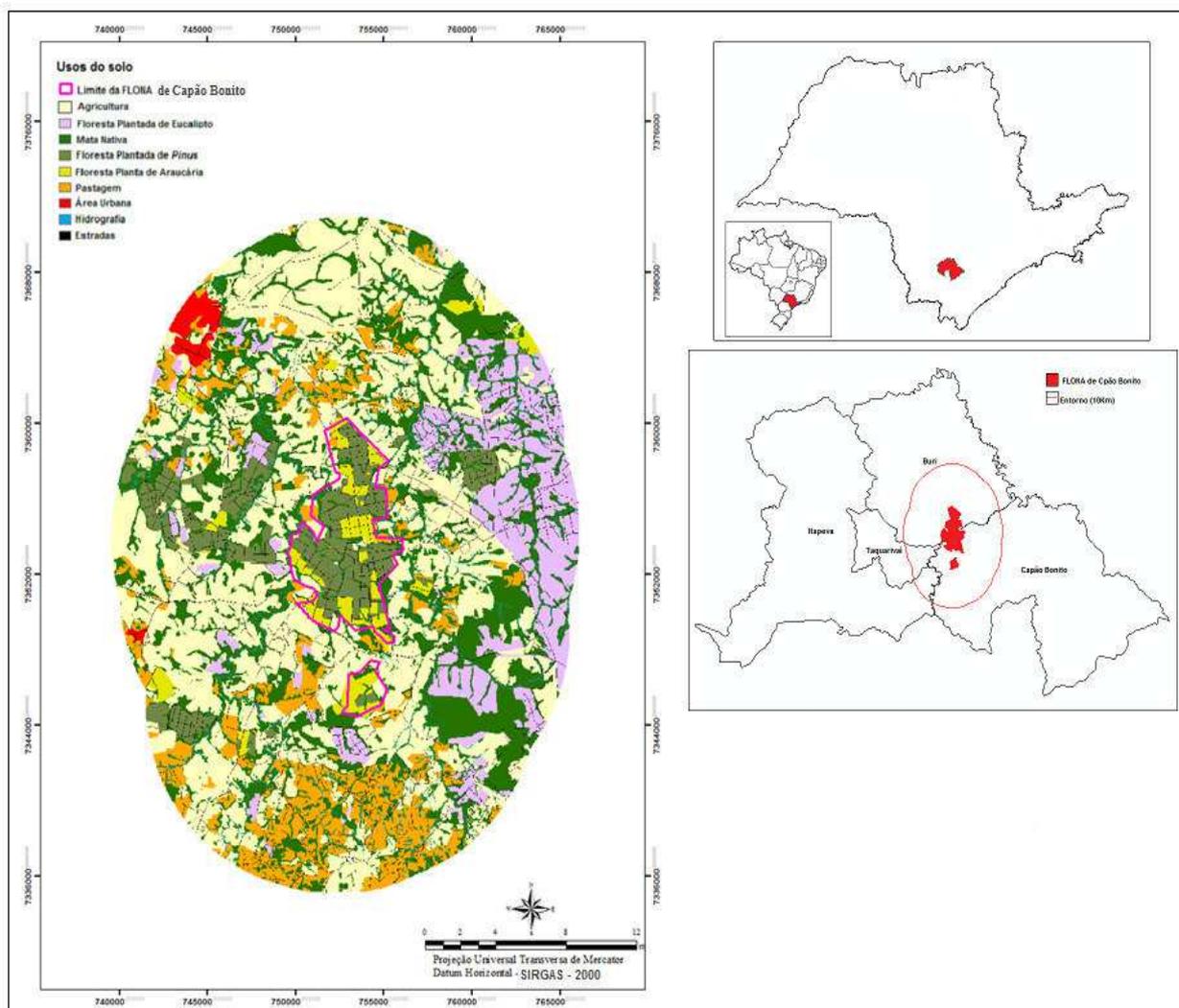


Figura 1 - Localização e uso e cobertura da FLONA de Capão Bonito e seu entorno (ano 2015), no estado de São Paulo, Brasil.

Fonte: Matos, 2015.

Inicialmente a área, hoje compreendida pela UC, era nomeada de Instituto Nacional do Pinho (INP) e, apenas em 1968 passou a ser administrada pelo Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF), momento em que recebeu a classificação de Unidade de Conservação (UC) da categoria Floresta Nacional (FLONA). Por consequência deste histórico a paisagem, que se constitui na área de estudo, caracteriza-se por um mosaico vegetacional, formado por duas glebas de diferentes tamanhos, separadas por uma rodovia estadual. A FLONA é assim, formada pela Gleba I, conhecida como “Presidente Aristedes Largura”, com cerca de 3.961,73 hectares. Nesta gleba foram plantados os primeiros povoamentos de *Araucaria angustifolia*, em 1945, e de *Pinus elliottii*, em 1959. A Gleba II, distante cerca de 11 km da primeira, possui 382,60 hectares tendo seus primeiros talhões reflorestados também com *Araucaria angustifolia*, em 1947/1949, e *Pinus elliottii*, em 1965.

O mapa de uso e cobertura do solo, produzido por Matos (2015), indica que a FLONA apresenta em sua porção de menor tamanho, gleba II, a presença de pequeno percentual de ocupação com agricultura. Mas na área total de estudo a agricultura, composta por plantios de soja, trigo, laranja e milho, ocupa 40%. Este uso constitui-se a matriz dominante da paisagem sendo sua ocorrência fora dos limites da UC.

As áreas de pastagens concentram-se especialmente na porção sul da área de estudo, ocupando 10,77% de sua área total, o qual está distribuído em 287 manchas. As áreas urbanizadas ocupam menos de 1% da paisagem, representando dois pequenos centros urbanos da região (Buri e Taquarivaí), localizados a oeste da área de estudo e com aproximadamente 23 mil habitantes. A malha viária e a rede hidrográfica ocupam 2,55% e 1,31% desta paisagem, respectivamente (MATOS, 2015).

Nos limites da UC as florestas plantadas de pinus e araucária são os usos e coberturas dos solos predominantes, em especial, na sua porção de maior tamanho, gleba I. As florestas plantadas ocupam da área total 20,62%, distribuída em plantios de pinus (6,71%), de araucária (2,85%) e de eucaliptos (11,06%). Os plantios de eucalipto, por sua vez, estão principalmente no entorno, a nordeste da UC e, pertencem a uma empresa de papel e celulose.

As vegetações nativas caracterizam-se como formações florestais Ombrófila Densa e a Estacional Semidecidual (VELOSO, 2012), representa 24,45% da paisagem e estão distribuídas em 941 fragmentos de tamanhos variados. Esta categoria de cobertura do solo é pouco representativa dentro da UC e seus maiores remanescentes estão na região do entorno, próximo aos plantios de eucalipto (MATOS, 2015). Essa paisagem possui remanescentes do bioma Mata Atlântica – já classificado por Myers et al. (2000) como um dos cinco “*hotspots*”, dentre os 25 identificados mundialmente (MITTERMEIER et al., 1998); sendo assim uma área de importância para a conservação da biodiversidade.

2.2 Níveis de Impedância dos Usos e Cobertura do Solo

A impedância indica a resistência de um uso ou cobertura do solo à movimentação de espécies e, portanto, à conectividade entre os fragmentos. Neste estudo consideraram-se espécies de aves, as quais oferecem uma ampla compreensão do processo de conectividade florestal.

O delineamento amostral para a detecção de espécies de aves levou em consideração a estrutura da paisagem (i.e. diferentes usos e coberturas do solo), por meio da realização de uma prévia avaliação da paisagem, quanto ao nível de proximidade entre os remanescentes florestais (extraídos do mapa de uso e cobertura do solo). Para isto, gerou-se o mapa de

proximidade entre os remanescentes florestais, utilizando-se o programa Conefor Sensinode 2.6 (SAURA; TORNÉ, 2009). Considerando a amplitude de proximidade entre os remanescentes florestais, deste mapa, definiram-se quatro níveis de conectividade florestal na paisagem: médio-baixo, médio, médio-alto e alto. Os fragmentos florestais foram, assim, agrupados segundo estes níveis e a paisagem, por consequência, dividida em quatro quadrantes de conectividade florestal (Figura 2A).

Para a suficiência amostral definiu-se para cada quadrante quatro trilhas alocadas aos pares, totalizando assim 16 trilhas com distância mínima entre cada par de 500m. O comprimento das trilhas foi definido em 1 km, saindo de um fragmento florestal (ponto um) passando por três pontos de diferentes usos e cobertura do solo e chegando a outro (ponto cinco) (Figura 2B). Os pontos de observação foram marcados com fita zebra e georreferenciados com auxílio de receptor GPS de navegação.

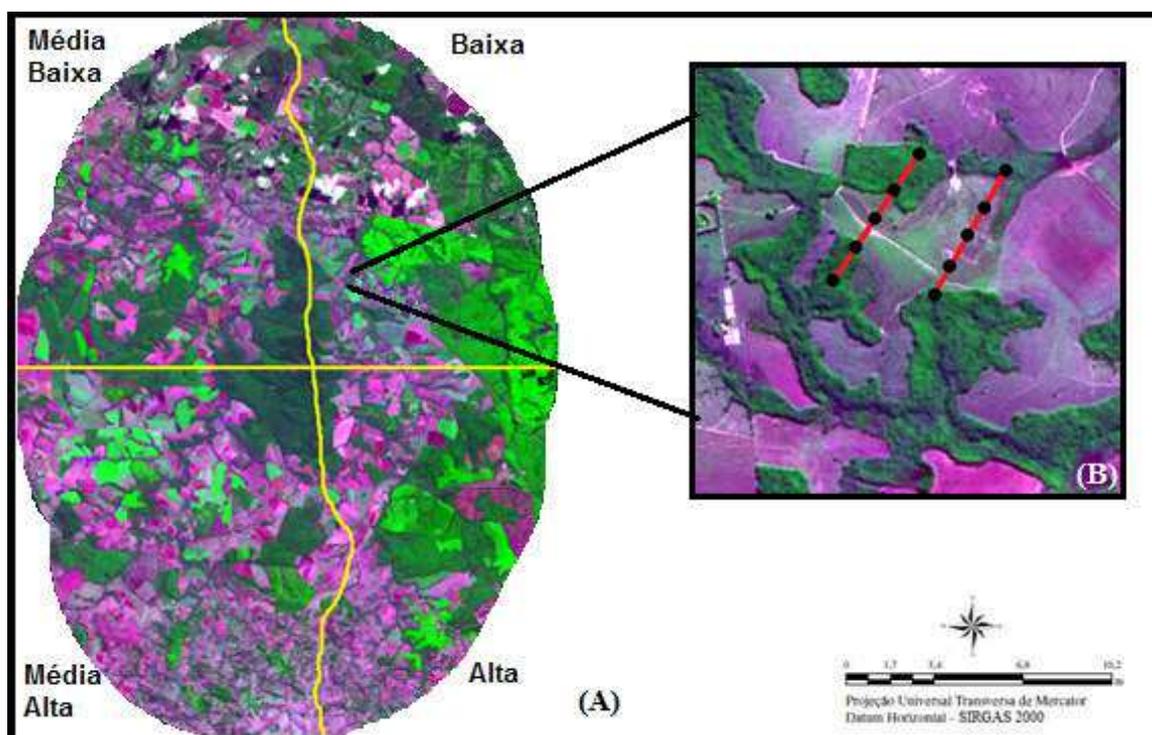


Figura 2 - (A) quadrante de acordo com níveis de conectividade da área de estudo (B) pontos de coletas alocados nas trilhas.

Obteve-se, desta forma, o total de 80 pontos amostrais (para observação de aves), distribuídos pelos diferentes tipos de usos e cobertura do solo, os quais foram visitados cinco vezes (cinco campanhas de campo), ao longo de um ano de coleta (dezembro/2013 a dezembro/2014).

Utilizou-se o método de pontos fixos (ROBBINS, 1978), na amostragem das espécies de aves. Reynolds et al. (1980) e Anderson et al. (1979) afirmam que o método permite

avaliar a área de estudo com maior uniformidade. As coletas foram realizadas nos primeiros 30 minutos após o amanhecer, estendendo-se por cerca de três horas, com tempo de observação em cada ponto de dez minutos (LYNCH, 1995; RALPH et al., 1995).

Utilizaram-se binóculos e gravador de voz, o qual permitiu a posterior identificação das espécies, por meio da consulta à especialistas e auxílio de guias sonoros (<http://www.xeno-canto.org>) e sites de dados ornitológicos (<http://www.wikiaves.com.br/>). A nomenclatura das espécies está de acordo com a nona edição da lista de aves do Brasil (CBRO, 2014).

A amostragem de aves permitiu calcular a abundância de espécies por uso e cobertura do solo, por meio do Índice Pontual de Abundância (IPA) e, também, o índice de Diversidade de Shannon, e a Riqueza de espécies para os 29 pontos de coleta em mata nativa, por meio do programa BiodiversityR (KINDT; COE, 2005).

O número de registro de espécies foi apresentado com a transformação pelo método de Hellinger, para reduzir o viés imposto pelas espécies com maior número de registros, apresentado com base nos dados de abundância (LEGENDRE; GALLAGHER, 2001). Realizou-se a curva de acumulação de espécies para verificar a suficiência amostral (PILLAR, 2004).

Com os valores de IPA foi possível avaliar a similaridade entre os usos e cobertura do solo, por meio de gráficos de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), com 999 permutações. Estes gráficos são gerados a partir de uma matriz que, por sua vez, é calculada a partir do índice de similaridade de Bray-Curtis (CLARKE; GORLEY, 2006). Para isto, agrupou-se os usos e coberturas do solo (MATOS, 2015), nas seguintes categorias:

- (i) Mata nativa (MNA): remanescentes de vegetação nativa da paisagem de estudo;
- (ii) Floresta plantada (FP): áreas ocupadas por florestas plantadas de pinus, eucalipto e araucária;
- (iii) Agricultura (AGRP): áreas ocupadas por agricultura (soja, milho, trigo e laranja) e por pastagens.

Para a avaliação da distância espacial (visualizada nos gráficos NMDS), existente entre as categorias de uso e cobertura do solo, realizou-se o teste PERMANOVA (ANDERSON, 2001), baseado nas dessemelhanças impostas pela matriz.

2.3 Permeabilidade da Matriz

Realizou-se a avaliação da permeabilidade da matriz sob a perspectiva da teoria dos grafos, empregado o índice Integral de Conectividade (IIC), proposto por Saura e Pascual-

Hortal (2007). O índice considera, para seu cálculo, os valores de impedância dos usos e cobertura do solo e, também, a presença ou ausência de conexão, de acordo com a distância entre os fragmentos, além da própria área dos remanescentes florestais. Desse modo indica a conectividade da paisagem com base na permeabilidade da matriz. Quanto maior valor do índice maior a conectividade da paisagem (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007).

O Índice Integral de Conectividade (IIC) varia de zero a um (1), e leva em consideração a área ligada existente dentro de cada fragmento, o fluxo de dispersão estimado entre os fragmentos e a importância do fragmento para manutenção do grafo (importância de manter conectividade com outros fragmentos). Para cálculo do índice IIC, empregou-se o programa Graphab (FOLTÊTE et al., 2012).

A análise da permeabilidade da paisagem foi feita com base em um gráfico (teoria dos grafos) que permite considerar tanto a estrutura, como a qualidade do uso e cobertura do solo que está entre os remanescentes (i.e. fragmentos de floresta nativa). Os fragmentos são representados como nós, sendo que seu tamanho está relacionado à área e a forma daqueles que representam (Figura 3B). As ligações entre fragmentos são representadas por linhas, de acordo com a impedância do uso e cobertura do solo, que está entre os fragmentos (Figura 3B) (LAITA et al., 2011; RAYFIELD et al., 2011).

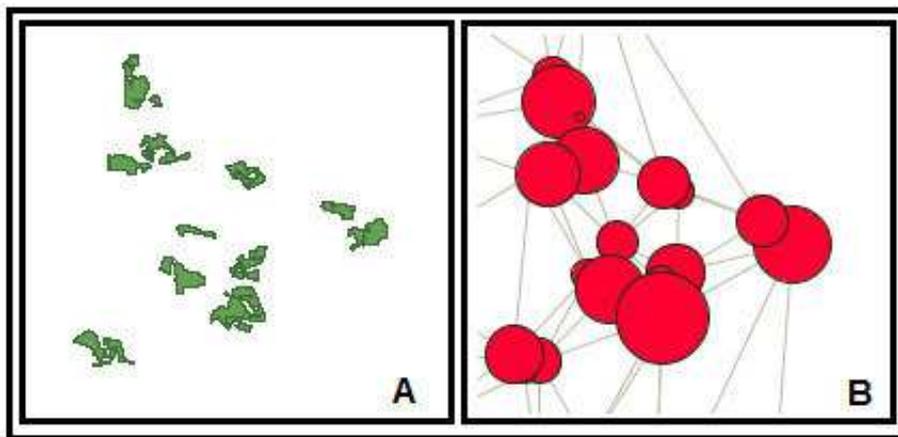


Figura 3 - Fragmentos florestais da área de estudo (A), sua representação por meio de nós e de seus eixos de conexão por linhas (B).

Definiu-se, para a elaboração dos grafos, a distância máxima de dispersão de 500 m para as aves. Consideraram-se, para isto, os resultados dos estudos de dispersão faunística de Carvalho e Villar (2005) e do estudo de dispersão em matriz de Crouzeilles et al. (2010). Considerando este valor, calculou-se IIC para duas situações distintas: considerando os valores de impedâncias, definidos para as classes de uso e cobertura do solo (IICc), e sem considerar os valores de impedância, ou seja, considerando apenas as distâncias euclidianas (IICe) entre os remanescentes.

Utilizou-se para IICe o valor de 500 m como limiar de distância, já para o IICc o limiar utilizado foi o custo acumulado de 5000 (valor acumulado somando as impedâncias de um eixo de conexão). Esses valores foram definidos pelos pontos que marcaram a inflexão da linha resultante da plotagem dos dados de IIC, no programa Graphab (FOLTÊTE et al., 2012).

Para as análises da permeabilidade considerou-se uma faixa de entorno de 125m, ao redor dos pontos amostrais para, desta forma, identificar os usos e cobertura dos solos vizinhos aos remanescentes florestais.

Para a avaliação da permeabilidade da matriz realizaram-se as análises de redundância (RDA), de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) e de regressão múltipla. Para realizar as análises foi preciso transformar os índices de conectividade pela função Arco-Seno. A análise de Redundância (RDA) é uma extensão da análise de regressão múltipla, geralmente, utilizada para modelar dados de resposta multivariada (BORCARD et al., 2011). Seu principal resultado é a ordenação dos dados, neste caso de composição da comunidade de aves, em relação a conectividade da paisagem (i.e. em função de IICc e IICe). Realizaram-se três RDAs, sendo que a primeira considerou a proporção de uso e cobertura do solo, no entorno dos fragmentos florestais. Na segunda, utilizou-se os dados de IIC com e sem impedância e, na terceira analisou-se a ordenação dos dados, considerados significativos nas duas análises anteriores.

A análise por meio de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) baseou-se em uma matriz, a qual foi calculada pelo índice de similaridade das espécies (Bray-Curtis, com 999 permutações). Dessa forma, foi possível reduzir a dimensionalidade dos dados de composição de espécies (transformada por Hellinger), para um eixo de ordenação multivariada (MCCUNE; GRACE, 2002).

Com os resultados do NMDS, da Diversidade de Shannon e da Riqueza das espécies, realizaram-se três regressões lineares múltiplas, para verificar a influência das variáveis significativas, previamente selecionadas pelas RDA's (considerando os dados de comunidade de aves).

3 RESULTADOS

Com os dados obtidos das coletas de aves nos 29 remanescentes de mata nativa (pontos amostrais), obteve-se a composição da comunidade e aves e a curva do coletor, apresentadas na Figura 4.

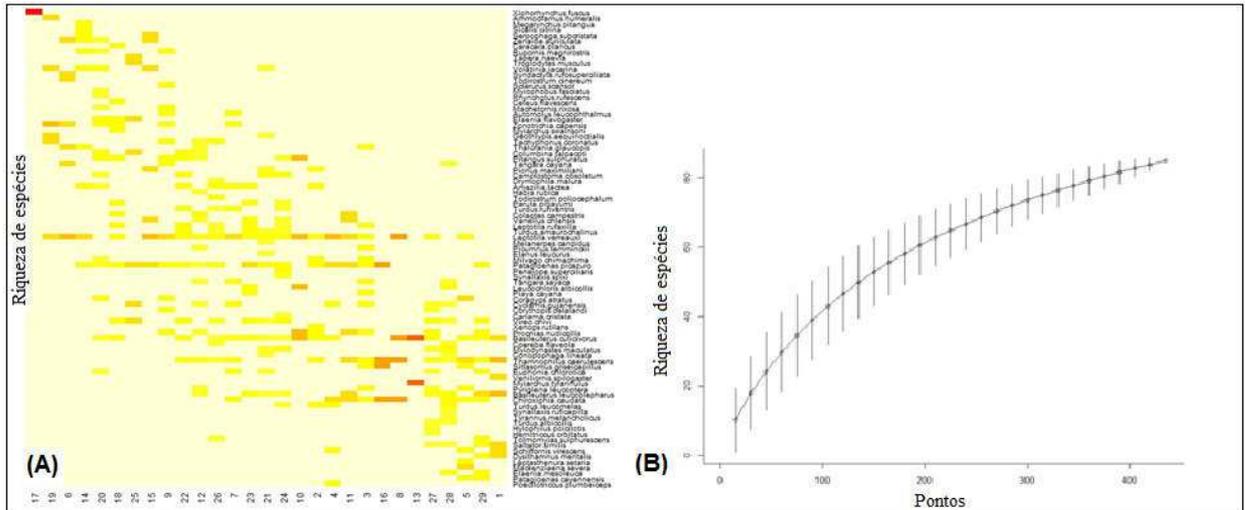


Figura 4 - (A) Número de registros de espécies com transformação de Hellinger, indicando as cores mais intensas (vermelho e laranja) o maior número de registro da espécie, (B) Curva de acumulação das espécies.

A Figura 4A ilustra a composição de aves, transformada pelo método de Hellinger, a fim de, reduzir o viés das espécies com maior abundância. A curva de acumulação de espécies (Figura 4B) não apresentou estabilização em um único patamar. Com os dados obtidos da avifauna observou-se, contudo, diferenças nos padrões de abundância, distribuição das espécies detectadas e, também, na composição da comunidade.

A riqueza de espécies e a diversidade de Shannon, a partir dos dados de composição não transformados, são ilustradas na Figura 5.

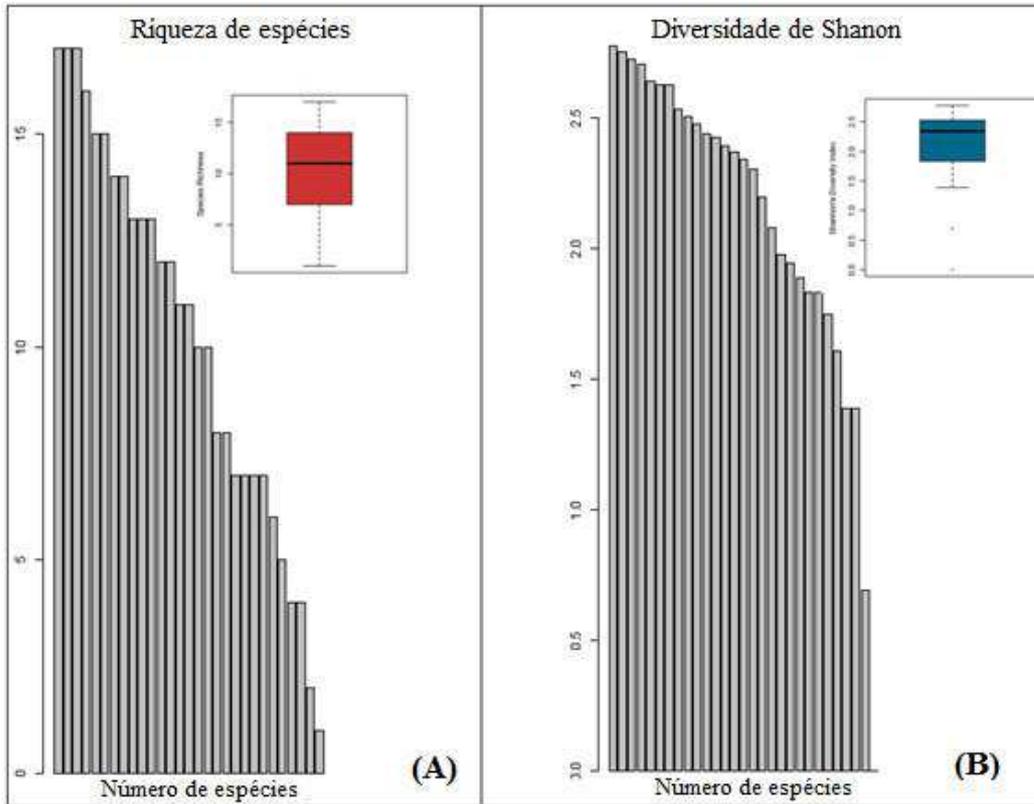


Figura 5 - (A) Riqueza de espécies (B) Índice de diversidade de Shannon.

A riqueza de aves da FLONA de Capão Bonito e entorno apresentou variação de um a 17 espécies, de acordo com cada ponto de coleta (Figura 5A). Esse baixo número de espécies por ponto é consequência dos fragmentos serem pequenos (tamanho médio de 82,11 ha) e, assim terem intenso efeito de borda. Já o índice de diversidade de Shannon, teve variação com valor mínimo de zero até o valor máximo de aproximadamente 2,80 (Figura 5B), como resultado da influência da matriz na conectividade dos fragmentos.

A análise de similaridade por meio de IPA indicou a existência de alta similaridade (Figura 6) entre a abundância de MNA e FP, representado pelo polígono vermelho sobreposto quase totalmente ao azul. Também indicou a dissimilaridade entre a abundância de AGRP e MN e entre AGRP e FP. O teste de PERMANOVA apresentou que MNA e FP têm diferenças significativa ($p= 0,0124$) quanto a abundância de espécies, assim como MNA e AGRP ($p= 0,0001$) e AGRP e FP ($p= 0,0001$). Ou seja, há diferença de abundancia entre essas três categorias.

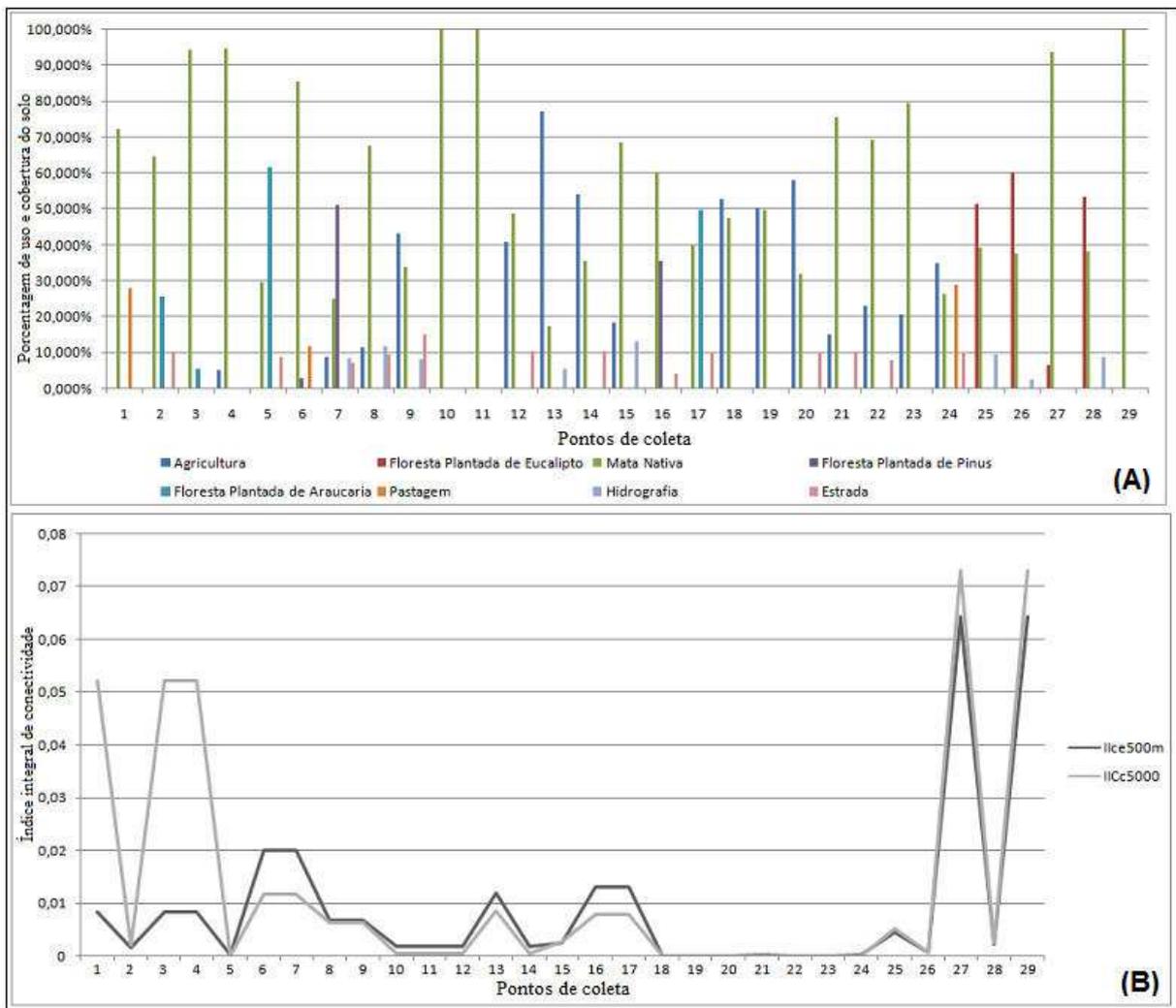


Figura 7 - (A) Porcentagem de uso e cobertura do solo entorno de cada ponto (raio de 125 m) (B) Valores observados de IICc e IICe para cada ponto.

Os remanescentes florestais da área de estudo diferenciam-se entre si, quanto ao uso e cobertura do solo de seu entorno. A maioria deles tem, no entanto, como vizinhos próximo outros remanescentes de mata nativa. Obteve-se que em 16 dos 29 pontos amostrados este foi à vizinhança predominante. Para outros sete a predominância na vizinhança foi de agricultura, três com predominância de Floresta Plantada de Eucalipto, dois com predominância de Floresta Plantada de araucária e um com predominância de Floresta Plantada de Pinus.

Observou-se variação nos índices de conectividade, sendo que o IICc é maior que o IICe para a maioria dos pontos, o que representa a importância desses fragmentos na paisagem quanto a biodiversidade local, devido a influencia da pela matriz agrícola.

A análise da influência dos usos e coberturas do solo, sobre a variância na composição da comunidade de aves, está na Figura 8.

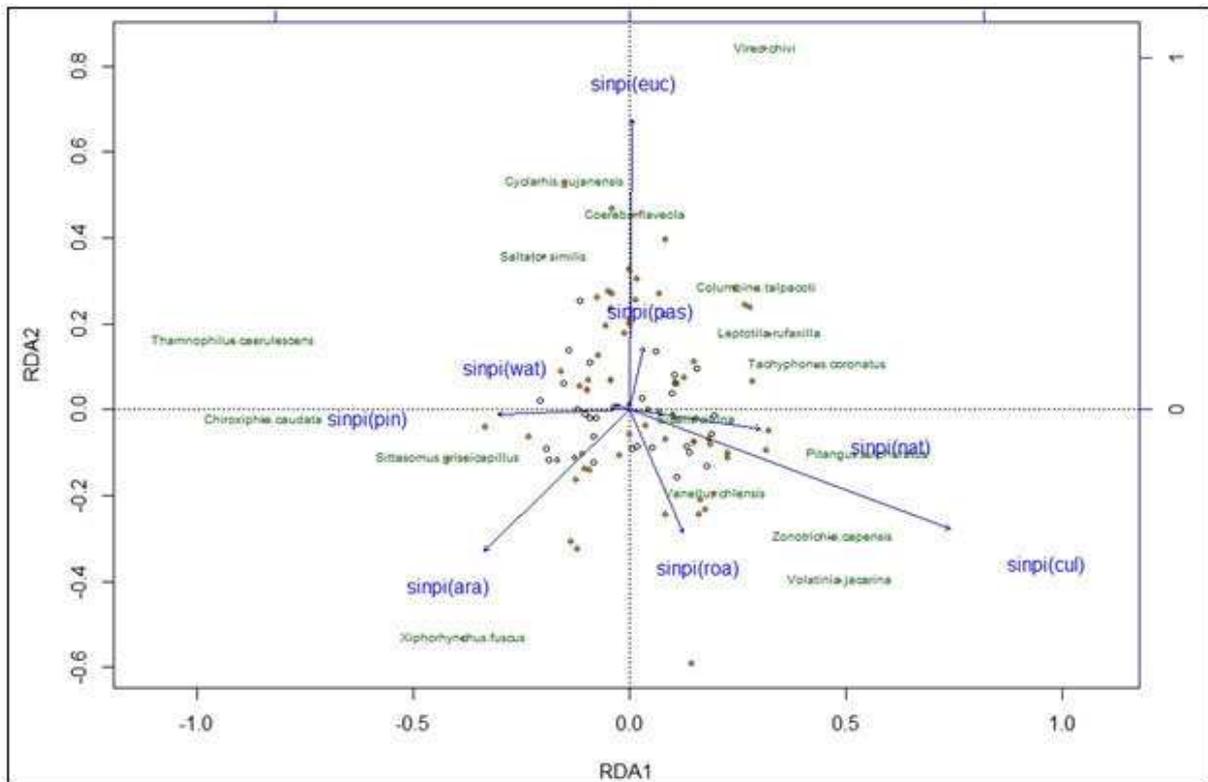


Figura 8 - Ordenação da composição de espécies e usos e coberturas do solo: os pontos representam as espécies de aves (comunidade de Hellinger) e as setas azuis as variáveis proporção de pinus (pin), proporção de eucalipto (euc), proporção de araucária (ara), proporção de pastagem (pas), proporção de nativa (nat), proporção de agricultura (cul), proporção de rios (wat), proporção de estrada (roa).

Os usos e cobertura do solo (Figura 8, setas azuis) apresentaram diferentes distâncias de ordenação na composição da comunidade de aves, sendo que, a proporção de agricultura apresenta variância significativa nessa composição. A ANOVA, resultante desse RDA, confirmou que a proporção de agricultura é o uso do solo que, significativamente, causa alteração na variância da composição da comunidade de aves local.

Os índices de conectividades também apresentaram diferentes intensidades de variância na composição (Figura 9).

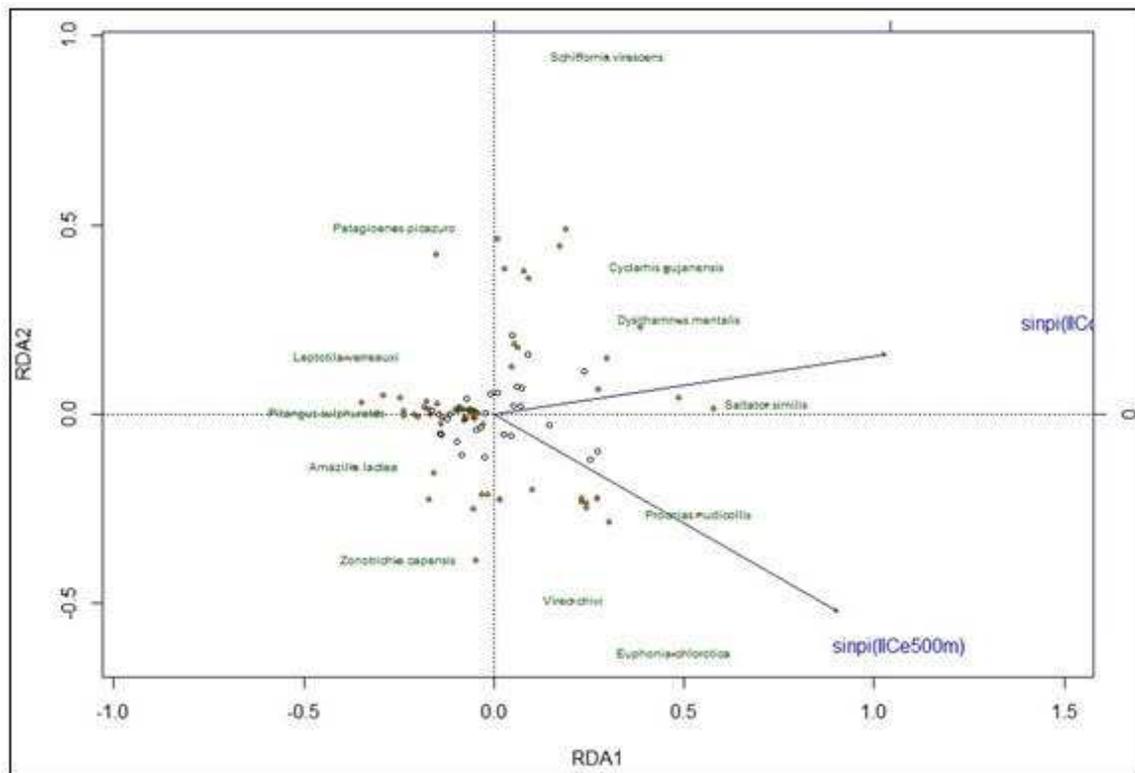


Figura 9 - Ordenação da composição de espécies e Índice Integral de Conectividade sem impedância (IICe500m) e Índice Integral de Conectividade com impedância (IICc5000): os pontos representam as espécies de aves (comunidade de Hellinger) e as setas azuis as variáveis IICe500m e IICc5000.

As setas azuis (Figura 9) representam os índices de conectividade IICc e IICe e encontram-se em quadrantes diferentes, com comprimentos similares e, portanto, não diferem significativamente quanto suas influências na composição da comunidade de aves (ANOVA, $p < 0,05$). A influência do IICc, no entanto, não é desprezível, uma vez que se observa graficamente que sua seta apresenta inclinação mais próxima ao eixo de ordenação (Figura 9).

A RDA apresentada na Figura 10 considera dados de IICc e proporção de agricultura quanto suas influências na composição de aves.

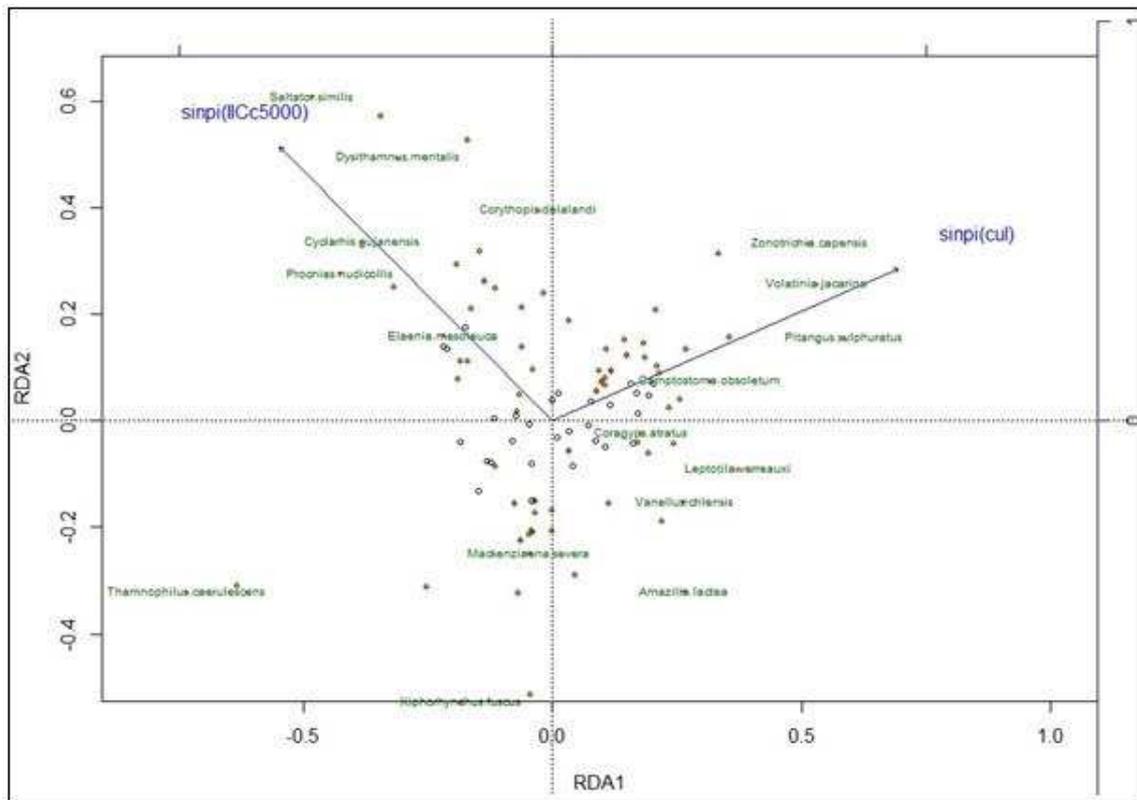


Figura 10 - Ordenação para a composição de espécies, proporção de agricultura (cul) e Índice Integral de Conectividade com impedância (IICc5000): os pontos representam as espécies de aves (comunidade de Hellinger) e as setas azuis as variáveis IICc5000 e proporção de agricultura (cul).

A proporção de agricultura (cul) apresenta a influência significativa (ANOVA, $p < 0,05$) na alteração da variância da comunidade de aves (Figura 10). A superfície ajustada da última análise de RDA na Figura 11, a fim de se identificar a influência de cada variável sobre os pontos de coletas analisados.

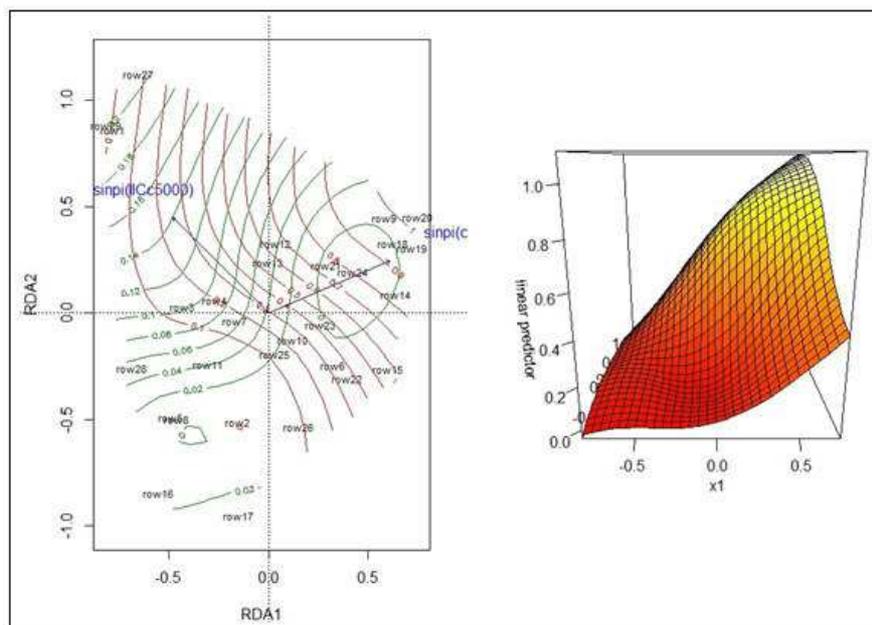


Figura 11 - Superfície ajustada da ordenação para a composição de espécies, proporção de agricultura (cul) e Índice Integral de Conectividade com impedância (IICc5000).

Obeve-se que, as maiorias dos pontos de coletas encontram-sena área de influência da proporção de agricultura representada pelas linhas de cores vermelhas, enquanto poucos se encontram na área de influência do IICc, linhas verdes. Os pontos são ordenados de forma mais aguda pela variação da proporção de agricultura.

O gráfico NMDS da comunidade de aves, que representa o quanto da ordenação explica a variação na comunidade está na Figura 12. De acordo com ele, houve 54% por ajuste linear e 82% pelo ajuste não- métrico.

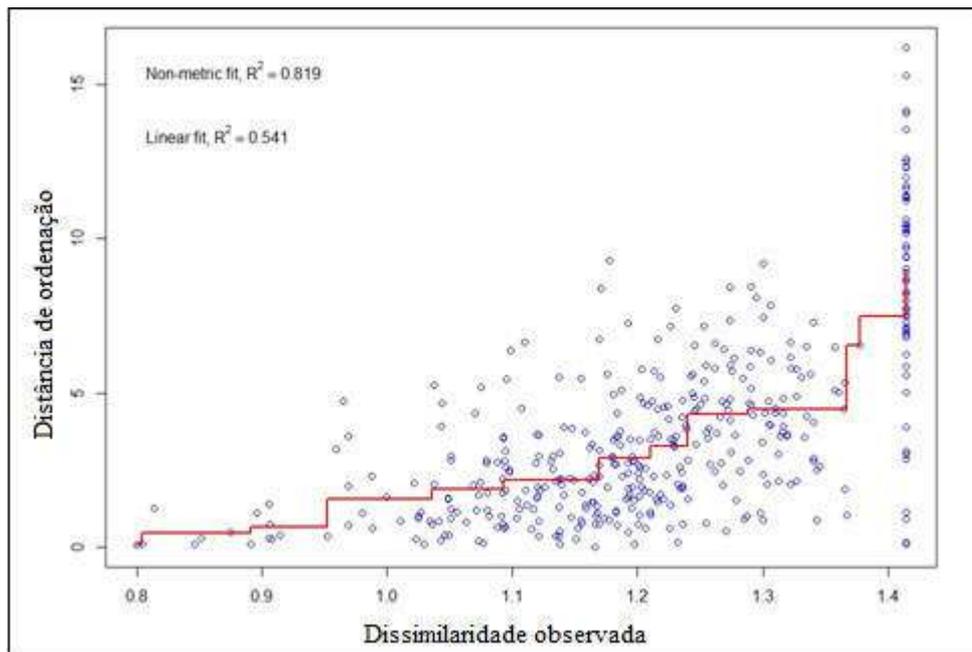


Figura 12 - Distância de ordenação pela dissimilaridade observada com ajuste linear.

A análise de regressão múltipla, do NMDS, indicou que a influência da proporção de agricultura na composição das espécies é significativa. Também se realizou regressão múltipla com a riqueza e diversidade de Shannon, sendo a proporção de agricultura foi significativamente positiva ($p < 0,05$) apenas para a riqueza de espécies.

4 DISCUSSÃO

Com base na similaridade observada entre os habitats (Figura 6) obteve-se que as florestas plantadas representam cerca de 30% de resistência (impedância) para o deslocamento das aves, já que proporcionam condições de sobrevivência para as aves semelhantes à mata nativa, oferecendo uma diversidade de recursos (BROWN, 2007). Ou seja, apresentam maior contribuição para a manutenção da biodiversidade de espécies mais sensíveis quando comparado com outros tipos de matrizes.

Dessa forma, pode-se considerar que estas matrizes, com estrutura florestal estabelecida, permitem viabilizar o manejo ecológico (GARCIA et al., 2013). Fonseca et al., (2009) demonstraram que, quando são realizados manejos ecológicos em plantios de espécies exóticas, como o pinus e eucalipto essas matrizes podem abrigar alta biodiversidade, entre espécies de mamíferos, aves, anfíbios e plantas.

Já a dissimilaridade observada para agricultura e pastagem (Figura 6), levou a definição de um grau de impedância maior, 60%. Esses ambientes são abertos e sofrem com a erosão do solo, maior influência do vento, maior incidência de luz e menor umidade (BUREL, 1996).

Os valores de resistência ou impedância definidos para cada classe de uso e cobertura do solo (ZELLER et al., 2012) foram definidos de acordo com a espécie em estudo. Para as classes que permitem o movimento das espécies definiu-se o valor como um, pois corresponde a classes permeáveis. Os valores de impedância são cumulativos para os eixos de conectividade (“links”) e, um alto valor (habitats intransponíveis pela espécie) pode levar a remoção desses eixos do gráfico, ou seja, diminuindo a conectividade da paisagem (ADRIAENSEN et al, 2003; ROTHLEY, 2005).

Para a mata nativa o valor de impedância definido foi 1% (maior permeabilidade), pois esse habitat apresenta estrutura heterogênea e complexa, o que proporciona grande diversidade de recursos, possibilitando a persistência de espécies capazes de colonizar áreas de floresta plantada, além de espécies de borda e agrícolas (MENDONÇA-LIMA, 2014). O valor de impedância de 1% também foi definido para a rede hidrográfica, em função dos rios não se constituírem em uma barreira de deslocamento, para as espécies de aves da região. Além disso, os rios apresentam, em sua maioria, mata nativa em seu redor (APP), o que beneficia a presença de diversas espécies. Essas formações vegetais, ao redor dos corpos d’água, são importantes em termos de manutenção de biodiversidade e, podem ser consideradas como recursos essenciais para sobrevivência da fauna na região (REDFORD; FONSECA, 1986).

Quanto à análise da permeabilidade de matriz, a RDA (Figura 8) apresentou que a proporção de agricultura é o uso do solo que tem maior influência sobre a variância da comunidade de aves. No caso, favorece a permanência de espécies generalistas na área de estudo. A intensificação da agricultura nas paisagens leva a homogeneização e causa efeitos prejudiciais na comunidade de aves, alterando as espécies presentes na região de acordo com a estratégia de nidificação, requisitos para reprodução, exigências alimentares, entre outros (TEILLARD et al., 2015).

A diferença encontrada na composição de espécies de aves, para cada tipo de matriz, está relacionada com as características dos remanescentes florestais, sendo estas intrínsecas ou relacionadas à dinâmica dos habitats no seu entorno. Os fatores internos, dos remanescentes, são aqueles determinados a forma, ao tamanho, a área nuclear e densidade e qualidade da vegetação, de acordo com a idade do remanescente (FAHRIG, 2011; CHAZDON, 2012). Essas características limitam, por sua vez, a composição da vegetação e sua estrutura, alteram os recursos oferecidos para a fauna influenciando diretamente na composição das espécies (MARTENSEN et al., 2012; NEWBOLD et al., 2013).

No caso da matriz agrícola (Figura 6), muitos fatores estão ligados ao seu ciclo de plantação, visto que envolve mudanças periódicas na estrutura do seu entorno, de acordo com a idade da cultura, época de preparo do solo, manutenção e colheita, geralmente realizados com maquinários pesados (CANELLAS et al., 2003).

Por outro lado, há também a influência da conectividade entre os remanescentes florestais na variância da comunidade de aves dos remanescentes, sendo que os IICc têm maior influência do que o IICe (Figura 9). A maior influência do índice calculado com impedância ocorre por ele apresentar valores de conectividade, que representam a real importância, de cada fragmento, para a constituição da rede de grafos formada (SAURA; PASCUAL HORTAL, 2007).

Dessa forma, foi possível observar que a influência da permeabilidade da matriz é mais importante para a variação da comunidade de aves, visto que a proporção de agricultura foi a variável significativa na última análise de RDA (Figura 10). A análise da regressão confirma essa influência, também, na riqueza de aves (Figura 5) e na composição das espécies (Figura 4A). Segundo Benton et al. (2003), a intensificação da agricultura reduz a heterogeneidade ao nível local, levando à perda de biodiversidade, a diminuição da permeabilidade da matriz agrícola, aos organismos que habitam fragmentos nativos, e conseqüentemente a redução da conectividade dessas paisagens (PERFECTO; VANDERMEER, 2010). Esses efeitos levam a alterações na riqueza e abundância das espécies (BEST, 1983), pois favorece a presença de espécies generalistas que utilizam essas áreas como extensão de seu habitat, utilizando recursos disponíveis na matriz (GHELER-COSTA et al., 2006).

5 CONCLUSÃO

Baseando-se nos dados de avifauna definiram-se os valores de impedância, para os usos e cobertura do solo da FLONA e seu entorno, tendo por base os resultados das análises

de similaridade do ambiente. Dentre os usos e cobertura do solo, a proporção de agricultura (matriz da paisagem), teve principal fator de alteração na avifauna, pois diminui a heterogeneidade ao nível local e favorece a presença de espécies generalistas.

Quanto a análise de permeabilidade pelo IIC, obteve-se que o índice que utiliza a impedância (IICc) apresenta maior influência na variação da composição da comunidade de aves, pois ressalta a real importância de cada fragmento para a constituição da rede de grafos formada pelos eixos de conexão. Deve-se, portanto, considerar a impedância (resistência) dos usos e coberturas do solo, na avaliação da permeabilidade de uma matriz.

REFERÊNCIAS

- ABEN, J. et al. Effects of matrix composition and configuration on forest bird movements in a fragmented Afromontane biodiversity hot spot. **Animal Conservation**, v. 15, p. 658–668, 2012.
- ADRIAENSEN, F. et al. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. **Landscape and Urban Planning**, v. 64, p. 233-247, 2003.
- ANDERSON, D. R. et al. Guidelines for line transect sampling of biological populations. **Journal of Wildlife Management**, v. 43, n. 1, p. 70-78, 1979.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, n. 1, p. 32-46, 2001.
- ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J. P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 122, p. 441-451, 2005.
- BANI, L. et al. The use of focal species in designing a habitat network for a lowland area of Lombardy, Italy. **Conservation Biology**, v. 16, p. 826–831, 2002.
- BAUM, K. A. et al. The Matrix Enhances the Effectiveness of Corridors and Stepping Stones, **Ecology**, v.85, n.10, p. 2671-2676, 2004.
- BÉLISLE, M.; DESROCHERS, A. Gap-crossing decisions by forest birds: an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models. **Landscape Ecology**, v.17, p. 219-231, 2002.
- BENGTSSON, J. et al. Reserves, resilience and dynamic landscapes. **Ambio**, v.32, n.6, p.389-96, 2003.
- BENTON, T. G.; VICKERY, J. A.; WILSON, J. D. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 18, n. 4, p. 182-188, 2003.
- BERGGREN, A.; BIRATH, B.; KINDVALL, O. Effect of corridors and habitat edges on dispersal behavior, movement rates, and movement angles in Roesel's Bush-Cricket (*Metrioptera roeseli*). **Conservation Biology**, v. 16, p.1562–1569, 2002.
- BORCARD, D.; LEGENDRE, P.; GILLET, F. Numerical Ecology with R. **Springer Science Business Media**, p. 302, 2011.
- BOWMAN, J.; FAHRIG, L. Gap crossing by chipmunks: an experimental test of landscape connectivity. **Canadian Journal of Zoology**, v.80, p. 1556–1561, 2002.
- BRADY, M. J. et al. Matrix is important for mammals in landscapes with small amounts of native forest habitat. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 617–628, 2011.
- BRIDGMAN, L. J. et al. Short perceptual range and yet successful invasion of a fragmented landscape: the case of the red-bellied tree squirrel (*Callosciurus erythraeus*) in Argentina. **Landscape Ecology**, v. 27, n.5, p. 633–640, 2012.
- BROWN, B. L. Habitat heterogeneity and disturbance influence patterns of community temporal variability in a small temperate stream. **Hydrobiologia**, v. 586, n. 1, p. 93-106, 2007.
- Burel, F. Hedgerows and their role in agricultural landscapes. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v.15, n. 2, p. 169–190, 1996.
- BURGESS, S. C.; TREML, E. A.; MARSHALL, D.J. How do dispersal costs and habitat selection influence realized population connectivity? **Ecology**, v.93, p.1378–1387.,2012.
- CANELLAS, L.P. et al. Propriedades químicas de um cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhico e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista brasileira de Ciências do Solo**, v. 27, n. 4, p. 935 – 944, 2003.

- CARVALHO, C.M.; VILAR, J.C. 2005. Introdução - Levantamento da biota do Parque Nacional Serra de Itabaiana; p. 9-14 In C.M. Carvalho e J.C. Vilar (ed.). **Parque Nacional Serra de Itabaiana - Levantamento da Biota**. Aracaju: Ibama, Biologia Geral e Experimental – UFS.
- CBRO Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2014) Lista de aves do Brasil. 11ª Edição, 1/1/2014. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2014.
- CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À AGRICULTURA (CEPAGRI). **Clima dos municípios paulistas**. [2014]. Disponível em: <<http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>>. Acesso em: jun. 2014.
- CHARDON, J. P.; ADRIAENSEN, F.; MATTHYSEN, E. Incorporating landscape elements into a connectivity measure: a case study for the Speckled wood butterfly (*Pararge aegeria* L.). **Landscape Ecology**, v. 18, p. 561–573, 2003.
- CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém*, v. 7, n. 3, p. 195- 218, 2012.
- CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **Primer v6: user manual/tutorial**. Plymouth: Primer-E, 2006.
- CLELAND, E. E. Biodiversity and Ecosystem Stability. **Nature Education Knowledge**. v.3 n.10, p. 14, 2012.
- COSENTINO, B. J. Connectivity, metapopulation dynamics, and spatial genetics of tiger salamanders in a heterogeneous landscape. Dissertation. University of Illinois, Urbana, Illinois, USA., 2011.
- CROUZEILLES, R.; LORINI, M.L.; GRELE, C.E.V. Deslocamento na matriz para espécies da mata Atlântica e a dificuldade da construção de perfis ecológicos. **Oecologia Australis**, v. 14, p. 875–903, 2010.
- DAVIES, K.F.; MELBOURNE, B.A.; MARGULES, C.R. Effects of within- and between-patch processes on community dynamics in a fragmentation experiment. **Ecology**, v.82, p. 1830–1846, 2001.
- DRISCOLL, D. A. et al. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. **Trends in Ecology e Evolution**, v. 28, p. 605 – 613, 2013.
- FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v.14, n.2, p. 101–12, 2011
- FAHRIG, L. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. **Functional Ecology**, v. 21, p. 1003-1015, 2007.
- FOLTÊTE, J.C., GIRARDET, X., CLAUZEL, C., A methodological framework for the use of landscape graphs in land-use planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 24, p. 140-150. 2014.
- FOLTÊTE, J.C.; CLAUZEL, C.; VUIDEL, G. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. **Environmental Modelling & Software**, v. 38, p. 316–327, 2012.
- FONSECA, C. R. et al. Princípios modernos de manejo florestal e a conservação da biodiversidade associada à Floresta com Araucária. In: FONSECA, C. R. et al. (Eds.). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação de desenvolvimento sustentável**. Ribeirão Preto: Holos, 2009. p.287-295.
- FRANKLIN, J. F.; LINDENMAYER, D. B. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, p. 349–350, 2009.
- GARCIA, L. C. et al. Restoration challenges and opportunities for increasing landscape connectivity under the New Brazilian Forest Act. **Natureza e Conservação**, Policy Forums. v. 11, p. 181-185, 2013.
- GASCON, C. et al. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, v. 91, p. 223-229, 1999.
- GHELIER-COSTA, C. Distribuição e abundância de pequenos mamíferos em relação à paisagem da bacia do Rio Passa-Cinco, São Paulo, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.
- GOULART, F. F. et al. Where matrix quality most matters? Using connectivity models to assess effectiveness of matrix conversion in the Atlantic Forest, **Natureza e Conservação**, v.13, n.1, p. 47-53, 2015.
- HEIN, S. et al. Movement patterns of the bush cricket *Platycleis albopunctata* in different types of habitat: matrix is not always matrix. **Ecological Entomology**, v.28, p. 432–438, 2003.
- HUDGENS, B. R. et al. How complex do models need to be to predict dispersal of threatened species through matrix habitats? **Ecological Applications**, v. 22, n.5, p. 1701–1710, 2012.
- KINDT, R.; COE, R. Tree diversity analysis: A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies, 2005.
- KUEFLER, D. et al. The conflicting role of matrix habitats as conduits and barriers for dispersal. **Ecology**, v. 91, p. 944–950, 2010.
- LAITA, A.; KOTIAHO, J. S.; MÖNKKONEN, M. Graph-theoretic connectivity measures: what do they tell us about connectivity? *Landscape Ecology*, v. 26, n.7, p. 951-967, 2011.
- LAWES, T.J. et al. Movements and settlement site selection of pygmy rabbits after experimental translocation. **The Journal of Wildlife Management**, v.77, p. 1170–1181, 2013.
- LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, v. 129, p. 271-280, 2001.
- LINDENMAYER, D. B.; FRANKLIN, J. F. **Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach**. Island Press, Washington, 2002

- LYNCH, J. Effects of point count duration, time-of-day, and aural stimuli on detectability of migratory and resident bird species in Quintana Roo, Mexico. In: RALPH, J. C. et al. **Monitoring bird populations by point counts**. Albany: Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 1995. p. 1-6.
- MARTENSEN, A. C. et al. Associations of forest cover, fragment area and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, v.26, p. 1100–1111, 2012.
- MATOS, T.P.V. Avaliação da conectividade de remanescentes de vegetação nativa em matriz agrícola, considerando os índices ecológicos para aves. 2015. 57 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) - Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2015.
- MCCUNE, B.; GRACE, J.B. **Analysis of ecological communities**. MjM Software Desing, 2002.
- MCDONALD, W. R.; ST. CLAIR, C. C. The effects of artificial and natural barriers on the movement of small mammals in Banff National Park, Canada. **Oikos**, v.105, 2004.
- MENDONÇA-LIMA, A.; DUARTE, L. S.; HARTZ, S. M. Comparing diversity and dispersal traits of tree communities in plantations and native forests in southern Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 1, p. 24–29, 2014.
- METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, n. 3-I, p. 445-463, 1999.
- MITTERMEIER, R. A. et al. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. **Conservation Biology**, v. 2, n. 3, p. 516-520, 1998.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.
- NEWBOLD, T. et al. A global model of the response of tropical and sub-tropical forest biodiversity to anthropogenic pressures. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 281, n. 1792, p. 1-10, 2014.
- PARDINI, R. et al. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **Plos One**, v.5, 2010.
- PEIXOTO, C. A. B. **Geodiversidade do estado de São Paulo**. São Paulo: CPRM, 2010, p. 176
- PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. The agroecological matrix as alternative to the land-paring/agriculture intensification model. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 13, p. 5786-5791, 2010.
- PFLÜGER, F.; BALKENHOL, N. A plea for simultaneously considering matrix quality and local environmental conditions when analyzing landscape impacts on effective dispersal. **Molecular Ecology**, v. 23, p. 2146-2156, 2014.
- PILLAR, V.D. Suficiência amostral. In: **Amostragem em Limnologia** (C.E.M. Bicudo & D.C. Bicudo, eds.). Editora Rima, São Carlos, p.25-43, 2004.
- PREVEDELLO, J. A.; VIEIRA, M. V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, v.19, p. 1205–1223, 2010.
- RALPH, C. J.; DROEGE, S.; SAUER, J. Managing and monitoring birds using points counts: Standards and applications. In: RALPH, J. C. et al. **Monitoring bird populations by point counts**. WIKIAVES. **Aves do Brasil**. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com.br/aves>>. Acesso em: jun. 2015.
- RAYFIELD, B.; FORTIN, M-J; FALL, A. Connectivity for conservation: a framework to classify network measures. **Ecology**, v. 92, p. 847–858, 2011.
- REDFORD, K. H; FONSECA, G. A. D. The Role of Gallery Forests in the Zoogeography of the Cerrado's Non – volant Mammalian Fauna. **Biotropica**, v. 2, n.18, p. 126-135, 1986.
- REVILLA, E. et al. Effects of matrix heterogeneity on animal dispersal: from individual behavior to metapopulation-level parameters. **The American Naturalist**, v.164, n. 5, p. 130-53, 2004.
- REYNOLDS, R. T.; SCOTT, J. M.; NUSSBAUM, R. A. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. **The Condor**, v. 82, p. 309-313, 1980.
- RICKETTS, T. H. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. **American Naturalist**, 158: 87 – 99, 2001.
- ROBBINS, C. S. Census techniques for forest birds. In: WORKSHOP MANAGEMENT OF SOUTHERN FORESTS FOR NONGAME BIRDS, 14., Atlanta, 1978. **Anais...** Atlanta: Forest Service, 1978, p.142-163.
- RÖSCH, V. et al. Landscape composition, connectivity and fragment size drive effects of grassland fragmentation on insect communities. **Journal of Applied Ecology**, v.50, p. 387– 394, 2013.
- ROSS, J. L. S; MOROZ, I. **Mapa geomorfológico do estado de São Paulo - Escala 1:500.000**. São Paulo: FFLCH-USP; IPT; FAPESP, p. 64, 1997.
- ROTHLEY, K. Finding and filling the “cracks” in resistance surfaces for least-cost modeling. **Ecology and Society**, v.10, n. 4, 2005.
- SALA, E. O. et al. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. **Science**, p. 1770-1774, 2000.
- SAURA, S.; L. PASCUAL-HORTAL. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, v. 83, n. 2-3, p. 91-103, 2007.
- SAURA, S.; TORNÉ, J. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. **Environmental Modelling & Software**, v. 24, p.135-139, 2009.

- SAURA, S.; RUBIO, L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography**, v.33, p. 523-537, 2010.
- SINGLETON, P. H.; GAINES, W. L.; LEHMKUHL, J. F. Landscape permeability for grizzly bear movements in Washington and southwestern British Columbia. **Ursus 15 (1) Workshop Supplement** , v. 15, n. 1, p. 90-103, 2004.
- ST. CLAIR, C. C. et al. Winter responses of forest birds to habitat corridors and gaps. **Conservation Ecology**, v. 2, n.2, p. 13, 1998.
- SUTCLIFFE, O. L. et al. Modelling the benefits of farmland restoration: methodology and application to butterfly movement. **Landscape Urban Planning**, v. 63, p. 15–31, 2003.
- TEILLARD, F.; JIGUET, F.; TICHIT, M. The Response of Farmland Bird Communities to Agricultural Intensity as Influenced by Its Spatial Aggregation. **PLoS ONE**, v.10, n. 3, 2015.
- VAN BUSKIRK, J. Behavioural plasticity and environmental change. In: Candolin U, Wong BBM (eds) **Behavioural responses to a changing world: mechanisms and consequences**. Oxford University Press, Oxford, p. 145–158, 2012.
- VANDERMEER, J. H.; CARVAJAL, R. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. **The American Naturalist** , v. 158, p. 211–220, 2001.
- VELOSO, H. P. Sistema Fitogeográfico. In: INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, p. 9-38, 2012.
- WATTS, K.. et al. Targeting and evaluating biodiversity conservation action within fragmented landscapes: an approach based on generic focal species and least-cost networks. **Landscape Ecology** , v.25, p.1305–1318,2010.
- XENO-CANTO FOUNDATION. **Xeno-canto**. Disponível em: <<http://www.xeno-canto.org/>>. Acesso em: jun. 2015.
- ZELLER, K. A.; MCGARIGAL, K.; WHITELEY, A. R. Estimating landscape resistance to movement: a review. **Landscape Ecology**, v. 27, n. 6, p. 777–797, 2012.

2 CONCLUSÃO GERAL

Avaliando os padrões espaciais da FLONA de Capão Bonito pode-se dizer que o processo de fragmentação tem influência na comunidade de aves, ocasionando variação em termos de abundância, riqueza e composição de espécies. Os ambientes analisados oferecem recursos diferentes para as espécies, notando-se que há variação quanto às categorias tróficas em cada ambiente, porém o padrão apresentado é típico de regiões tropicais (maior número de espécies insetívoras). Quanto aos níveis de permeabilidade das manchas estudadas, foi possível com base no estudo de comunidade de aves definirem os níveis de impedância de cada uso e cobertura do solo para a FLONA de Capão Bonito. A agricultura é o uso de maior influência na composição de espécies, devido ao contraste criado na paisagem, apresenta-se um ambiente homogêneo, aberto e com menor diversidade de recursos para as espécies.