

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

TATIANA POSSATI VIEIRA DE MATOS

**AVALIAÇÃO DA CONECTIVIDADE DE REMANESCENTES DE VEGETAÇÃO
NATIVA EM MATRIZ AGRÍCOLA, CONSIDERANDO OS ÍNDICES ECOLÓGICOS
PARA AVES.**

Sorocaba

2015

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

TATIANA POSSATI VIEIRA DE MATOS

**AVALIAÇÃO DA CONECTIVIDADE DE REMANESCENTES DE VEGETAÇÃO
NATIVA EM MATRIZ AGRÍCOLA, CONSIDERANDO OS ÍNDICES ECOLÓGICOS
PARA 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

M434a Matos, Tatiana Possati Vieira de.
Avaliação da conectividade de remanescentes de vegetação nativa em matriz agrícola, considerando os índices ecológicos para aves / Tatiana Possati Vieira de Matos. -- 2015.
58 f. : 30 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, *Campus* Sorocaba, Sorocaba, 2015.
Orientador: Roberta Aversa Valente.
Banca examinadora: Cassio José Montagnani Figueira, Rubens Angulo Filho.
Bibliografia

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

CDD 333.75

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

**AVALIAÇÃO DA CONECTIVIDADE DE REMANESCENTES
DE VEGETAÇÃO NATIVA EM MATRIZ AGRÍCOLA,
CONSIDERANDO OS ÍNDICES ECOLÓGICOS PARA AVES.**

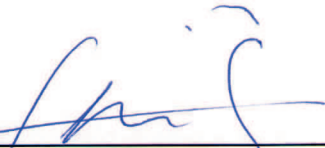
**Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação para obtenção do título de
mestre em Diversidade Biológica e Conservação.
Universidade Federal de São Carlos.
Sorocaba, 01 de outubro de 2015.**

Orientadora:




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

Examinadores:



Prof. Dr. Cassio José Montagnani Figueira
Universidade Federal de São Carlos – UFSCar *Campus* Sorocaba



Dr. Rubens Angulo Filho
Universidade de São Paulo – ESALQ/USP

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente aos meus pais, José e Clarice, que sempre me apoiaram e me incentivaram. Sempre estiveram ao meu lado, em todos os momentos, dando forças para que eu pudesse chegar até aqui.

À minha irmã, Veridiana, pelo companheirismo no desenvolvimento deste trabalho. Desde o projeto, coletas em campo e escrita final.

À Profa. Dra. Roberta Averno Valente pela oportunidade de aprender uma nova área de conhecimento e auxílio em todos os momentos deste trabalho. Também ao Doutor Thiago Philipe de Camargo e Timo pelo auxílio durante elaboração e desenvolvimento deste trabalho. Ao Prof. Dr. Mauricio Cetra pelo auxílio nas definições das estatísticas utilizadas.

Ao meu querido namorado, Deimison, que esteve presente em todas as etapas, fazendo sempre tudo o que podia para me auxiliar no mestrado e fora dele.

Finalmente, gostaria de agradecer à UFSCar e todos os professores responsáveis por minha formação e à CAPES, pelo apoio financeiro, sem os quais essa dissertação dificilmente poderia ter sido realizada. A todos mais que eu não tenha mencionado, mas que de uma forma ou de outra contribuíram não apenas para a minha dissertação, mas também para eu me tornar quem eu sou.

RESUMO

MATOS, Tatiana P. V. Avaliação da conectividade de remanescentes de vegetação nativa em matriz agrícola, considerando os índices ecológicos para aves. 2015. 58 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2015.

Atualmente ocorre a substituição da cobertura natural por outros usos do solo e a fragmentação das áreas florestais, podendo diminuir a conectividade da paisagem. O diagnóstico da estrutura da paisagem, realizado pelas métricas de ecologia da paisagem, tem o objetivo de direcionar as ações de restauração e avaliação da conectividade florestal. O estudo teve por objetivo avaliar a conectividade entre os remanescentes florestais da Floresta Nacional (FLONA) de Capão Bonito e sua área de entorno, no estado de São Paulo, Brasil. Para caracterização da estrutura florestal da paisagem produziu-se o mapa de uso e cobertura do solo, por meio de uma classificação digital supervisionada. A partir deste mapa gerou-se métricas de ecologia da paisagem que, por sua vez, compuseram o índice de sustentabilidade (IS). Os remanescentes florestais foram classificados, a partir de IS, quanto a sua prioridade à restauração florestal. Para identificar a conectividade dos remanescentes florestais obteve-se o Índice Integral de Conectividade (IIC). Realizou-se a detecção das aves pelo método de pontos fixos e obteve-se a composição da comunidade por meio da abundância das espécies. Calculou-se o índice de diversidade de Shannon Weaver (H') e a riqueza de espécies. Para a avaliação da conectividade florestal realizaram-se as análises de redundância (RDA), de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) e de regressão múltipla. O mapa de uso e cobertura do solo indicou que a paisagem possui uma matriz predominantemente agrícola, com a floresta nativa representando apenas 24,45% da paisagem. Os principais focos da restauração florestal são os fragmentos com maiores valores de IS, visto que eles garantem a manutenção e/ou restauração da biodiversidade. Obteve-se que o valor de IIC 1.000m influencia na variância da comunidade de aves e a métrica shape mostrou-se como principal fator que influencia a composição, a riqueza e a diversidade das aves. Concluiu-se que é possível avaliar os eixos de conectividade usando dados da avifauna, a RDA permite identificar a máxima dispersão para as aves. A forma dos fragmentos florestais é um dos principais fatores que influenciam na comunidade de aves. O IS constituiu-se um método simples e eficaz que permite indicar os fragmentos prioritários a restauração florestal.

Palavras-chave: Ecologia da paisagem. Índice Integral de Conectividade. Avifauna.

ABSTRACT

MATOS, Tatiana P. V. Evaluation of native forest remains or patches in an agricultural matrix, considering the ecological indices for birds. 2015. 58 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2015.

The replacement of natural cover, by other land-uses, associate with the forest fragmentation process can result in the decrease of forest connectivity in the landscapes. The diagnosis of landscape structure, through the landscape ecology metrics, intende to direct the restoration activities and the evaluation of forest connectivity. The study aimed at the evaluation of forest connectivity in the the National Forest (FLONA) Capão Bonito and its surrounding area, in the state of São Paulo, Brazil. We produced a land-use/land-cover map, through supervised digital classification, and calculated the landscape metrics (patch and class level) for study area. Selected metrics (Area, ENN and Shape) were used in the production of sustainability index (SI). The forest patches were classified in levels of priority for forest restauration, through SI. In order to identify the forest connectivity was calculated the Integral Index Connectivity (IIC) and we realized the redundancy analysis (RDA), the non-metric multidimensional scaling (NMDS) and multiple regression. Detection was performed by the bird fixed points method and the composition of bird community was obtained through the abundance of species. The diversity index of Shannon Weaver (H') and species richness was calculated. The land-use/land-cover map indicated that the landscape's matrix is agriculture, with native forests occupying only 24.45%. The main focuses of forest restoration are the fragments associated with the highest values of SI, because they can guarantee the maintenance and/or the restoration of biodiversity. It was obtained that the IIC =1.000 m influenced in the variance of the birds community and, the shape metric was the main factor that influenced in the composition, richness and diversity of birds. We concluded that is possible to evaluate the connectivity axes using avufauna. The RDA permits the identification of maximum spread for birds. The shape of forest fragments is one of the main factors, influencing in bird community because it is relate with edge effect and forest landscape connectivity. The SI is a simple and effective method for express the priority patches for forest restoration.

Keywords: Landscape Ecology. Integral Connectivity Index. Avifauna

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	09
REFERÊNCIAS	12
CAPÍTULO 1. Avaliação da estrutura da paisagem de uma Unidade de Conservação, visando à restauração florestal	15
RESUMO.....	16
1. INTRODUÇÃO.....	17
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	19
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	19
2.2 CARACTERIZAÇÃO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM.....	20
2.3 PRIORIZAÇÃO DE REMANESCENTES FLORESTAIS À RESTAURAÇÃO DA PAISAGEM.....	22
3. RESULTADOS.....	24
3.1 DESCRIÇÃO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM.....	24
3.2 AVALIAÇÃO DOS REMANESCENTES FLORESTAIS VISANDO À RESTAURAÇÃO DA PAISAGEM.....	29
4. DISCUSSÃO.....	30
5. CONCLUSÃO.....	31
REFERÊNCIAS.....	32
CAPÍTULO 2. Avaliação dos eixos de conectividade em paisagem agrícolas	35
RESUMO.....	36
1. INTRODUÇÃO.....	37
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	39
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	39
2.2 CONECTIVIDADE FLORESTAL: ESTRUTURAL E FUNCIONAL.....	41
2.3 DESCRIÇÃO QUANTITATIVA DA ESTRUTURA FLORESTAL DA PAISAGEM.....	43
2.4 AMOSTRAGEM DE AVES PARA CONECTIVIDADE FUNCIONAL.....	44
2.5 AVALIAÇÃO DOS EIXOS DE CONECTIVIDADE FLORESTAL.....	45
3. RESULTADOS.....	46
4. DISCUSSÃO.....	51
5. CONCLUSÃO.....	53
REFERÊNCIAS.....	54
2. CONCLUSÃO GERAL	58

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação e redução da área de habitats 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 principais consequências diretas desses processos são a redução em área dos habitats afetados, o aumento de sua área de borda e, também, de clareiras (BRUMMELHAUS et al., 2012). A urbanização é outra forma de intervenção antrópica que traz mudança na estrutura dos ambientes, aumentando sua fragmentação e alterando a composição de fauna e flora (SILVA, 2010).

Conjuntamente, esses processos irão acarretar efeitos negativos em processos ecológicos como o movimento da fauna (NORRIS et al., 2010), a permanência dessas populações na paisagem (FRATERRIGO et al., 2009; CUSHMAN et al., 2012), a interação entre as espécies (POLIS et al., 2004) e o funcionamento dos ecossistemas (FAHRIG et al., 2011).

Os efeitos causados no tamanho, isolamento, conectividade e qualidade dos fragmentos são importantes para a persistência das espécies (OPDAM; STEINGROVER, 2008). Não apenas o tamanho dos fragmentos influencia nessa persistência, fatores como paisagem circundante, hidrografia, relevo, grau de preservação, altitude, distúrbios, efeito de borda (favorecendo ou prejudicando espécies) entre outros também irão determinar as espécies e o número de indivíduos nos fragmentos (ALEIXO, 2001; DÁRIO et al., 2002). Além de que, o isolamento e a conectividade irão influenciar na composição dos ambientes fragmentados (MERRIAM, 1984; TAYLOR et al., 1993), pois o isolamento está ligado à distância entre os fragmentos enquanto a conectividade está relacionada ao nível de dificuldade e/ou facilidade da paisagem para o fluxo de espécies (TAYLOR et al., 1993; BAGUETTE; VAN DYCK, 2007). A conectividade influencia no funcionamento do ecossistema, determinando abundância, persistência e distribuição das espécies sendo, dessa forma, essencial para a sobrevivência e dinâmica das populações (FAHRIG; PALOHEIMO, 1988). Braudrey e Merriam (1998) e Uezu et al. (2005) distinguem o termo conectividade em estrutural e funcional.

A conectividade estrutural está relacionada à estrutura da paisagem, à continuidade e relação física entre os fragmentos, como distâncias e corredores entre elas (BRAUDREY; MERRIAM, 1998; UEZU et al., 2005). Já a conectividade funcional leva em conta as repostas biológicas de uma espécie e estima qual a facilidade do indivíduo em locomover-se nas

diferentes unidades da paisagem, considerando as características espaciais (GOODWIN, 2003). Essa segunda está intrinsecamente relacionada à ligação funcional entre os fragmentos naturais, quando organismos conseguem atravessar um corredor ecológico e quando conseguem transpor a matriz, permitindo, assim, que os fragmentos estejam funcionalmente conectados (RIBEIRO et al., 2009).

Neste contexto, é importante o diagnóstico da paisagem, visto a necessidade de conhecer a distribuição de seus componentes e, ainda, a relação que eles mantêm entre si. A matriz definida por McGarigal e Cushman (2002), como o elemento com maior conectividade e que ocupa a maior extensão na paisagem, terá influência direta no funcionamento dos ecossistemas. Em uma paisagem dominada por pastagens, com fragmentos de diferentes tipos (vegetação florestal, cultura anual etc.), o elemento matriz será a pastagem.

Kupfer et al. (2006) e Geneletti (2012) indicam como fatores da matriz afetam a conectividade, o seu nível de permeabilidade, os recursos que apresenta disponível, inclusive em regiões de borda com as manchas e, ainda, a área efetiva de contato com os fragmentos remanescentes. A permeabilidade da matriz pode ser aumentada quando esta é semelhante ao ambiente original, podendo tornar-se determinante para que espécies, como por exemplo, as florestais, mantenham-se na paisagem fragmentada (ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005; PARDINI et al., 2009). Cosentino et al. (2011) e Prevedello et al. (2011) destacam que a composição da matriz influencia na persistência de espécies, na sua dispersão e presença na paisagem. A permeabilidade da matriz está, portanto, ligada a conectividade dos fragmentos e as características das espécies e de sua dispersão (BAGUETTE; VAN DICK, 2007; NEUSCHULZ, et al., 2013).

No processo de caracterização quantitativa da estrutura da paisagem utilizam-se os índices de Ecologia da Paisagem (FARINA, 1998; VALENTE; VETTORAZZI, 2002; TURNER, 2005), sendo, assim, realizado um processo hierárquico que irá envolver medidas estruturais em diferentes escalas e relacionadas às manchas, aos corredores e a matriz (ORSI; GENELETTI, 2010). A Ecologia da Paisagem é uma ciência que procura entender a dinâmica dos processos ecológicos, compreender as interações temporais e espaciais entre os componentes da paisagem, verificar as influências da heterogeneidade espacial nos processos bióticos e abióticos e como essas variações influenciam na tomada de decisões para o manejo ambiental (FORMAN; GODRON, 1986; BRIDGEWATER, 1993; BARRET; PELES, 1999).

Geneletti (2004) utilizou índices de área e de proximidade (de Ecologia da Paisagem) para avaliar a fragmentação causada por estradas. Esses índices também foram empregados

por Schindler et al. (2008) na avaliação da relação entre estrutura da paisagem e a biodiversidade local no Parque Nacional de Dadia (Grécia) e por Scolozzi e Geneletti (2012) para verificar a conectividade de áreas naturais e a influência da urbanização nas mesmas, empregando os índices de proximidade e forma.

Segundo Lindenmayer et al. (2002) não é suficiente determinar a conectividade por meio de parâmetros geométricos da paisagem. Deve-se buscar, também, informações relacionadas à percepção das espécies e como estas interagem com a estrutura e heterogeneidade da paisagem. De acordo com Scolozzi e Geneletti (2012) para avaliar a conectividade é necessário verificar as respostas das espécies à estrutura da paisagem, sua dispersão, grau de mortalidade durante a dispersão e seus limites de interações.

Diante das modificações que ocorrem na paisagem, seja por ação antrópica ou de forma natural, autores como Vos et al. (2001), Bani et al. (2002), Bianconi et al. (2003), Padoa-Schioppa et al. (2006), Mörtberg et al. (2008) e Fernandes et al. (2010) indicam o uso de espécies indicadoras na avaliação ecológica da paisagem e seu planejamento.

Um grupo que possui importância como bioindicador de qualidade ambiental são as aves, além também de ser reconhecido por conter espécies bandeiras para a conservação (HILTON-TAYLOR, 2000; BENCKE et al., 2006; ROBLDANO et al., 2010; SYRBE et al., 2013).

As aves são fáceis de serem observadas em campo e apresentam diversidade ecológica e diferentes reações à perda e fragmentação de habitat (BIERREGAARD, JR.; LOVEJOY, 1989, ROLSTAD, 1991; LYNCH; SAUNDERS, 1991; WIENS, 1995). Watson et al. (2005) relatam que a borda tem influência na diversidade de aves de um fragmento florestal e isto ocorre, principalmente, pelo gradiente microclimático dessa região que poderá alterar a vegetação, incluindo alterações na estrutura e composição florística. Watson et al. (2005) concluíram, em seu estudo, que diferentes tipos de matriz irão comportar diferentes grupos de espécies de aves em função da disponibilidade de recursos. Esse grupo de espécie responde, portanto, rapidamente as alterações ambientais e, por esse motivo, é apontado como indicador de qualidade ambiental (REGALADO; SILVA, 1997; PRIMACK; RODRIGUES, 2001; GUZZI, 2004).

A Floresta Nacional (FLONA) de Capão Bonito, com sua área de entorno, é um exemplo de paisagem que se enquadra no cenário descrito, em que se presenciou a substituição da cobertura natural por diferentes usos do solo (agricultura, silvicultura de espécies não-nativas), inclusive com a presença de uma rodovia que a separa em duas partes

(descontínuas e com áreas distintas). Por esse motivo, ela possibilita a avaliação de como as alterações nessas paisagens influenciam na conectividade (estrutural e funcional) dos remanescentes de vegetação nativa que estão distribuídos nessa paisagem, nesse caso utilizando espécies de fácil avaliação, que são as aves.

Neste contexto, o estudo teve por objetivo principal avaliar a conectividade estrutural e funcional entre os remanescentes florestais da Floresta Nacional (FLONA) de Capão Bonito e sua área de entorno. Foram objetivos específicos:

- (i) Caracterizar a estrutura (composição e configuração) da paisagem composta pela FLONA e sua área de entorno, considerando seus diferentes tipos de uso e cobertura do solo;
- (ii) Avaliar a conectividade dos remanescentes de vegetação nativa tendo por base as espécies de aves e índices de Ecologia da Paisagem;
- (iii) Avaliar a riqueza e diversidade das comunidades de aves dos remanescentes de vegetação nativa.

A estrutura de apresentação do estudo está na forma de capítulos, que se constituem em artigos científicos. O primeiro intitulado “Avaliação da estrutura da paisagem de uma Unidade de Conservação, visando à restauração florestal” e o segundo “Avaliação dos eixos de conectividade em paisagem agrícolas”.

REFERÊNCIAS

- ALEIXO, A. Conservação da avifauna da floresta Atlântica: Efeitos da fragmentação e a importância de florestas secundárias. In: Albuquerque, J. L. B.; J. F. Cândido JR.; F. C. Straube; A. L. Roos. **Ornitologia e Conservação: das ciências às estratégias**. Tubarão: Editora UNISUL, 2001, 344p.
- ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J. P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 122, n. 3, p. 441-451, 2005.
- BAGUETTE, M.; VAN DYCK, H. Landscape connectivity and animal behavior functional traits as a key determinant for dispersal. **Landscape Ecology**, v. 22, p.1117-29, 2007.
- 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, n. 3, p. 826–31, 2002.
- BARRETT, G. W.; PELES, J. D. Landscape ecology of small mammals. **Springer**, New York, 1999.
- BENCKE, G. A.; MAURICIO, G. N.; DEVELEY, P. F; GOERCK, J. M. (orgs). **Áreas importantes para a Conservação das Aves no Brasil**. Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica. São Paulo: SAVE Brasil, 341 p., 2006.
- BIANCONI, R.; BATTISTI, C.; ZAPPAROLI, M. Pattern of richness, abundance and diversity of four interior bird species in hilly landscape in Central Italy. A contribution to assess their sensitivity to habitat fragmentation. **Journal of Mediterranean Ecology**, v. 4, n. 3-4, p. 37-44, 2003.
- BIERREGAARD JR, R. O.; LOVEJOY, T. E. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. **Acta Amazonica** v.19, p.215-241, 1989.
- 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/roche 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.
- 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.
- COSENTINO, B. J.; SCHOOLEY, R. L.; PHILLIPS, C. A. Connectivity of agroecosystems: dispersal costs can vary among crops. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 26, p. 371-379, 2011.
- 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.
- FAHRIG, L.; PALOHEIMO, J. Determinants of local population size in patchy habitats. **Theoretical Population Biology**, v.34, p.194-213, 1988.
- FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 1, p. 101-112, 2011.
- FARINA, A. Principles and methods in landscape ecology. London: Chapman & Hall, p. 235, 1998.
- FERNANDES, J. O.; UEHARA-PRADO, M.; BROWN, G. G. Minhocas exóticas como indicadoras de perturbação antrópica em áreas de Floresta Atlântica. **Acta Zoológica Mexicana**, nesp. 2, p. 211-217, 2010.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: John Wiley, p. 619, 1986.
- 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.
- GENELETTI, D. Environmental assessment of spatial plan policies through land use scenarios a study in a fast-developing town in rural Mozambique. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 32, n. 1, p. 1-10, 2012.
- 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.
- GOODWIN, B. J. Is landscape connectivity a dependent or independent variable? **Landscape Ecology**, v.18, p.687-699, 2003.
- GUZZI, A. Levantamento destaca importância de fragmentos remanescentes de vegetação. **Revista Univerciência**, v.3 n.7-9, p. 44-49, 2004.
- HILTON-TAYLOR, C. (Compiler). **IUCN Red List of Threatened Species**. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 2000.
- 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.
- KUPFER, J. A.; MALANSON, G. P.; FRANKLIN, S. B. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, n. 1, p. 8-20, 2006.
- LINDENMAYER, D. B. et al. Effects of forest fragmentation on bird assemblages in a novel landscape context. **Ecological Monographs**, v.72, n. 1, p. 1-18, 2002.
- LYNCH, J. F.; SAUNDERS, D. A. Responses of bird species to habitat fragmentation in the wheatbelt of Western Australia: interiors, edges and corridors. P.143-158 in SAUNDERS, D. A. e HOBBS, R. J. editors. **Nature Conservtaion 2: The Role of Corridors**. Surrey Beatty & Sons, 1991
- 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.
- MERRIAM, G. **Connectivity**: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. p. 5-15 in BRANDT, J. e P. Agger editorrs. **Methodology in ladscape ecological research and planning – Proceedings of the 1st internacional seminar of the International Association of Landscape Ecology (IALE)**, organized at Roskilde Univ., Denmark October 15-19. Universitetsforlag GeoRec, Roskilde, 1984.
- 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.
- MÖRTBERG, U. M.; BALFORS, B. E.; KNOL, W.C. Landscape ecological assessment. A tool for integrating biodiversity Minor ES, Urban DL. A Graph-Theory Framework for Evaluating Landscape Connectivity and Conservation Planning. **Conservation Biology**, v. 22, n. 2, p. 297-307, 2008.
- 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.
- 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.

- OPDAM, P.; STEINGROVER, E. Designing metropolitan landscapes for biodiversity. Deriving guidelines from metapopulation ecology. **Landscape Journal**, v. 27, n. 1, p. 69–80, 2008.
- ORSI, F.; GENELETTI, D. Identifying priority areas for forest landscape restoration in Chiapas (Mexico): an operational approach combining ecological and socioeconomic criteria. **Landscape and Urban Planning**, v. 94, n. 1, p. 20-30, 2010.
- PADOA-SCHIOPPA, E. et al. Bird communities as bioindicators: The focal species concept in agricultural landscapes. **Ecological Indicators**, v. 6, n. 1, p. 83–93, 2006.
- PARDINI, R. et al. The challenge of maintaining Atlantic Forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forest mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1178-1190, 2009.
- POLIS, G. A.; POWER, M. E.; HUXEL, G. R. **Food Webs at the Landscape Level**. Chicago: University of Chicago Press, 2004. 528 p.
- PREVEDELLO, J. A.; FORERO-MEDINA, G. e VIEIRA, M. V. Does land use affect perceptual range? Evidence from two marsupials of the Atlantic Forest. **Journal of Zoology**, v. 284, n.1, p. 53-59, 2011.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Midiograf, 2001.
- RAATIKAINEN, K.; HEIKKIEN, R.; PYKÄLÄ, J. Impacts of local and regional factors on vegetation of boreal semi-natural grasslands. **Plant Ecology**, v. 189, n. 2, p. 155–73, 2007.
- REGALADO, L. B.; SILVA, C. Utilização de aves como bioindicadoras de degradação ambiental. **Revista Brasileira de Ecologia**, v. 1, p. 81-83, 1997.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n.6, p. 1141–1153, 2009.
- ROBLEDANO, F. Terrestrial birds as indicators of agricultural-induced changes and associated loss in conservation value of Mediterranean wetlands. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 2, p. 274-286, 2010.
- ROLSTAD, J. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 42, p. 149-163, 1991.
- SCHINDLER, S.; POIRAZIDIS, K.; WRBKA, T. Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: A case study from Dadia National Park, Greece. **Ecological Indicators**, v. 8, n. 5, p. 502-514, 2008.
- 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.
- SILVA, F. C. M. Especialização a microhabitat e sensibilidade à fragmentação florestal: uma avaliação em aves suboscines da mata atlântica. 14 f. Tese (Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas), Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2010.
- SODHI, N. S.; BROOK, B. W. e BRADSHAW, C. A. J. Causes and consequences of species extinctions. In: LEVIN, S. A.; CARPENTER, S. R.; GODFRAY, H. C. J.; KINZIG, A. P.; LOREAU, M.; LOSS, J. B.; WALKER, B.; WILCOVE, D. S. **The Princeton Guide to Ecology**. Princeton: Princeton University Press, p. 514-520, 2009.
- SWIFT, T. L.; HANNON, S. J. Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 85, 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.
- TURNER, M. G. Landscape ecology: what is the state of the science? **Annual Review of Ecology and Evolution Systematic**, 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.
- VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP. **Scientia Forestalis**, v. 62, n. 2, p. 114-129, 2002.
- VOS, C. C.; VERBOOM, J.; OPDAM, P. F. M.; Ter Braak, C.J.F. Toward ecologically scaled landscape indices. **American Naturalist**, v. 183, n. 1, p. 24–41, 2001.
- WATSON, J. E. M.; WHITTAKER, R. J. e FREUDENBERGER, D. Bird community responses to habitat fragmentation: how consistent are they across landscapes? **Journal of Biogeography**, v. 32, n. 8, p. 1353-1370, 2005.
- WIENS, J. A. Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. **IBIS**, v. 137, p. 97-104, 1995.

CAPÍTULO 1

Avaliação da estrutura da paisagem de uma Unidade de Conservação, visando à restauração florestal

RESUMO

Na maioria das paisagens brasileiras ocorre, na atualidade, a substituição da cobertura natural por outros usos do solo e a conversão de suas áreas florestais em fragmentos. As ações de restauração florestal devem ser propostas de maneira a considerar o histórico de configuração da paisagem. O diagnóstico da estrutura da paisagem, por meio de métricas de ecologia da paisagem, é a primeira etapa do processo de restauração florestal. As métricas são avaliadas em conjunto ou subsidiam a composição de novas métricas e/ou critérios, com o objetivo de direcionar as ações de restauração da paisagem. Neste contexto, o trabalho objetivou identificar remanescentes florestais prioritários à restauração, visando o incremento da biodiversidade em nível de paisagem e tendo por base critérios ecológicos de estrutura da paisagem. A área de estudo compreende uma Unidade de Conservação (UC) e uma faixa de 10 km a partir de seus limites, no sudoeste do estado de São Paulo, Brasil. Para caracterização da paisagem produziu-se o mapa de uso e cobertura do solo por meio de uma classificação digital supervisionada que permitiu descrever quantitativamente a estrutura da paisagem. A priorização de fragmentos florestais ocorreu por meio do índice de sustentabilidade (IS). O mapa de uso e cobertura do solo, que apresentou exatidão global de classificação de 99,14%, indicou que a paisagem composta pela UC e seu entorno é formada por uma matriz predominantemente agrícola com a floresta nativa, que representa 24,45% da paisagem, distribuída por este mosaico. A mesma é pouco representativa dentro da UC e seus maiores remanescentes estão na região do entorno, próximo aos plantios de eucalipto. Os principais focos da restauração florestal são os fragmentos com maiores valores de IS, visto que eles garantem a manutenção e/ou a restauração da biodiversidade dessa paisagem. Para restaurar os processos ecológicos desta área é necessário, ainda, aumentar a cobertura florestal conectando os fragmentos e diminuindo seu efeito de borda. O IS constituiu-se, assim, em um método simples que permite indicar fragmentos prioritários, agregando informações ecológicas dos remanescentes florestais, representadas por meio de critérios ecológicos.

Palavras-chave: Métricas da paisagem. Restauração florestal. Índice de sustentabilidade.

1 INTRODUÇÃO

Na maioria das paisagens brasileiras ocorre, na atualidade, a substituição de sua cobertura natural por outros usos do solo e a conversão de suas áreas florestais em fragmentos, causando problemas e, em especial, afetando sua disponibilidade de fornecer bens (ex.: madeira nativa) e serviços (ex.: água de qualidade) importantes à população de uma dada região. Os principais problemas relacionados à fragmentação florestal são tradicionalmente apontados como a diminuição na conectividade entre remanescentes, a diminuição da área florestal e a exposição a distúrbios externos, tanto por meio da ocupação de espécies não originais da área florestal como por maior influência das condições externas aos remanescentes (GENELETTI, 2004^a; SLADE et al., 2013; CARRARA et al., 2015). Esses efeitos negativos levam, por sua vez, ao declínio da biodiversidade da paisagem como um todo, bem como a diminuição de sua capacidade de recuperar-se mediante distúrbios (SAUNDERS et al., 1991; BASKENT, 1999). Metzger (2003) complementa que os processos antrópicos de fragmentação de habitats causam mudanças na estrutura da paisagem como consequência das mudanças ocorridas na sua composição e diversidade de comunidades.

As ações de restauração florestal devem, assim, seguir na direção contrária ao processo de fragmentação florestal (GENELETTI, 2004^b; LEITE et al., 2013) e serem propostas de maneira a considerar o histórico de configuração da paisagem, bem como a nova configuração que se pretende obter que, por sua vez, garanta os bens e serviços à população (METZGER; BRANCALION, 2013). Neste contexto, o processo de restauração baseia-se na perspectiva de ecologia da paisagem (NAVEH, 1994; HOBBS; NORTON, 1996; ARONSON; LE FLOC'H, 1996; BELL et al., 1997; METZGER; BRANCALION, 2013; LEITE et al., 2013; STANTURF et al., 2014), ou seja, é estruturado de forma a se obter, ao longo do tempo, o restabelecimento da configuração e dos processos da área que se deseja restaurar. Por consequência, a manutenção e/ou a restauração da biodiversidade da paisagem afetada será garantida (VALENTE; VETTORAZZI, 2008).

McNeely et al. (1990) lembraram que a biodiversidade abrange as espécies de plantas, animais e micro-organismos, assim como os ecossistemas e os processos ecológicos nos quais tomam parte. Por esse motivo, o processo de restauração de uma paisagem requer, na maioria das situações, uma abordagem multidisciplinar baseada em critérios ecológicos e, muitas vezes, em critérios econômicos e sociais (KÄCHELE; DABBERT, 2002; SCHLAEPFER et al., 2002; DUDLEY, 2008; CLEWEL; ARONSON, 2013). Os critérios ecológicos

representam as características críticas da paisagem, especialmente aquelas que influenciam no foco do processo de restauração florestal.

Estudos recentes, de acordo com Leite et al. (2013), sugerem que a estrutura de uma paisagem, essencialmente em termos de cobertura do solo e conectividade, está intrinsecamente relacionada com sua resiliência e com a efetividade de seu manejo. Os autores mencionam que, de acordo com trabalhos como de Tschardtke et al. (2005); Pardini et al. (2010) e Tambosi et al. (2014), a melhor relação entre custo e benefício para a restauração de paisagens, visando à conservação da biodiversidade, ocorre em paisagens caracterizadas por possuir um nível intermediário de resiliência, ou seja, que ainda possuem remanescentes de vegetação natural com certo nível de conectividade entre elas.

O diagnóstico da estrutura da paisagem é, nesse sentido, a primeira etapa do processo de restauração florestal. As métricas de ecologia da paisagem são uma forma de reduzir as incertezas nesse diagnóstico (CONVERTINO et al., 2013) e de conhecer os componentes da paisagem (matriz, fragmentos e corredores) em termos de quantidade e distribuição espacial. As métricas, que expressam a área, a forma e a conectividade dos fragmentos, são avaliadas em conjunto ou subsidiam a composição de novas métricas e/ou critérios, com o objetivo de direcionar as ações de restauração da paisagem.

Valente e Vettorazzi (2005) utilizaram as métricas baseadas em área, forma, área nuclear, proximidade entre fragmentos e vizinhança para avaliar a estrutura florestal de uma bacia hidrográfica em relação ao processo de fragmentação florestal. A partir destas métricas, Geneletti (2004^a) avaliou a fragmentação de ecossistemas, causada especificamente por infraestruturas lineares. As mesmas métricas, utilizadas isoladamente ou em conjunto, foram a base de outros trabalhos. Pode-se citar Zipkin et al. (2009), que modelaram os impactos da fragmentação florestal na riqueza de espécies de aves, tendo por base, dentre outros parâmetros, a área e o perímetro de fragmentos florestais. Valente e Vettorazzi (2008) definiram áreas prioritárias para a conservação florestal, baseados em critérios ecológicos que incluíam a área e área nuclear de remanescentes florestais. Já Scolozzi e Geneletti (2012) se basearam em critérios como a conectividade entre habitats naturais, com o intuito de avaliar os impactos do processo de urbanização. Mello et al. (2014), por sua vez, avaliaram cenários ambientais para o ordenamento de áreas de preservação permanente em um município do sudeste brasileiro, tendo por base a proximidade entre remanescentes florestais, suas áreas e formas.

O conhecimento da paisagem permite, assim, o direcionamento e o sucesso das ações de restauração de sua estrutura (CALMON et al., 2011; CLEWEL; AROSON, 2013). Isto porque, sob a perspectiva da Ecologia da Paisagem, são considerados não apenas o foco do processo de restauração, que são os remanescentes florestais e sua conectividade, como também os componentes atuais das paisagens, como infraestruturas lineares, plantios florestais e agrícolas, áreas urbanizadas, dentre outros (BRANCALION et al., 2013).

Neste contexto, o trabalho objetivou identificar remanescentes florestais prioritários à restauração, visando o incremento da biodiversidade em nível de paisagem, tendo por base critérios ecológicos de estrutura da paisagem.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A área de estudo compreende a Floresta Nacional (FLONA) de Capão Bonito e uma faixa de 10 km a partir dos limites da mesma (zona de amortecimento da UC ainda não definida no plano de manejo), no sudoeste do estado de São Paulo, Brasil. Está situada entre os paralelos 23° 45' 25"S e 24° 04' 59"S e meridianos 48° 38' 26" O e 48° 23' 32" O, com área total de aproximadamente 74.575 ha. A área da FLONA compreende cerca de 4.773,83 ha e o entorno aqui adotado cerca de 69.790,65 ha, as quais estão parcialmente distribuídas em quatro municípios da região (Figura 1).

Na FLONA, o uso e cobertura da terra atuais são formados por um mosaico de plantios florestais de *Pinus spp.* e de talhões naturais de araucária e, ainda, de remanescentes de outras formações florestais características da região, as Florestas Ombrófila Densa e Estacional Semidecidual (VELOSO, 2012). Algumas espécies dessas formações florestais estão presentes, ainda, nos sub-bosques dos talhões de *pinus* e araucária, em diferentes estádios de regeneração. Esse mosaico florestal é consequência de, na década de 1940, a área pertencer ao Instituto Nacional do Pinho (INP) e, a partir do ano de 1968, sob o gerenciamento do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF), passar a categoria de FLONA.



Figura 1 - Localização da FLONA de Capão Bonito e seu entorno, no estado de São Paulo, Brasil.

No entorno da FLONA é marcante a substituição da cobertura natural por diferentes usos do solo (agricultura, plantio comercial de espécies não-nativas), inclusive com a presença de uma rodovia que separa a área total da FLONA em duas partes descontínuas e com tamanhos distintos entre si (Figura 1).

Considerando o cenário brasileiro de manutenção dos 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); que a região de estudo tem potencial para formar um corredor ecológico de biodiversidade, visto sua proximidade (média de 65 km) com parques estaduais (Intervales na direção sul e Carlos Botelho na direção sudeste) e com uma estação ecológica (Angatuba) na direção nordeste e; ainda, a necessidade atual de elaboração do plano de manejo da FLONA, tem-se essa paisagem como foco de estudo de diversos grupos de pesquisadores de universidades, de institutos de pesquisa e, também, de organizações não governamentais.

No que diz respeito ao clima, segundo o sistema Koeppen, é classificado como do tipo CWa, ou seja, tropical de altitude, com temperatura média mensal superior a 22°C (CEPAGRI, 2013). O relevo apresenta altitude média de 700 m, sendo classificado, em média, como suavemente ondulado (ROSS; MOROZ, 1997). Os solos pertencem aos grandes grupos arenoquartzosos profundos e latossolos (PEIXOTO, 2010).

2.2 Caracterização da estrutura da paisagem

Produziu-se o mapa de uso e cobertura do solo por meio de uma classificação digital supervisionada (algoritmo de máxima verossimilhança) de imagem do sensor HRG, do satélite SPOT 5 (2009), com resolução espacial de 2 m. Utilizou-se as bandas espectrais referentes aos comprimentos de onda do azul, verde, vermelho e infravermelho próximo. A imagem foi padronizada para o datum SIRGAS 2000 e sistema de coordenadas UTM (23S), que é o padrão do banco de dados cartográfico, criado para o desenvolvimento do projeto.

No programa computacional de processamento digital de imagens (EXELIS-ENVI, 2005) cumpriram-se as etapas de correções geométrica e atmosférica das bandas espectrais, bem como a classificação propriamente dita. Consideraram-se as seguintes categorias de uso e cobertura do solo para a amostragem de classificação:

- (a) Mata nativa: remanescentes de mata nativa.
- (b) Floresta plantada de *pinus*: talhões de *Pinus ssp.* com diferentes estádios de regeneração de sub-bosque.
- (c) Floresta plantada de eucalipto: talhões de *Eucaliptus ssp.*, manejados em diferentes épocas.
- (d) Floresta plantada de araucária: talhões de *araucária* com diferentes estádios de regeneração de sub-bosque
- (e) Agricultura: áreas com plantação de soja, trigo, milho e também de citrus.
- (f) Pastagem: áreas utilizadas pela pecuária intensiva e extensiva e também áreas cobertas por gramíneas, contudo sem uso definido, estando sujeitas à regeneração de sua vegetação original ou posterior uso com outro tipo de cultura.

As categorias rede hidrográfica, malha viária e área urbana foram obtidas por meio de digitalização em tela, tendo por base a mesma imagem orbital. Para a verificação da exatidão do mapa final, tendo como referência informações de verdade terrestre, utilizou-se uma amostragem estratificada ao acaso, sendo o número de pontos amostrais (nesse caso 80 pontos) definidos como proposto por Eastman (2012).

O mapa de uso e cobertura do solo permitiu descrever quantitativamente a estrutura da paisagem, nesse caso, por meio de métricas de ecologia da paisagem (Tabela 1), calculadas em nível de classe (i.e. categorias do mapa final) e em nível de fragmentos, utilizando a extensão V-Late 2.0 beta no software ArcGIS 10.1.

Para as métricas CORE e TCAI (Tabela 1) definiu-se uma faixa de largura de borda de 30 m, como proposto por Rodrigues (1998), Primack e Rodrigues (2001), Périco e Cemin (2006) e Milan e Moro (2012) para remanescentes de floresta estacional semidecidual.

Os valores em nível de fragmentos subsidiaram a geração das métricas em nível de classe, sendo utilizados para a produção de um gráfico *boxplot* (no programa computacional R), com o intuito de obter-se a descrição quantitativa da estrutura da paisagem.

Tabela 1: Índices de Ecologia da Paisagem empregados na caracterização da área de estudo.

N í v e l d e f r a g m e n t o	Sigla (unidade)	Descrição	Breve Justificativa
	AREA (ha)	Área total de um fragmento.	Dá um indicativo das características gerais de um remanescente, além de ser a base para cálculo de outros índices (METZGER, 1999).
	SHAPE	Perímetro dividido pela raiz quadrada da área do fragmento, ajustado por uma constante. Valor igual ou próximo a um (1) representa formas mais circulares e valores maiores ou iguais a três correspondem a formas irregulares (GRISE, 2008).	Tem relação com sua diversidade e sustentabilidade e é tão importante quanto seu tamanho (METZGER, 1999).
	CORE (ha)	Área (m ²) interna de um fragmento, após ter sido retirada a faixa referente ao efeito de borda, dividida por 10.000 (para converter para hectares).	É um melhor indicativo da qualidade dos fragmentos que sua área total, sendo afetado diretamente pela forma e borda (MCGARIGAL et al., 2012).
	ENN (m)	Distância média do vizinho mais próximo.	A distância média do vizinho mais próximo é a média dessas distâncias para classes individuais no nível de classe e a distância média da classe vizinha mais próxima no nível de paisagem (MCGARIGAL et al., 2012).
N í v e l d e c l a s s e	NP	Número de manchas de cada uso e cobertura do solo.	Avaliação do nível de fragmentação das classes na paisagem.
	CA (ha)	Somatório das áreas de todas as manchas de uma classe.	Dá um indicativo das características gerais de uma classe e uma noção de sua ocupação na área total (MCGARIGAL et al., 2012).
	MPS (ha)	Tamanho médio da mancha: soma do tamanho das manchas dividido pelo número de manchas.	Indicativo do tamanho médio das manchas de cada classe (METZGER, 1999).
	MSI	Índice médio de forma: calculada a média do índice SHAPE dos fragmentos de cada classe.	Deve, contudo, considerar outros aspectos do fragmento, como a sua vizinhança e seu efeito de borda (METZGER, 1999).
	TCAI (%)	Índice de área central total: medida da quantidade relativa de área central na paisagem.	Um fragmento pode ser largo o suficiente para suportar algumas espécies, mas não conter área nuclear suficiente para sustentar essas espécies e, sobretudo, manter a integridade de sua estrutura natural (TURNER et al., 2001).

* As fórmulas e descrição completa dos índices estão em MCGARIGAL et al. (2012).

2.3 Priorização de remanescentes florestais à restauração da paisagem

A priorização de remanescentes florestais ocorreu por meio de um índice nomeado de índice de sustentabilidade (IS), o qual é composto pelas métricas (nível de fragmento) AREA, SHAPE e ENN (Tabela 1; form. 1):

$$IS = Ix AREA_n + Ix SHAPE_n + Ix ENN_n \quad \text{form. 1}$$

Sendo:

I: importância da métrica à restauração da paisagem;

AREA_n: métrica AREA, em nível de fragmento, normalizada para uma escala de 1 a 7;

SHAPE_n: métrica SHAPE, em nível de fragmento, normalizada para uma escala de 1 a 7;

ENN_n: métrica ENN, em nível de fragmento, normalizada para a escala de 1 a 7;

Autores como Geneletti (2004^a); Orsi e Geneletti (2010) e Mello et al. (2014) também propuseram a elaboração de índices tendo por base métricas de ecologia da paisagem, tendo em vista à avaliação da fragmentação florestal e/ou a restauração em nível de paisagem.

As métricas AREA, SHAPE e ENN foram empregadas, para IS, considerando:

- a) AREA: é uma das informações mais importantes de uma paisagem, a qual influencia diretamente em características dos remanescentes, como no perímetro e na área nuclear. Os maiores remanescentes de uma paisagem apresentam os maiores valores de área nuclear e, na maioria dos remanescentes, são aqueles que têm elevada disponibilidade de recursos e comportam maior diversidade de espécies do que os menores remanescentes florestais (CHASE, 2003; FAHRIG, 2003; PARDINI, 2004). Metzger (1997) menciona que o tamanho mínimo necessário para a estabilidade de um fragmento de floresta semidecídua, tendo em vista sua florística, é de 25 ha.
- b) SHAPE: as ações antrópicas podem, além de levar à alteração da forma dos fragmentos florestais, causar a sua total extinção, principalmente daqueles fragmentos de menor tamanho que estão sob total influência da matriz (VALENTE; VETTORAZZI, 2005). Em paisagens agrícolas, altamente fragmentadas, quanto maior o remanescente florestal mais irregular é sua forma (VALENTE; VETTORAZZI, 2002).
- c) ENN: para a restauração florestal, sob a perspectiva de restauração da paisagem, é necessária a conectividade entre os remanescentes florestais (KINDVALL; PETERSSON, 2000). Atendida essa condição, o estabelecimento ou incremento da estrutura interna do “novo fragmento” será alcançado em menor tempo e esses remanescentes de floresta passarão a contribuir para o restabelecimento da integridade natural da paisagem (ROY; TOMAR, 2000). A conectividade pode ocorrer por meio da união ou não união estrutural entre os remanescentes florestais. Braudrey e Merriam (1998) e Uezu et al. (2005) nomeiam a primeira situação de conectividade estrutural e a segunda de conectividade funcional. De qualquer forma, a conectividade influencia no funcionamento da paisagem como um todo, determinando abundância,

persistência e distribuição das espécies nos remanescentes florestais e, dessa forma, é essencial para a sobrevivência e dinâmica das populações (FAHRIG; PALOHEIMO, 1988; ALANDI et al., 2009).

Na definição da importância (I) das métricas à restauração florestal (total de 100%), considerou-se a importância relativa entre elas. Dessa forma, a métrica AREA foi a mais importante para IS, sendo associada a 60% de importância (i.e. $I = 0,6$). Já as métricas SHAPE e ENN foram consideradas respectivamente 10% e 30% em nível de importância para IS (i.e. $I = 0,1$; i.e. $I = 0,3$).

Para o cálculo de IS por fragmento, considerando métricas com distintas unidades, houve a prévia normalização dessas métricas para uma escala comum variando de 1 a 7, respeitando-se a importância de AREA, SHAPE e ENN para priorização dos fragmentos florestais à restauração florestal, como apresentado na Tabela 2.

Tabela 2: Normalização das métricas AREA, SHAPE e ENN para escala comum (n).

AREA (ha)	SHAPE (adimensional)	ENN (m)	Escala comum
< 5	> 7	> 36	1
5 - 25	6 - 7	30 - 36	2
25 - 45	5 - 6	24 - 30	3
45 - 65	4 - 5	18 - 24	4
65 - 85	3 - 4	12 - 18	5
85 - 115	2 - 3	6 - 12	6
>115	1 - 2	< 6	7

Legenda: AREA: área total de um fragmento; SHAPE: índice de forma do fragmento; ENN: Distância do vizinho mais próximo.

Calculou-se IS para os remanescentes florestais da FLONA e seu entorno e, em seguida, foi elaborado um mapa com os fragmentos classificados de acordo o IS em coloração crescente do vermelho para o azul, ou seja, os remanescentes com menor IS apresentam-se nas cores vermelho-laranja, enquanto os fragmentos com maior IS apresentam-se nas cores roxo-azul.

3 RESULTADOS

3.1 Descrição da estrutura da paisagem

O mapa de uso e cobertura do solo (Figura 3), que apresentou exatidão global de classificação de 99,14%, indicou que a paisagem composta pela UC e seu entorno é formada

por uma matriz predominantemente agrícola. A agricultura (i.e. milho, soja, trigo, laranja) ocupa em torno de 40% de sua área total (Tabela 3), sendo sua principal área de ocorrência fora dos limites da UC, ou seja, no seu entorno. Suas manchas apresentam o maior tamanho médio (58,99 ha – Tabela 3) dentre os usos e cobertura do solo, sendo sua menor mancha de 1 ha e a maior de 1.832,45 ha (Figura 2C). Outra característica que é consequência de sua predominância na paisagem é a proximidade entre as manchas (ENNM = 45,36 m – Tabela 3), sendo de aproximadamente 1.813 m o maior valor (Figura 2A). Já as áreas urbanizadas ocupam menos de 1% da paisagem. Estas estão localizadas a oeste da área de estudo e representam dois pequenos municípios da região (Buri e Taquarivaí), os quais juntos possuem aproximadamente 23.000 habitantes.

A floresta plantada é o terceiro maior uso do solo (Figura 3; Tabela 3) presente na paisagem. A mesma ocorre em 20,62% de sua área total, distribuída em plantios de *pinus* (6,71%), de araucária (2,85%) e de eucaliptos (11,06%). Dentro dos limites da UC, no entanto, as florestas plantadas de *pinus* e araucária são o uso do solo predominante, em especial em sua porção de maior tamanho. A FLONA é formada por duas áreas/porções de diferentes tamanhos, separadas por uma rodovia estadual (Figura 3). Em sua porção de menor tamanho observa-se a presença de pequeno percentual de ocupação com agricultura.

Os plantios de eucalipto, por sua vez, estão presentes principalmente no entorno, a nordeste da UC (Figura 3), pertencentes a uma empresa de papel e celulose. De acordo com a Tabela 3, esse uso do solo apresenta o segundo maior número de manchas (NP= 730) e menor valor de MPS (11,26 ha). Contudo, a classe possui uma grande variação de tamanho entre seus fragmentos (de 0,0006 ha a 677,04 ha). Fato esse que não ocorre com a floresta plantada de araucária e *pinus*, visto que possui MPS de 28 ha e 29 ha, respectivamente, e com valores de tamanho máximos de 323,31 ha e 223,94 ha respectivamente (Figura 2C). As manchas de eucalipto, mesmo apresentando menor valor de MPS em relação às manchas de *pinus* e araucária, apresentam valores semelhantes para as métricas TCAI% (74,36%, 72,07% e 76,13%) e MSI (1,60; 1,90 e 1,90), ou seja, possuem semelhanças em termos de percentual de borda e forma. Pode-se dizer que as florestas plantadas têm sua área total reduzida em aproximadamente 25% quando se desconsidera suas faixas de borda e, ainda, apresentam forma mais circular que os demais usos e coberturas do solo (MSI < 2 – Tabela 3). A variação da métrica forma (SHAPE) também indicou formas mais regulares que dos demais usos e coberturas (Figura 2D), com o eucalipto variando de 1,13 a 7,21, o *pinus* de 1,17 a 6,96 e a araucária de 1,19 a 4,59.

Para ENNM (Tabela 3) a floresta plantada apresentou valores de 70,21 m para o *pinus*, 99,38 m para o eucalipto e 146,11 m para a araucária. São distâncias curtas, no entanto, bem maiores que as observadas para a agricultura (ENNM= 45,36 m), em especial quando se observa a maior distância entre os suas manchas. No caso das manchas de *pinus* e eucaliptos, esse maior valor de distância foi de aproximadamente 3.300 m e para manchas de araucária foi de 2.900 m, aproximadamente.

Alguns plantios de eucalipto estão próximos e, assim, têm como vizinho as pastagens, que se concentram especialmente na porção sul da área de estudo, ocupando 10,77% de sua área total (Figura 3, Tabela 3), distribuída em 287 manchas com MPS de aproximadamente 28 ha (valor semelhante ao observado para a floresta plantada; Tabela 3). A forma destas manchas, assim como observação para aquelas de agricultura, é irregular. Isso ocorre porque o valor de MSI foi de 2,36, variando de 1,29 a 6,15 (Tabela 3 e Figura 2D). Como mencionado por Grise (2008), quanto mais próximo a 1 mais semelhante a um círculo é a forma da mancha, sendo mais irregular à medida que se distancia desse valor. Outra característica da pastagem é ter manchas por toda paisagem, em especial no entorno da UC, na região sul da área de estudo, visto que há manchas distantes entre si em 4.396,67 m (Figura 2A). Existem, no entanto, manchas próximas entre si (ENNM = 98,83 m).

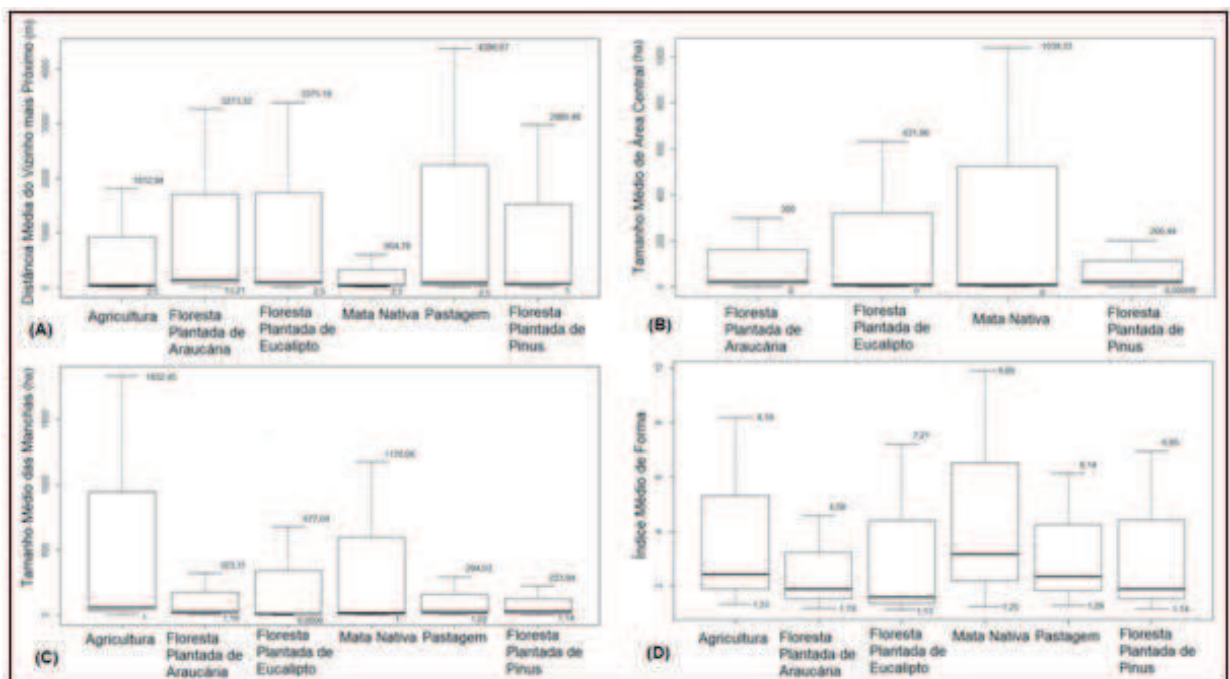
A floresta nativa, que representa 24,45% da paisagem, está distribuída por este mosaico. Ela é pouco representativa dentro da UC e seus maiores remanescentes estão na região do entorno, próximo aos plantios de eucalipto. A Figura 3 ilustra que os remanescentes florestais também estão bem próximos às estradas da região, sendo muitas vezes separados em outros remanescentes por meio delas, assim como pelos rios que compõem a paisagem. A malha viária e a rede hidrográfica ocupam 2,55% e 1,31% da área de estudo, respectivamente.

Uma das principais características da floresta nativa é apresentar maior NP (941 ha) dentre os usos e coberturas do solo e, ainda, com remanescentes que estão também próximos entre si (ENNM = 44,68 m). Obteve-se valor de ENN variando de 2,5 a 604,78 m, que é o menor valor de amplitude obtido para a área de estudo. O tamanho médio dos fragmentos é de 19,31 ha, existindo, contudo, fragmentos com tamanho variando de um a aproximadamente 1.800 ha (Figura 3). São estes fragmentos que apresentam forma mais irregular na paisagem, visto o valor de MSI = 3,17 e sua variação (de 1,25 a 9,89), os quais constituíram-se nos maiores valores de MSI dentre os observados para a paisagem de estudo. Por consequência, a área central dos remanescentes representou 54,49% de sua área total (Tabela 3).

Tabela 3. Métricas, em nível de classe, para diagnóstico da estrutura da paisagem.

Uso e cobertura	Métricas						
	CA (ha)	CA (%)	NP	MPS (ha)	MSI	TCAI (%)	ENNM (m)
Agricultura	29.259,68	40,00	496	58,99	2,44	---	45,36
Floresta plantada de araucária	2.116,87	2,85	76	27,85	1,90	76,13	146,11
Floresta plantada de eucalipto	8.218,76	11,06	730	11,26	1,60	74,36	99,38
Floresta plantada de <i>pinus</i>	4.991,14	6,71	172	29,02	1,90	72,07	70,21
Pastagem	8.005,59	10,77	287	27,89	2,36	---	98,83
Floresta nativa	18.173,32	24,45	941	19,31	3,17	54,49	44,68

Legenda: CA: área total; NP: número de manchas; MPS: tamanho médio das manchas; MSI: índice médio de forma; TCAI: porcentagem de área core total; ENNM: média da distância dos vizinhos mais próximos.

Figura 2- *Boxplot* da variação dos índices ENN (A), MSP(C), MSI (D), TCA (B).

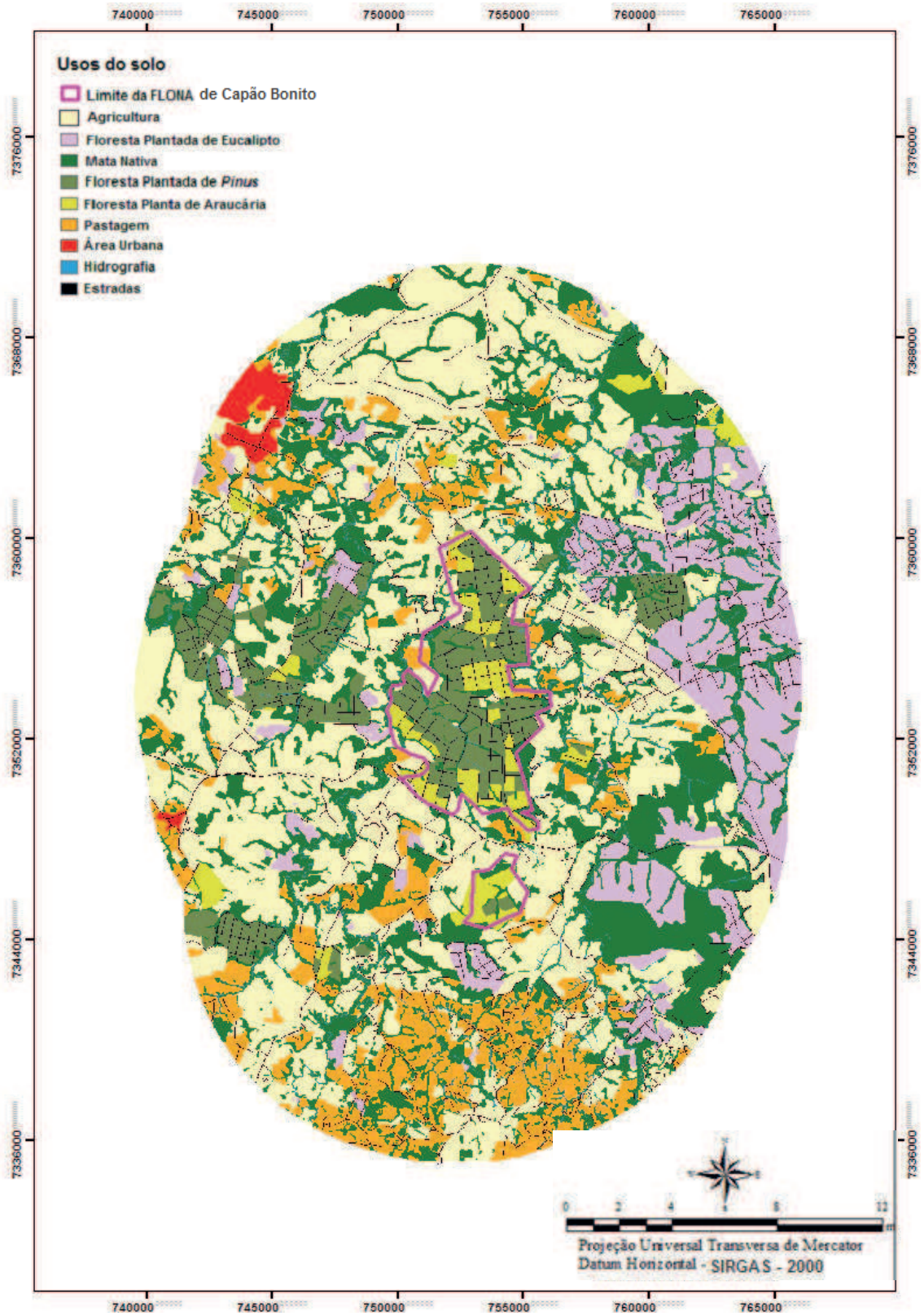


Figura 3 - Uso e cobertura do solo da FLONA de Capão Bonito e seu entorno, SP-Brazil.

3.2 Avaliação dos remanescentes florestais visando à restauração da paisagem

A distribuição dos remanescentes florestais, considerando seu índice de sustentabilidade (IS), indica que aqueles prioritários à restauração florestal estão distribuídos no entorno da UC (Figura 4).

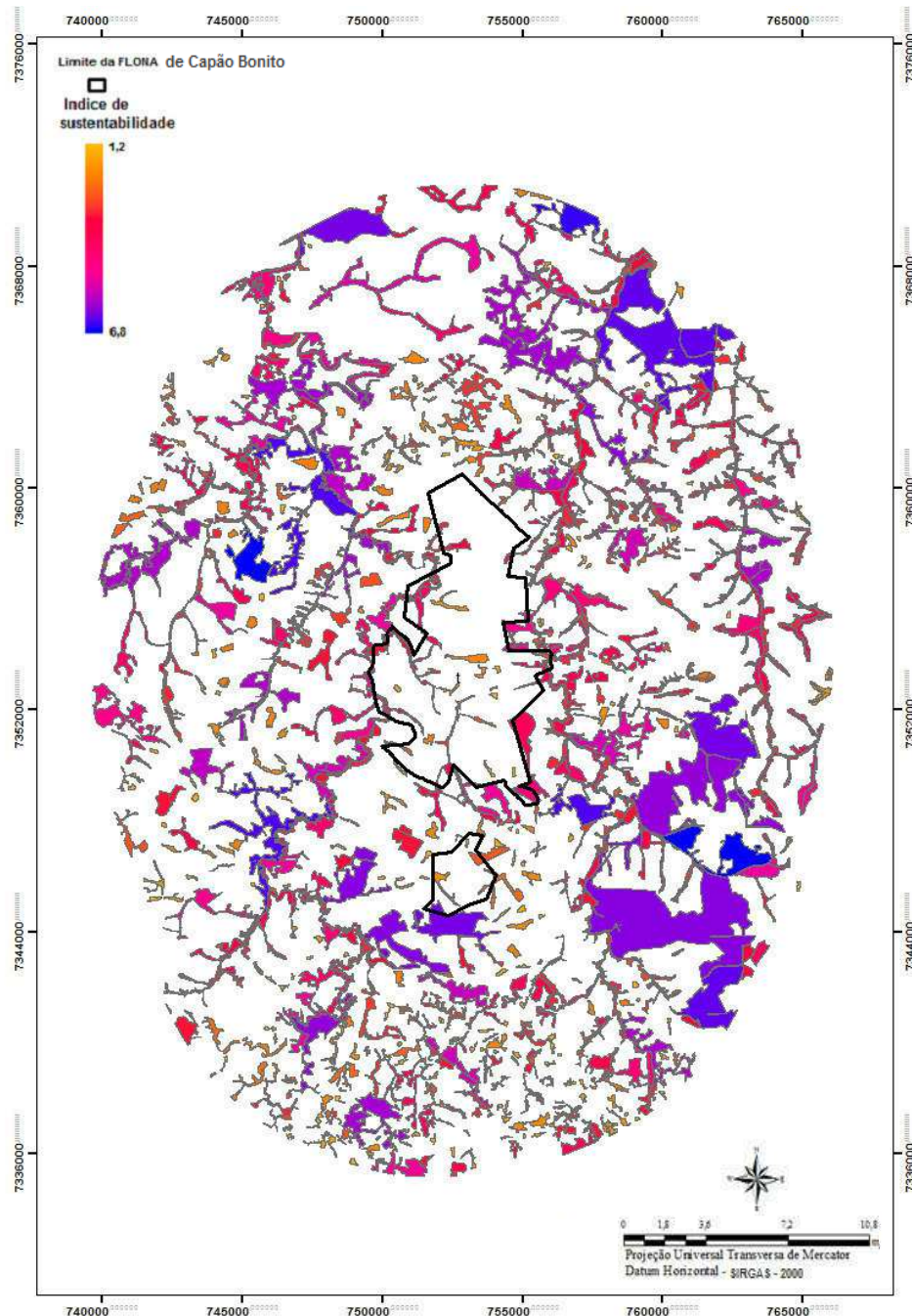


Figura 4 - Fragmentos prioritários à restauração florestal da paisagem, de acordo com IS, para a FLONA de Capão Bonito e seu entorno, SP-Brasil.

Os remanescentes com maiores valores de IS estão próximos entre si (2,5 m a 17,5 m), sendo os maiores da paisagem, variando de 103 ha a 1.176 ha, e com forma menos irregular que os demais (com variação de 2,127 a 9,89) (Figura 4). Estes formam áreas focos na

paisagem e indicam locais de ações de restauração, como nas porções sudeste e nordeste da área de estudo. Estão conectados por meio de outros remanescentes com menores valores de IS e, assim, com características hierarquicamente menos importantes (em termos de área, forma e proximidade entre eles) que aqueles de maior valor de IS. A região sul da paisagem, no entorno da UC, é aquela que concentra os fragmentos florestais com menores valores de IS. Mesmo assim a importância dos remanescentes existe para a restauração da paisagem como um todo. Esses fragmentos apresentam área menor que cinco ha, grande distância entre si, chegando a 604 m e apresentando formato irregular (valores de MSI maior que 6 – Tabela 3).

4 DISCUSSÃO

O diagnóstico da estrutura da paisagem indicou que a vegetação nativa está fragmentada, sendo que os principais remanescentes estão distribuídos no entorno da UC (Figuras 2 e 4). O padrão de fragmentação desta paisagem é formado por poucos remanescentes de maior tamanho e maior número de remanescentes de menor tamanho devido à pressão imposta pela economia (plantios comerciais) e avanço da agricultura e da pastagem. Este padrão de fragmentação também foi observado por autores como Kurasz et al. (2008), os quais verificaram que mais de 80% dos fragmentos vizinhos de uma reserva florestal possuíam área menor que 5 ha; e por Cemin et al. (2009), que constataram em sua área de estudo que 88% dos fragmentos florestais tinham área menor que 1 ha.

A paisagem com matriz agrícola permite, por sua vez, que ações de restauração sejam implementadas e, como mencionado por Geneletti (2004^b) e Leite et al. (2013), possam seguir na direção contrária ao processo de fragmentação florestal. Na área de estudo os principais focos da restauração florestal serão os fragmentos com maiores valores de IS, visto que eles podem garantir a manutenção e/ou a restauração da biodiversidade dessa paisagem. Isto porque possuem área que permite o estabelecimento de uma estrutura interna e, ainda, estão próximos uns aos outros, como também indicado no estudo de Valente e Vettorazzi (2008).

As ações de restauração nos fragmentos de maior valor de IS devem promover a melhoria desses remanescentes em termos de área, forma e proximidade entre eles. Os altos valores da métrica MSI (3,17) indicaram que os fragmentos florestais possuem formas alongadas e irregulares. Vidolin et al. (2011) no estado do Paraná e Mello et al. (2014) e Fushita et al. (2010) no estado de São Paulo apresentam resultados semelhantes ao encontrado nesse estudo. Esse resultado está relacionado com o fato de que muitos dos fragmentos estão

presentes em APP, sendo formados por corredores de mata ciliar. De acordo com Valente e Vettorazzi (2005), os fragmentos com forma irregular estão mais susceptíveis ao efeito de borda, principalmente àqueles de menor área, em função da sua maior interação com a matriz. Torna-se importante incrementar aqueles que já têm maior valor de IS, já que os mesmos contribuirão para a melhoria dos demais.

Os pequenos remanescentes (i.e. com menores valores de IS) também são importantes nesse processo de restauração. É por meio deles que se tem, em muitas situações, a conectividade estrutural e/ou funcional dos maiores remanescentes, como proposto por Rúbio e Saura (2012). Em termos de ações de restauração elas ocorrerão nesta categoria de remanescentes em um segundo momento, tendo em vista seus valores de IS. Mesmo assim já estão contribuindo para a restauração da paisagem como um todo.

O processo de restauração da paisagem deve, assim, contemplar o incremento, tendo como foco os maiores remanescentes, que estão próximos uns aos outros e tem a forma menos irregular, ou seja, os principais grupos de fragmentos proposto por maiores valores de IS (Figura 4). A existência desses fragmentos florestais de maior tamanho é fundamental para a conservação da biodiversidade, pois estes possuem a capacidade de suportar populações com grande número de indivíduos, além de apresentarem maior diversidade de habitats (ALMEIDA et al., 2011). Geralmente os mesmos apresentam maior biodiversidade do que os fragmentos florestais pequenos (área até 10 ha) (VIANA; PINHEIRO, 1998).

Desse modo, para que se possam restaurar os processos ecológicos dos fragmentos florestais dessa área, é necessário aumentar a cobertura florestal, de modo a permitir conectar os fragmentos e diminuir o efeito de borda nos mesmos. Para isso, podem ser tomadas medidas como a implementação de corredores ecológicos e reflorestamentos que tornem os fragmentos florestais com formato mais próximo ao circular (AMADOR, 2003; SEOANE et al., 2010). Nessa paisagem, deve-se iniciar o processo pelos fragmentos com maior valor de IS, visto que, assim haverá melhorias, na conexão, que se estenderão para toda a paisagem. Neste contexto, o processo de restauração será baseado na perspectiva de ecologia da paisagem (NAVEH, 1994; HOBBS; NORTON, 1996; ARONSON; LE FLOC'H, 1996; BELL et al., 1997; METZGER; BRANCALION, 2013; LEITE et al., 2013; STANTURF et al., 2014), ou seja, será estruturado de forma a se obter ao longo do tempo o restabelecimento da configuração e dos processos da área que se deseja restaurar.

5 CONCLUSÃO

Para as condições encontradas na área de estudo concluiu-se que:

- A caracterização da paisagem diagnosticou uma paisagem com predominância de matriz agrícola devido à pressão imposta pela economia.
- A mata nativa foi suprimida pela atividade econômica e, dessa forma, encontra-se distribuída em muitos fragmentos de diversos tamanhos e características.
- As métricas permitiram entender a estrutura e distribuição das manchas na paisagem, servindo de base para a criação do índice de sustentabilidade.
- O índice de sustentabilidade permitiu ranquear os fragmentos florestais, indicando os prioritários à restauração florestal.

6 REFERÊNCIAS

- ALANDI, C. M. et al. **Conectividad ecológica y áreas protegidas: herramientas y casos prácticos**. Madrid: FUNGOBE, 2009. 86 p.
- ALMEIDA, F. S.; GOMES, D. S.; QUEIROZ, J. M. Estratégias para a conservação da biodiversidade biológica em florestas fragmentadas. **Ambiência**, v. 7, n. 2, p. 367-382, 2011.
- AMADOR, D. B. Restauração de ecossistemas com sistemas agroflorestais. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAP, 2003. p. 333-340.
- ARONSON, J.; LE FLOC'H, E. Vital landscape attributes: missing tools for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 4, n. 4, p. 377-387, 1996.
- BASKENT, E. Z. Controlling spatial structure of forested landscapes: a case study towards landscape management. **Landscape Ecology**, v. 14, p. 83-87, 1999.
- BELL, S. S.; FONSECA, M. S.; MOTTEN, L. B. Linking restoration and landscape ecology. **Restoration Ecology**, v. 5, n. 4, p. 318-323, 1997.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Restoration reserves as biodiversity safeguards in human-modified landscapes. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 186-190, 2013.
- 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.
- CALMON, M. et al. Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the atlantic forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 154-158, 2011.
- CARRARA, E. et al. Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. **Biological Conservation**, v. 184, p. 117-126, 2015.
- CEMIN, G.; PERICO, E.; REMPEL, C. Composição e configuração da paisagem da sub-bacia do Arroio Jacaré, Vale do Taquari, RS, com ênfase nas áreas de florestas. **Revista Árvore**, v. 33, n. 4, p. 705-711, 2009.
- CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À AGRICULTURA (CEPAGRI). **Condições meteorológicas**. Disponível em: < <http://www.cepagri.unicamp.br>>. Acesso em: jun. 2013.
- CHASE, S. M. Community assembly: should history matter? **Oecologia**, v. 136, n. 4, p. 489-498, 2003.
- CLEWELL, A. F.; ARONSON, J. **Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession**. 2. ed. Washington: Island Press, 2013. 336 p.
- CONVERTINO, M. et al. Multi-criteria decision analysis to select metrics for design and monitoring of sustainable ecosystem restorations. **Ecological Indicators**, v. 26, p. 76-86, 2013.
- DUDLEY, N. **Guidelines for applying protected area management categories**. Gland: IUCN, 2008. 106 p.
- EASTMAN, J. R. **IDRISI Selva - GIS and image processing software**. Version 17.0. Worcester: Clark Labs, 2012.
- ESRI HEADQUARTERS. **ArcGIS**. Version 10.1. Redlands: Esri Headquarters, 2013.
- EXELIS VISUAL INFORMATION SOLUTIONS. **ENVI**. Boulder: ITT Visual Information Solutions, 2005.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Reviews in Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.

- FAHRIG, L.; PALOHEIMO, J. Determinants of local population size in patchy habitats. **Theoretical Population Biology**, v. 34, n. 2, p. 129-212, 1988.
- FUSHITA, A. T. et al. Dinâmica da vegetação natural e das áreas de preservação permanente na paisagem do município de Santa Cruz da Conceição (SP, Brasil). In: SANTOS, J. E.; ZANIN, E. M.; MOSCHINI, L. E. **Faces da polissemia da paisagem: ecologia, planejamento e percepção**. São Carlos: Rima, 2010. p. 193-200.
- GENELETTI, D. A GIS-based decision support system to identify nature conservation priorities in an alpine valley. **Land Use Policy**, v. 21, n. 2, p. 149-160, 2004^b.
- 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^a.
- GRISE, M. M. **A estrutura da paisagem do mosaico de unidades de conservação do litoral norte do Paraná**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, 2008.
- HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. Towards a conceptual framework for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 4, n. 2, p. 93-110, 1996.
- KÄCHELE, H.; DABBERT, S. An economic approach for a better understanding of conflicts between farmers and nature conservationists - an application of the decision support system MODAM to the Lower Odra Valley National Park. **Agricultural Systems**, v. 74, n. 2, p. 241-255, 2002.
- KINDVALL, O.; PETERSSON, A. Consequences of modelling interpatch migration as a function of patch geometry when predicting metapopulation extinction risk. **Ecological Modelling**, v. 129, n. 1, p. 101-109, 2000.
- KURASZ, G. et al. Caracterização do entorno da reserva florestal EMBRAPA/EPAGRI de Caçador (SC) usando imagem Ikonos. **Floresta**, v. 38, n. 4, p. 641-649, 2008.
- LEITE, M. S. et al. Landscape ecology perspective in restoration projects for biodiversity conservation: a review. **Natureza & Conservação**, v. 1, n. 2, p. 108-118, 2013.
- MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps**. Version 4.0. Amherst: University of Massachusetts, 2012.
- MCNEELY, J. A. et al. **Conserving the world's biological diversity**. Gland: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 1990. 193 p.
- MELLO, K. et al. Cenários ambientais para o ordenamento territorial de áreas de preservação permanente no município de Sorocaba, SP. **Revista Árvore**, v. 30, n. 2, 2014.
- METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: JUNIOR, L. C.; PÁDUA, C. V.; RUDRAN, R. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Editora da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. 667 p.
- 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.
- METZGER, J. P.; BERNACCI, L. C.; GOLDENBERG, R. Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments of different widths (SE Brazil). **Plant Ecology**, v. 133, n. 2, p. 135-152, 1997.
- METZGER, J. P.; BRANCALION, H. S. Challenges and opportunities in applying a landscape ecology perspective in ecological restoration: a powerful approach to shape neolandscapes. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 103-107, 2013.
- MILAN, E.; MORO, R. S. Padrões de fragmentação florestal natural no parque estadual de Vila Velha, Ponta Grossa (PR). **Ambiência**, v. 8, n. 5, p. 685-697, 2012.
- 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.
- NAVEH, Z. From biodiversity to ecodiversity: landscape approach conservation and restoration. **Restoration Ecology**, v. 2, n. 3, p. 180-189, 1994
- NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. S. **Landscape ecology: theory and application**. 2. ed. New York: Springer, 1993. 360 p.
- ORSI, F.; GENELETTI, D. Identifying priority areas for forest landscape restoration in Chiapas (Mexico): an operational approach combining ecological and socioeconomic criteria. **Landscape and Urban Planning**, v. 94, n. 1, p. 20-30, 2010.
- PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity & Conservation**, v. 13, n. 13, p. 2567-2586, 2004.
- PARDINI, R. et al. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0013666>>. Acesso em: jun. 2015.
- PEIXOTO, C. A. B. **Geodiversidade do estado de São Paulo**. São Paulo: CPRM, 2010. 176 p.
- PÉRICO, E.; CEMIN, G. Caracterização da paisagem do município de Arvorezinha, RS, com ênfase na dinâmica dos fragmentos florestais, por meio de sistemas de informações geográficas (SIGs). **Scientia Forestalis**, v. 70, n. 1, p. 9-21, 2006.

- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Midiograf, 2001. 328 p.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2013.
- RODRIGUES, E. **Edge effects on the regeneration of fragments in south Brazil**. 1998. 192 f. Tese (Doutorado em Biologia). The Department of Organismic and Evolutionary Biology, Harvard University, Cambridge, 1998.
- 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.
- ROY, P. S.; TOMAR, S. Biodiversity characterization at landscape level using geo-spatial modeling technique. **Biodiversity Conservation**, v. 95, n. 1, p. 95-109, 2000.
- RUBIO, L.; SAURA, S. Assessing the importance of individual habitat patches as irreplaceable connectivity providers: and analysis of simulated and real landscape data. **Ecological Complexity**, v. 11, p. 28-37, 2012.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 18-32, 1991.
- SCHLAEPFER, M. A.; RUNGE, M. C.; SHERMAN, P. W. Ecological and evolutionary traps. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 17, n. 10, p. 474-480, 2002.
- 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.
- SEOANE, C. et al. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 207-216, 2010.
- SLADE, E. M. et al. Life-history traits and landscape characteristics predict macro-moth responses to forest fragmentation. **Ecology**, v. 94, n. 7, p. 1519-1530, 2013.
- STANTURF, J. A.; PALIK, B. J.; DUMROESE, R. K. Contemporary Forest restoration: A review emphasizing function. **Forest Ecology and Management**, v. 331, p. 292-323, 2014.
- TAMBOSI, L. R. et al. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, p. 169-177, 2014.
- TSCHARNTKE, T. et al. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. **Ecology Letters**, v. 8, p. 857-874, 2005.
- TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape ecology in theory and practice: pattern and process**. New York: Springer, 2001. 406 p.
- UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, M. E. 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.
- VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Definition of priority areas for forest conservation through the ordered weighted averaging method. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 6, p. 1408-1417, 2008.
- VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP. **Scientia Forestalis**, n. 62, p. 114-129, 2002.
- VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Comparação entre métodos de avaliação multicriterial, em ambiente SIG, para a conservação e a preservação florestal. **Scientia Forestalis**, n. 69, p. 51-61, 2005.
- 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.
- VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.
- VIDOLIN, G. P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com Araucária, Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, p. 515-525, 2011.
- ZIPKIN, E. F.; DEWAN, A.; ROYLE, J. A. Impacts of forest fragmentation on species richness: a hierarchical approach to community modeling. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 4, p. 815-822, 2009.

CAPÍTULO 2

Avaliação dos eixos de conectividade em paisagem agrícolas

RESUMO

Uma das principais consequências da mudança do uso do solo é a fragmentação de habitats, que leva ao isolamento dessas áreas, podendo diminuir a conectividade da paisagem para algumas espécies. A conectividade está relacionada ao nível de dificuldade e/ou facilidade da paisagem para o fluxo de espécies. Para seu entendimento necessita-se do diagnóstico da estrutura da paisagem e avaliação da conectividade florestal. Espécies de vertebrados e invertebrados tem auxiliado neste processo. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a presença de eixos de conectividade estrutural e funcional entre os remanescentes de vegetação nativa, tendo como referência espécies de aves. A área de estudo engloba a Floresta Nacional (FLONA) de Capão Bonito e uma faixa de entorno de 10 km a partir de seus limites. Os remanescentes florestais foram caracterizados em termos de sua área, forma e distância média entre eles, por meio de métricas de ecologia da paisagem. Para identificar a conectividade entre os remanescentes florestais obteve-se o Índice Integral de Conectividade (IIC) para os pontos de coleta de aves em fragmentos de vegetação nativa, o que possibilitou quantificar a importância das áreas de habitats e das ligações na manutenção da conectividade da paisagem. Realizou-se a detecção das aves pelo método de pontos fixos, com tempo de observação de dez minutos. A composição das espécies de aves foi obtida por meio da abundância das espécies, e transformada pelo método de Hellinger. Calculou-se o índice de diversidade de Shannon Weaver (H') e a riqueza de espécies. Para a avaliação da conectividade florestal realizaram-se as análises de redundância (RDA), de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) e de regressão múltipla. A análise de redundância indicou que o valor de IIC 1.000m influencia na variância da comunidade de aves. A métrica de forma shape mostrou-se como principal fator que influencia na composição da comunidade de aves, em sua riqueza e diversidade, resultado obtido por meio de análise RDA e regressões múltiplas. Concluiu-se que é possível avaliar os eixos de conectividade usando dados de avifauna, por meio de diferentes distâncias de dispersão. A RDA permite identificar a máxima distância de dispersão para espécies de aves. A forma dos fragmentos florestais é um dos principais fatores que influenciam na comunidade de aves, visto que está relacionada com o efeito de borda e conectividade florestal da paisagem.

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

1 INTRODUÇÃO

As mudanças no uso e cobertura do solo, ocasionadas principalmente pela ocupação humana, são identificadas como fator determinante para a paisagem, influenciando em sua estrutura e funcionalidade (PARCERISAS et al., 2012). Essas mudanças provenientes, em sua maioria, da pressão socioeconômica têm impactos nos processos ecológicos da paisagem, podendo melhorar ou piorar a capacidade do ambiente suportar maior diversidade (FORMAN, 1995; STOMS et al., 2002; POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2006). Uma das principais consequências da mudança do uso do solo é a fragmentação de habitats, que leva ao isolamento dessas áreas podendo diminuir a conectividade da paisagem para algumas espécies (RICKLEFS, 2011). A conectividade da paisagem é de grande importância para a manutenção de populações, pois influencia no movimento dos indivíduos, populações e genes das espécies (SAURA et al., 2011). Dessa forma, a conectividade é crucial para a conservação da biodiversidade, pois diminui o efeito da fragmentação e de mudanças climáticas (CROOKS; SANJAYAN, 2006).

A conectividade possui diversas definições, porque pode ser avaliada de diferentes perspectivas. No âmbito da paisagem, ela pode ser considerada como a capacidade que a paisagem possui de facilitar e/ou impedir a circulação de organismos entre suas manchas (menor unidade que compõe a paisagem) (TAYLOR et al., 1993; TISCHENDORF; FAHRIG de 2000; SCHOOLEY; WIENS, 2003). Considerando a perspectiva de uma espécie, a conectividade é considerada como a relação funcional entre os fragmentos de habitat, a qual suporta o fluxo de espécies e, permite a manutenção da biodiversidade a longo prazo (FAHRIG, 1997; LAITA et al., 2011). De forma geral, pode-se dizer que a conectividade está relacionada ao nível de dificuldade e/ou facilidade da paisagem para o fluxo de espécies (TAYLOR et al., 1993; PRINGLE, 2003; BAGUETTE; VANDYCK, 2007).

Braudrey e Merriam (1998) e Uezu et al. (2005) propõem, dessa forma, a distinção do termo conectividade em estrutural e funcional. A conectividade estrutural está estritamente relacionada à análise do arranjo espacial e da relação física entre os fragmentos, a qual é expressa por meio da continuidade espacial (ex.: por meio de corredor florestal) ou do distanciamento existente entre os fragmentos (UEZU et al., 2005; BAGUETTE; VANDYCK, 2007, GARCÍA-FECED et al., 2011). A conectividade funcional, por sua vez, considera as repostas biológicas e comportamentais de uma espécie e estima a facilidade de seus indivíduos em locomover-se pelas diferentes manchas da paisagem. Isto considerando, também, as características espaciais das manchas na paisagem (GOODWIN, 2003; BÉLISLE,

2005; THEOBALD, 2006; BAGUETTE; VANDYCK, 2007). A mesma está intrinsecamente relacionada à ligação funcional entre os fragmentos naturais dependendo, assim, da habilidade das espécies em transpor/percorrer matrizes permeáveis (NEEL, 2008; PEROTTO-BALDIVIESO et al., 2009), para ir de um fragmento ao outro (mesmo que fisicamente não unidos) (RIBEIRO et al., 2009).

Para o entendimento do processo de conectividade florestal necessita-se do diagnóstico da estrutura da paisagem, sendo que as métricas de ecologia da paisagem são uma forma de reduzir as incertezas, nesse diagnóstico (CONVERTINO et al., 2013). Neste contexto, desenvolveram-se índices que avaliam a conectividade estrutural das paisagens.

McGarigal et al. (2012) já afirmavam que as métricas que inferem sobre a conectividade estrutural devem ser avaliadas em conjunto com outras relacionadas a forma, ao tamanho, a área nuclear dentre outras características do remanescente florestal. Desta forma, pode-se conhecer os componentes da paisagem (matriz, manchas e corredores) em termos de quantidade, distribuição espacial e influência nos processos ecológicos (WATRIN; VENTURIERI, 2005; LANG; BLASCHKE, 2009). Por meio dessas métricas estudos foram realizados para diagnóstico da estrutura da paisagem e da conectividade florestal (SCOLOZZI; GENELETTI, 2012; TAMBOSI; METZGER, 2013, ECHEVERRIA et al., 2013).

No que diz respeito, especificamente, ao entendimento da conectividade funcional Saura e Rubio (2010) ressaltam o uso da abordagem da teoria dos grafos, nomeada também de modelos de gráficos. De acordo com esta teoria, as manchas da matriz e as distâncias entre elas, são transformadas em gráficos de nós e linhas (gráfico de rede). A conectividade entre pares de fragmentos e, entre todas as manchas, são calculadas na forma de probabilidades de conexões e índices binários (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006). Uma das vantagens associada a teoria é sua capacidade de incorporar, às quantificações (gráficos de rede), variáveis como riqueza de espécies, abundância das espécies, além de características espaciais como a forma da mancha, dentre outras. Outra vantagem é que estes modelos possibilitam averiguar a contribuição de cada elemento “chave”, que é inserido na avaliação da conectividade da paisagem, além de gerar resultados para conectividade funcional, também abrangendo a conectividade estrutural (BUNN et al., 2000; JORDAN et al., 2003; SAURA; RUBIO, 2010).

Atualmente, embora a conectividade funcional venha sendo avaliada por meio de diferentes índices e métricas da ecologia da paisagem (LIU et al., 2014^a; LIU et al., 2014^b;

GARCÍA-FECED et al., 2011; SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007), estudos revelam que há a necessidade de se verificar as respostas das espécies em relação à estrutura da paisagem, sua dispersão, seu grau de mortalidade durante a dispersão e seus limites de interações (SCOLOZZI; GENELETTI, 2012), visando o melhor entendimento do processo de conectividade florestal.

As características motoras das espécies podem favorecê-la a transpor uma matriz que, desta forma, se torna permeável a esta espécie (PEROTTO-BALDIVIESO et al., 2009). Bailey (2007), Urban et al. (2009) e Zetterberg et al. (2010) apontam, por este motivo, diferentes indicadores de conectividade com diferentes características e complexidades.

Mudanças nas características ecológicas da paisagem podem ser quantificadas por respostas de vertebrados e invertebrados (THOMAS et al., 2001; HOBBS; YATES, 2003; DRISCOLL; WEIR, 2005; LAMPILA et al., 2005; KOLB, 2008; BAUERFEIND et al., 2009; TANG et al., 2011; JACKSON et al., 2012). Com essa finalidade, o grupo de aves é frequentemente usado para que se possa compreender as alterações na paisagem (DREVER et al., 2008; EGLINGTON et al., 2012), pois estas têm grande variação interespecífica, na capacidade de deslocamento entre manchas favoráveis de recursos (GASCON et al., 1999) e, assim, respondem a variações na composição, estrutura e condição das manchas que compõem a paisagem (MÖRTBERG, 2001; DURES; CUMMING, 2010; SKROBLIN; LEGGE, 2012).

Neste contexto, o principal objetivo do trabalho foi avaliar a presença de eixos de conectividade estrutural e funcional entre os remanescentes de vegetação nativa, tendo como referência espécies de aves.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo 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, englobando uma Unidade de Conservação (UC), neste caso a Floresta Nacional (FLONA) de Capão Bonito e uma faixa de entorno de 10 km a partir de seus limites (Figura 1). Definiu-se a largura da faixa de entorno em função da UC não ter plano de manejo e, considerando que de acordo com o SNUC (2000), a zona de amortecimento consiste justamente em uma faixa com 10 km de largura, ao redor dos limites das FLONAS.

A área total de estudo é de, aproximadamente, 74.575 ha, da qual 4.773,83 ha são ocupados pela FLONA e 69.790,65 ha pela faixa de entorno, sendo distribuída por quatro municípios: Capão Bonito, Buri, Taquarivaí e Itapeva.

O clima regional 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 700m (ROSS; MOROZ, 1997). Os solos pertencem aos grandes grupos Arenoquartzosos profundos e Latossolos vermelho-amarelo (PEIXOTO, 2010).

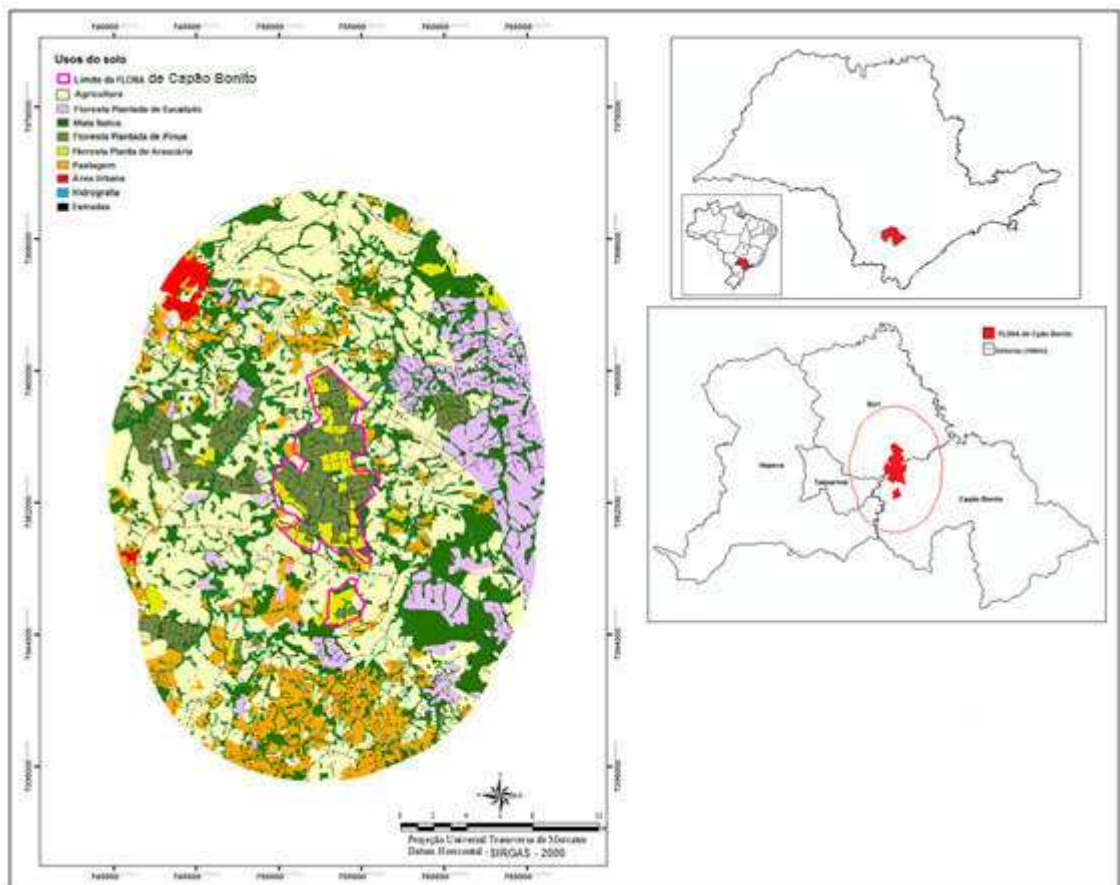


Figura 1- Localização FLONA de Capão Bonito e seu entorno e seu uso e cobertura do solo (ano 2015), no estado de São Paulo, Brasil.

A FLONA de Capão Bonito foi, inicialmente, nomeada de Instituto Nacional do Pinho (INP) e, 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 FLONA. Na atualidade ela é formada por duas glebas que distam aproximadamente 11 km entre si, sendo separadas por uma rodovia estadual. A Gleba I, chamada “Presidente Aristedes Largura”, possui cerca de 3.961,73 hectares. A Gleba II, menor porção, possui cerca 382,60 hectares.

Segundo o mapeamento de uso e cobertura do solo (Figura 1), que foi gerado a partir de uma classificação digital supervisionada cuja exatidão global de classificação é de 99,14%, a área de estudo é composta por uma matriz agrícola. Cerca de 40% da área total é ocupada por agricultura, sendo sua área de ocorrência fora dos limites da FLONA. No interior da FLONA observa-se a presença de pequeno percentual de cultivo agrícola, na porção de menor tamanho (Gleba II). As áreas urbanas são representadas por duas cidades, Buri e Taquarivaí, que juntas ocupam menos que 1% da paisagem de estudo. A malha viária e a rede hidrográfica ocupam 2,55% e 1,31% da área de estudo, respectivamente. As florestas plantadas ocupam 20,62% da área total, distribuídas em plantios de pinus (6,71%), araucária (2,85%) e eucaliptos (11,06%). No interior da FLONA as florestas plantadas de pinus e araucária são os usos do solo predominantes, em especial, na sua porção de maior tamanho (Gleba I). Nessas áreas de pinus e araucária, localizadas na Gleba I, desse estabeleceram sub-bosques de formações florestais nativas, pois estas áreas estão em longo pousio. Os plantios de eucalipto encontram-se principalmente no entorno, a nordeste da UC, onde se localiza uma empresa de papel e celulose. Alguns plantios de eucalipto estão próximos às pastagens, as quais ocupam 10,77% da área total, distribuídas em 287 manchas e localizadas ao sul da área de estudo.

A floresta nativa representa 24,45% da área de estudo, sendo que seus maiores remanescentes encontram-se na região do entorno da FLONA, próximos aos plantios de eucalipto. Esses remanescentes são pertencentes às formações florestais Ombrófila Densa e à Floresta Estacional Semidecidual (VELOSO, 2012). Essa paisagem possui remanescentes do bioma Mata Atlântica – 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.

A área de estudo dista aproximadamente 65 km, ao sul, do Parque Estadual Intervales, a sudeste do Parque Estadual Carlos Botelho e 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, devido à importância para a conservação da biodiversidade, a conectividade com outros parques e a necessidade de elaboração do Plano de Manejo para a FLONA.

2.2 Conectividade florestal: estrutural e funcional

Para identificar a conectividade entre os remanescentes florestais utilizou-se ferramentas baseadas na teoria dos grafos, a partir da qual a conectividade de habitats é avaliada segundo uma ótica topológica. Neste caso, os fragmentos florestais foram representados por nós e a possibilidade de fluxo e dispersão de espécies expressas por linhas no gráfico (ligações entre os remanescentes florestais) (URBAN; KEITT, 2001; MINOR; URBAN, 2008; ZETTERBERG et al., 2010) (Figura 2).

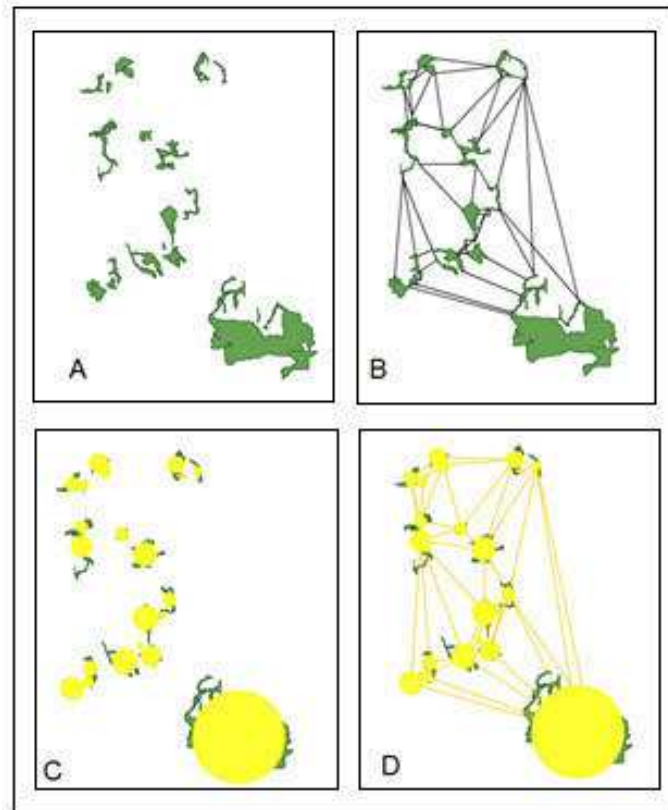


Figura 2 - Fragmentos de mata nativa (A), linhas representando os eixos de conexão entre eles (B), sua representação por nós (C) e grafos de nós e linhas (D).

Neste contexto, os fragmentos florestais (extraídos do mapa de uso e cobertura do solo) foram transformados em grafos, a partir dos quais gerou-se o índice de conectividade, no programa Graphab 1.2 (FOLTÊTE et al., 2012). Para este estudo selecionou-se o Índice Integral de Conectividade (IIC), como proposto por Pascual-Hortal e Saura (2006), pelo fato dele ser considerado, dentre os disponíveis para esta análise, o mais sensível à presença de elementos de ligação (BODIN; SAURA, 2010).

O IIC é um índice binário que varia de 0 a 1, assumindo valores próximos a um quando se tem o nível máximo de conectividade. Ele considera a área dos fragmentos (i.e habitat), o fluxo de dispersão estimado entre os fragmentos e, ainda, a contribuição do fragmento como elemento conector que sustenta a conectividade da paisagem. É obtido pela

soma dos atributos de um dado par de nós conectados dividido pelo número de ligações do caminho mais curto entre esses dois nós (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007).

Calculou-se, assim, IIC para os pontos de coleta de aves em fragmentos de vegetação nativa, o que possibilitou quantificar a importância das áreas de habitats (nós) e das ligações na manutenção da conectividade da paisagem (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007; SAURA; TORNÉ, 2009). Para o cálculo do índice estipulou-se o valor máximo de dispersão das espécies de 500m, considerando os resultados obtidos por Carvalho e Villar (2005) em estudos de dispersão faunística. Calculou-se, também, o IIC para distâncias de dispersão de 1.000m, 1.500m e 2.000m, obtidas a partir da avaliação visual da plotagem dos dados de IIC. Estes valores de distância correspondem aos pontos de inflexão na plotagem de IIC.

Os valores IIC representam tanto a conectividade estrutural quanto funcional dos remanescentes florestais, visto que considera tanto a área dos fragmentos quanto a dispersão de espécies entre fragmentos. Por este motivo, realizou-se a caracterização da estrutura florestal da paisagem de estudo (item 2.3) e também houve o levantamento da comunidade de aves (item 2.4).

2.3 Descrição quantitativa da estrutura florestal da paisagem

Os remanescentes florestais (extraídos do mapa de uso e cobertura do solo) foram caracterizados em termos de sua área, forma e distância média entre eles, por meio das respectivas métricas de ecologia da paisagem, utilizando o programa V-Late 2.0 beta, no ambiente do SIG ArcGIS 10.1 (ERSI, 2013):

- a) AREA (ha): permite a obtenção de característica geral dos fragmentos e serve de base para o cálculo de outras métricas (METZGER, 1999).
- b) SHAPE: obtido por meio da divisão do perímetro pela raiz quadrada da área do fragmento, ajustado por uma constante. Valores igual ou próximo a um (1) definem formas mais circulares e valores maiores que três correspondem a formas irregulares (GRISE, 2008). Para análise dos dados utilizou-se os valores de shape em logaritmo.
- c) ENN (m): informa a distância média do vizinho mais próximo para a classe em estudo (fragmentos florestais) (MCGARIGAL et al., 2012). ENN expressa a conectividade estrutural entre os remanescentes florestais. Neste estudo, no

entanto, não foi utilizado nas quantificações da conectividade, apenas na caracterização geral da estrutura florestal.

2.4 Amostragem de aves para conectividade funcional

O delineamento amostral das espécies de aves considerou o nível de proximidade entre os remanescentes florestais, a partir da qual a paisagem foi dividida nos seguintes quadrantes de conectividade florestal: médio-baixo, médio, médio-alto e alto (Figura 3A).

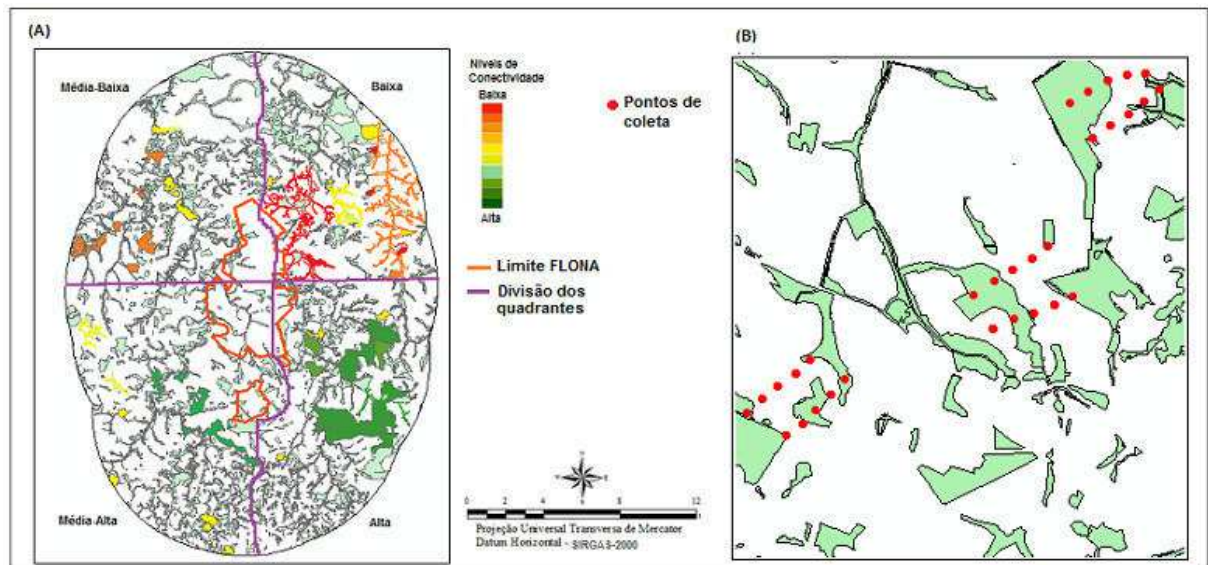


Figura 3 - Fragmentos florestais de acordo com os níveis de conectividade florestal (A) e, exemplo de pontos de coleta (B).

Para se atingir a suficiência amostral, nos diferentes níveis de conectividade, definiu-se quatro trilhas (aos pares) por quadrante, totalizando assim 16 trilhas. Em cada trilha alocou-se cinco pontos de coleta, totalizando assim em 80 pontos amostrais, distribuídos nos diferentes usos e cobertura do solo. Entre cada ponto de coleta respeitou-se a distância de 250m de modo que a trilha obteve o total de 1km de comprimento. Para evitar sobreposição da área de coleta, entre as trilhas de cada par, respeitou-se a distância de 500m (Figura 3B). Ressalta-se que o primeiro e o último ponto de coleta (quinto) sempre estavam dentro de remanescentes florestais e os demais da mesma trilha localizados nos diferentes usos. Os pontos de coleta foram visitados cinco vezes (cinco campanhas de campo), sendo georreferenciados com auxílio de receptor GPS de navegação e marcados com fita zebra.

Realizou-se a detecção das aves pelo método de pontos fixos, como indicado por Robbins (1978), pois o mesmo permite avaliar a área de estudo de maneira uniforme (ANDERSON et al. 1979; REYNOLDS et al., 1980). Estipulou-se dez minutos como tempo de observação em cada ponto amostral (LYNCH, 1995; RALPH et al., 1995), mesmo tempo

utilizado para gravação dos sons por gravadores de voz. Realizaram-se as coletas de dezembro de 2013 a dezembro de 2014, de modo a abranger as quatro estações do ano. As campanhas de campo iniciavam-se nos primeiros 30 minutos após o amanhecer, estendendo-se por cerca de três horas.

Para a identificação das espécies consultou-se o guia de campo de aves do Brasil (BINI, 2009) e, também, páginas de pesquisa especializadas em identificação de espécies de aves (<http://www.wikiaves.com.br/>; <http://www.xeno-canto.org/>). A nomenclatura das espécies está de acordo com a nona edição da lista de aves do Brasil (CBRO, 2014).

A composição das espécies foi obtida por meio da abundância das espécies e transformada pelo método de Hellinger, de modo a reduzir o viés imposto pelas espécies que possuíam maior número de registros (LEGENDRE; GALLAGHER, 2001). Realizou-se uma curva de acumulação de espécies por “bootstrap”, com 1000 re-amostragens (PILAR, 2004).

Calculou-se o índice de diversidade de Shannon Weaver (H'), para os pontos que representam os fragmentos florestais (VALENTIN, 2000; DIAS, 2004) e a riqueza de espécies para quantificar o número total de espécies coletadas por fragmento florestal por meio do programa BiodiversityR (KINDT; COE, 2005).

2.5 Avaliação dos eixos de conectividade florestal

Para a avaliação da conectividade florestal realizaram-se as análises de redundância (RDA), de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) e de regressão múltipla.

A RDA é considerada uma extensão da análise de regressão múltipla e comumente é utilizada para modelar dados de resposta multivariada (BORCARD et al., 2011). Seu principal produto, no contexto deste trabalho, é a ordenação dos dados de composição da comunidade de aves em relação à estrutura e conectividade da paisagem (i.e. em função de IIC). Para o estudo, realizaram-se duas RDAs, a primeira considerando apenas os valores de IIC, calculados para as distâncias de dispersão de aves (500 m, 1.000 m, 1.500 m e 2.000 m). Na segunda inseriu-se uma informação relacionada à estrutura dos remanescentes florestais da paisagem, que é a forma dos fragmentos. Gerou-se, assim, RDA considerando os valores de IIC e, também, da métrica shape, visto que para obtenção dos valores de IIC já se considera a área dos remanescentes florestais e a distância (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007). Além de que as ações antrópicas podem levar à alteração da forma dos fragmentos florestais e assim causar sua extinção, principalmente daqueles que estão sob total influência da matriz (VALENTE; VETTORAZZI, 2005).

A respeito do NMDS, realizou-se por meio de uma matriz calculada a partir do índice de similaridade das espécies (Bray-Curtis, com 999 permutações). Reduziu-se, desta forma, a dimensionalidade dos dados de composição de espécies (transformada por Hellinger), para um eixo único de uma ordenação multivariada (MCCUNE; GRACE, 2002).

A análise de regressão múltipla considerou, por sua vez, os resultados de NMDS, a riqueza e a diversidade de Shannon. Desse modo, realizou-se três regressões múltiplas, cada uma contendo uma das variáveis (NMDS, riqueza e diversidade de Shannon) juntamente com o resultado da RDA para o IIC e métrica shape.

3 RESULTADOS

Os fragmentos florestais (i.e. 20 amostrados) da UC e entorno apresentaram tamanho médio de 82,11 ha, sendo que os tamanhos do menor e do maior são, respectivamente, 2,04 ha e 1.176,06 ha (Figura 4A). A forma dos remanescentes florestais é irregular, pois poucos obtiveram o valor do índice de forma próximo a 1 (forma circular). O índice de forma (Shape) variou entre 1,35 e 6,04 com valor médio de 3,57 (Figura 4C). A média obtida para os valores da distância do vizinho mais próximo (ENN) foi de 154,05m, variando entre 9,01 m e 556,53 m (Figura 4B). Esse valor médio de ENN remete a uma paisagem formada por remanescentes florestais conectados, mas não é o que indica a Figura 5.

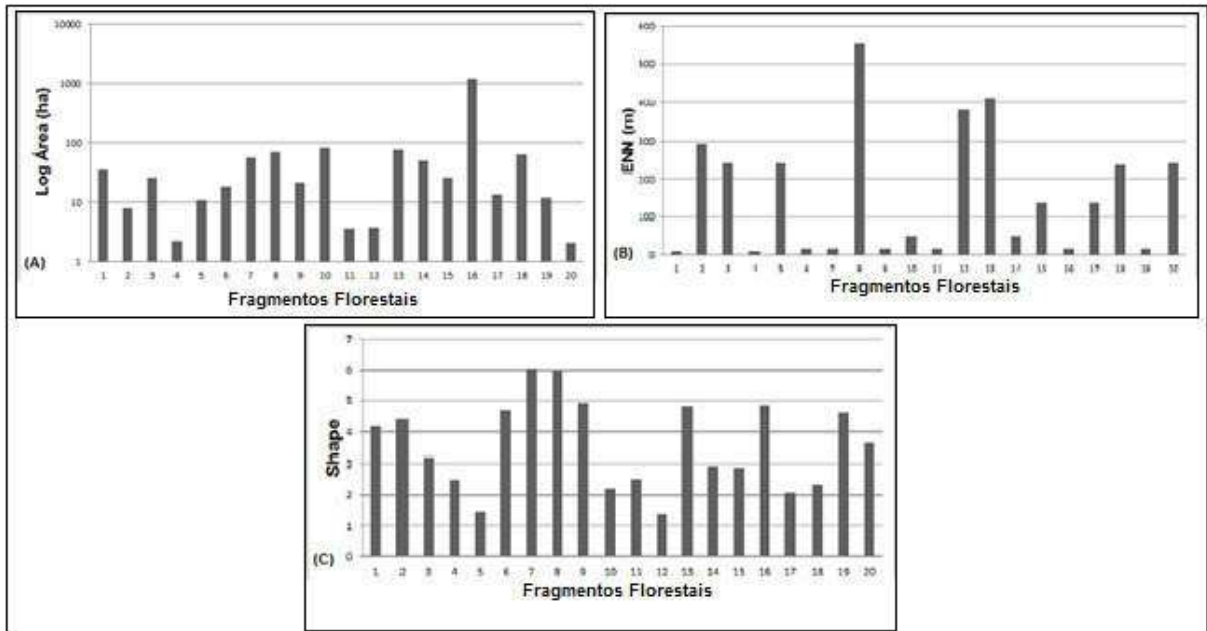


Figura 4- (A) Área dos fragmentos apresentada em log, (B); Distância do vizinho mais próximo, (C) Forma dos fragmentos.

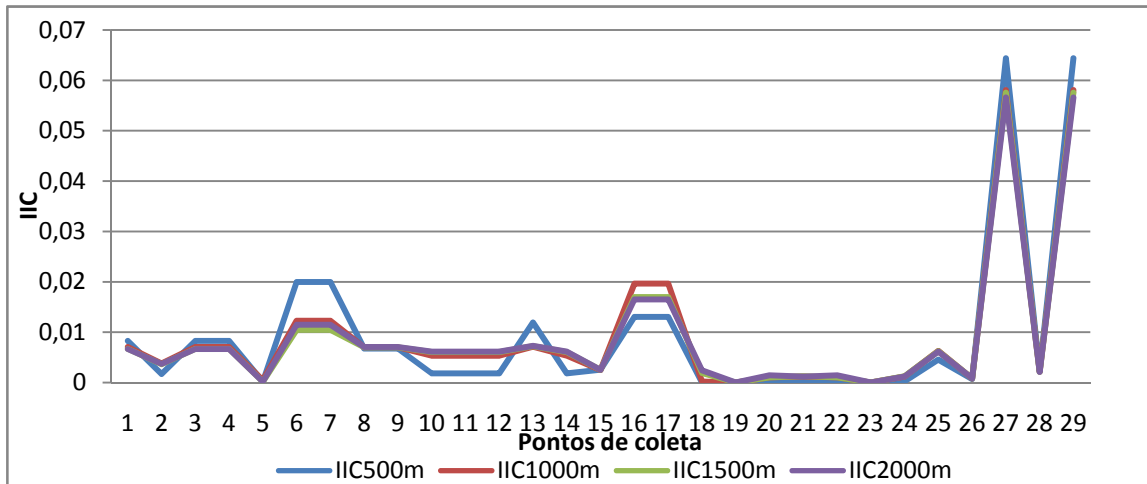


Figura 5 - Índice IIC para as distâncias de dispersão de 500m, 1.000m, 1.500m e 2.000m.

Obteve-se por meio dos valores de IIC apresentados na Figura 5, que a FLONA de Capão Bonito e sua área de entorno possuem fragmentos florestais com baixos níveis de conectividade. Mesmo para os diferentes limiares de dispersão, os valores de IIC apresentaram-se bem menores do que 1, ou seja, para a maioria dos pontos amostrados obteve-se valores menores do que 0,01. Os dados de registro de espécies da comunidade de aves foram empregados na verificação da conectividade funcional (Figura 6).

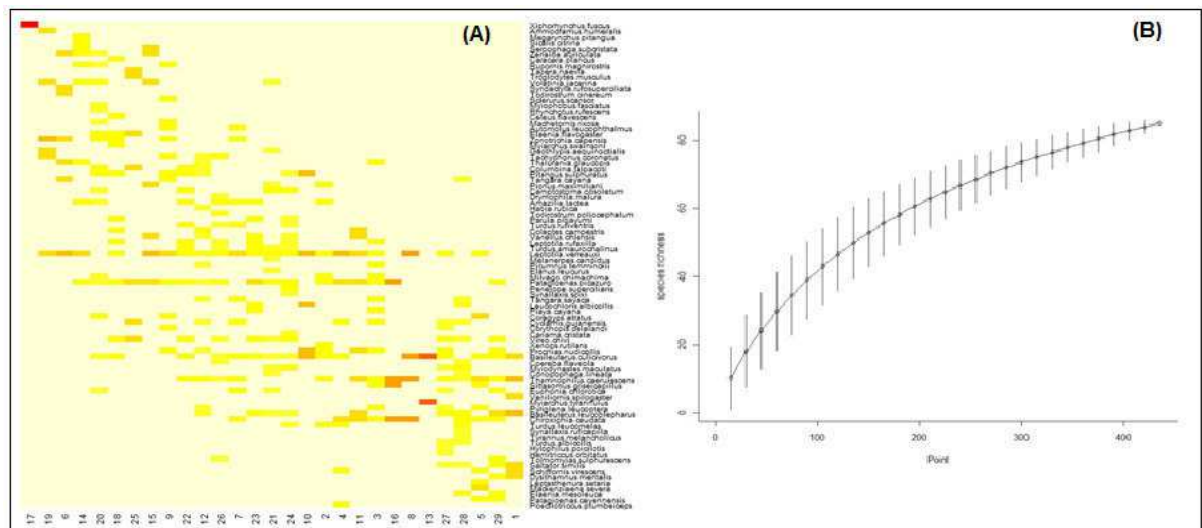


Figura 6 - (A) Registros das espécies transformados por Hellinger; (B) Curva de acumulação de espécies.

Houve diferença na abundancia espécies entre os remanescentes de mata nativa. Em geral as espécies mais abundantes foram *Patagioenas picazuro* (Pombão), *Leptotila verreauxi* (Juriti-pupu), *Basileuterus culicivorus* (Pula-pula), *Zonotrichia capensis* (Tico-tico), *Chiroxiphia caudata* (Tangará). A Figura 6 (A) tem os dados de comunidade de aves transformados pelo método de Hellinger.

A Figura 6 (B) ilustra a curva de acumulação de espécies, que não apresentou estabilização em um patamar, mas observou-se diferenças marcantes nos padrões da composição da comunidade, abundância e distribuição das espécies.

Outros dados da avifauna, como riqueza e diversidade de Shannon (Figura 7), também foram obtidos para posterior análise da influência da conectividade.

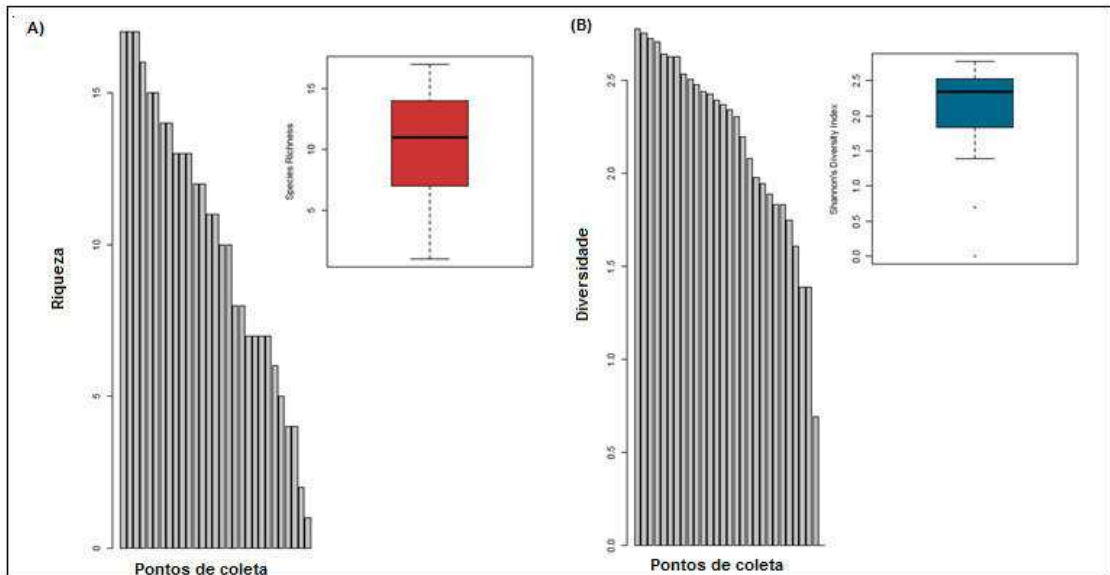


Figura 7 - (A) Riqueza por ponto de coleta; (B) Diversidade de Shannon por ponto de coleta.

A Figura 7A ilustra a riqueza, com valor médio de dez espécies, variando para cada ponto de coleta sendo o menor valor obtido de uma espécie e o valor máximo de 17 espécies. Esse baixo valor de riqueza pode ser explicado pela área de estudo ser representada por fragmentos de pequena área. Na Figura 7B observou-se que o índice de Shannon também varia sendo o valor médio de 2,11 para os pontos de coleta, variando do valor mínimo de zero e máximo de 2,77. O valor o índice de Shannon médio encontrado foi um baixo valor, provavelmente pela conectividade da paisagem, efeito de borda e da matriz. Desse modo buscou-se verificar a influencia dos diferentes valores de IIC na comunidade de aves, apresentado na Figura 8.

Esses resultados da comunidade de aves são para os 20 fragmentos florestais, foco deste estudo. Os dados de avifauna, obtidos para toda a paisagem (FLONA e entorno), estão disponíveis em Matos (2015).

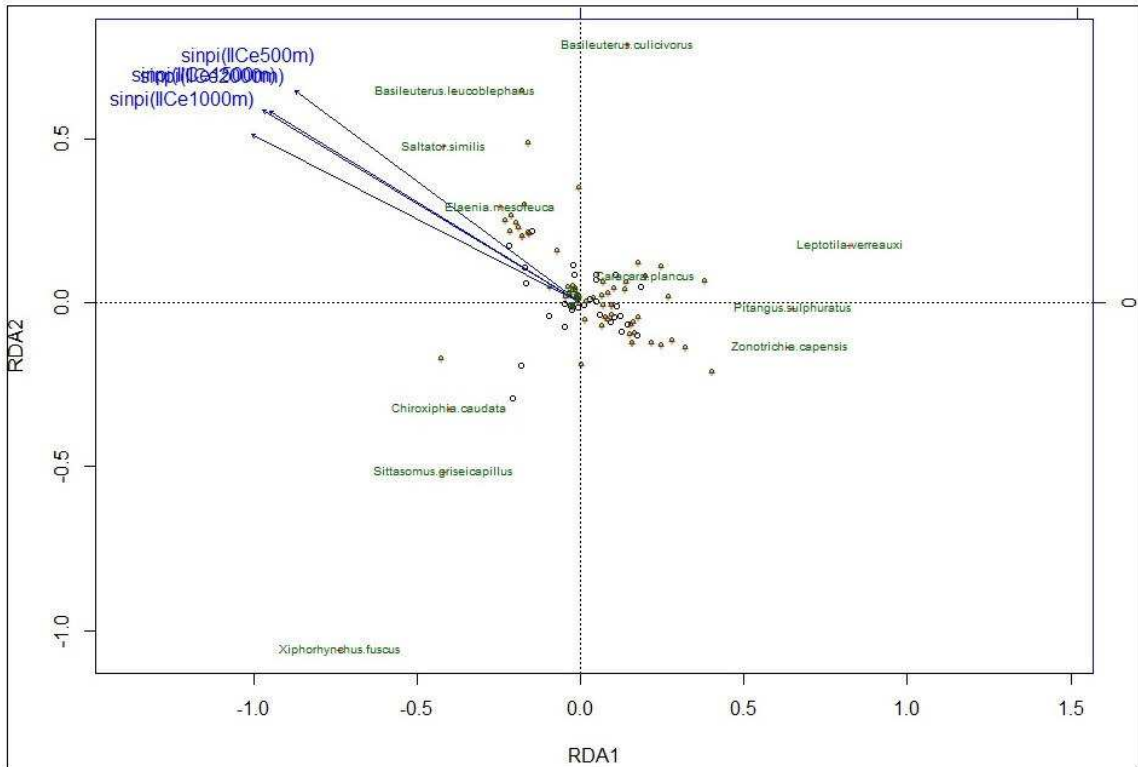


Figura 8. Ordenação da composição de espécies e valores de IIC para as diferentes dispersões. Os pontos são as espécies de aves (Comunidade- Hellinger) e as setas azuis são os valores de IIC para os valores de dispersão de 500, 1.000, 1.500 e 2.000m.

Observou-se que os diferentes IIC aparentam influenciar a comunidade de aves de forma muito semelhante. As setas azuis apresentam-se no mesmo quadrante, com pouca diferença entre suas inclinações. A ANOVA indicou que há variância significativa entre as distâncias de ordenação na comunidade de aves apenas para os valores de IIC 1.000m. Observou-se que o valor de 500m possui menos ligações entre os fragmentos do que a distancia de 1.000m e, desse modo 500m não indica alteração na estrutura da comunidade de aves que abrange. Valores 1.500m e 2.000m possuem maior número de ligações entre os fragmentos, de modo a conectar todos os fragmentos da área de estudo. Assim, também não apresentaram influência na estrutura da comunidade aves que abrangem. Realizou-se uma RDA os dados de IIC 1.000m e a métrica shape buscando verificar se há diferença entre suas influencias na estrutura da comunidade de aves (Figura 9).

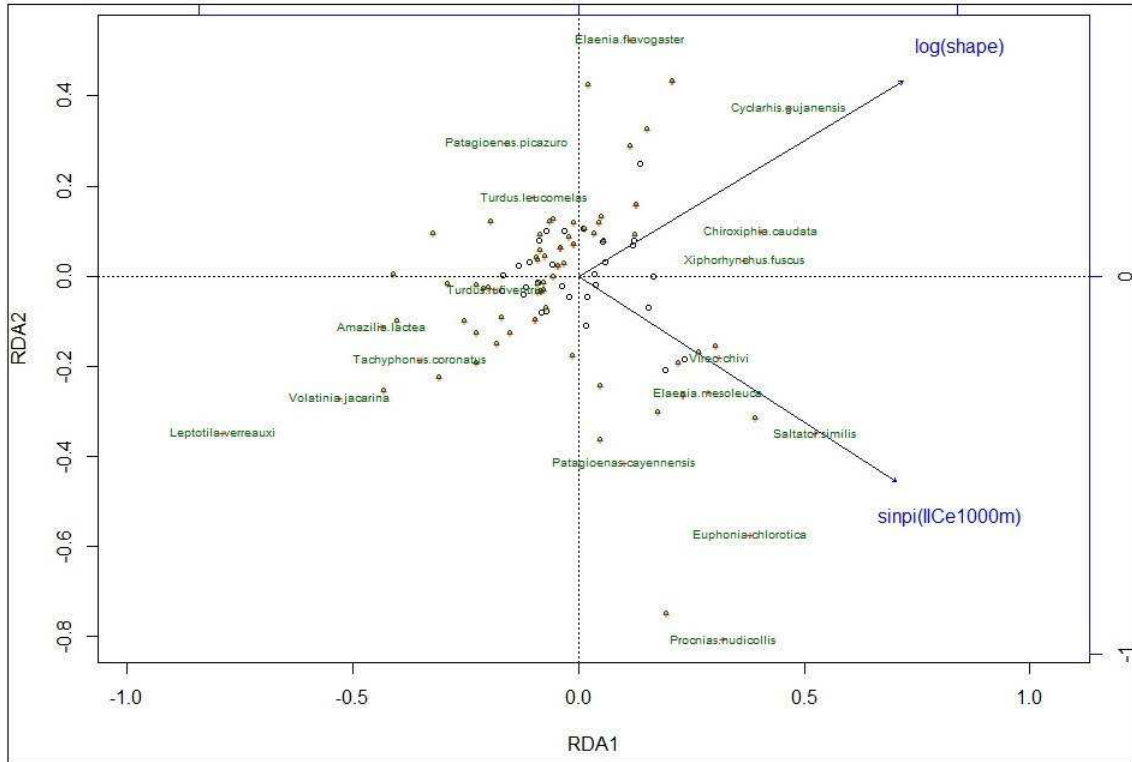


Figura 9. Ordenação da composição de espécies, valores de IIC 1.000m e logaritmo da métrica shape. Os pontos são as espécies de aves (Comunidade- Hellinger) e as setas azuis são os valores de IIC 1.000m e índice de forma (shape).

A RDA apresentou as variáveis IIC 1.000m e índice de forma (shape) em quadrantes diferentes, mas com inclinação do eixo muito semelhantes o que indica que influenciam variância da comunidade de aves em intensidades equivalentes (Figura 9). Obteve-se, por meio da ANOVA, que essas variáveis não apresentaram influência significativa sobre a variância da comunidade de aves. Realizou-se uma superfície ajustada desses dados, apresentada na Figura 10, uma vez que se pode observar graficamente que a influência não é desprezível.

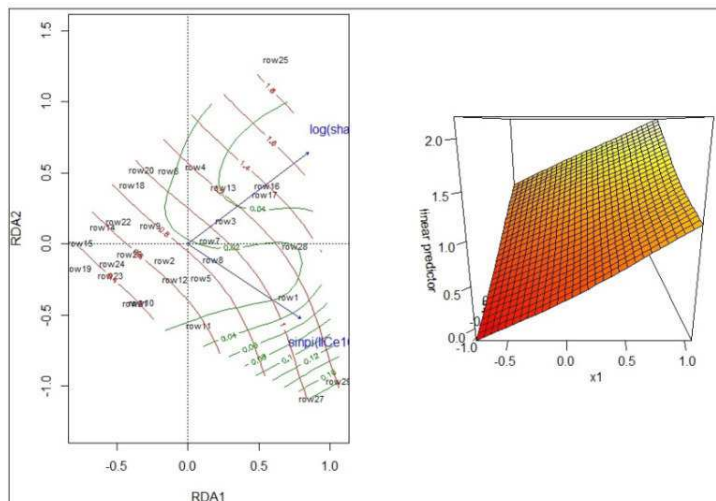


Figura 10. Superfície ajustada da RDA com comunidade de aves, IIC 1.000m e índice de forma (shape).

A Figura 10 ilustra a influência das variáveis IIC 1.000m e shape nos pontos de coletas. Obteve-se que os pontos de coletas são ordenados de forma mais aguda, por exemplo, pela variação em forma (índice de forma, linhas vermelhas) do que em IIC 1.000m (linhas verdes).

O gráfico NMDS, com dados de transformação de Hellinger, apresenta que 54% por ajuste linear e 82% pelo ajuste não métrico, explica a variação na comunidade (Figura 11).

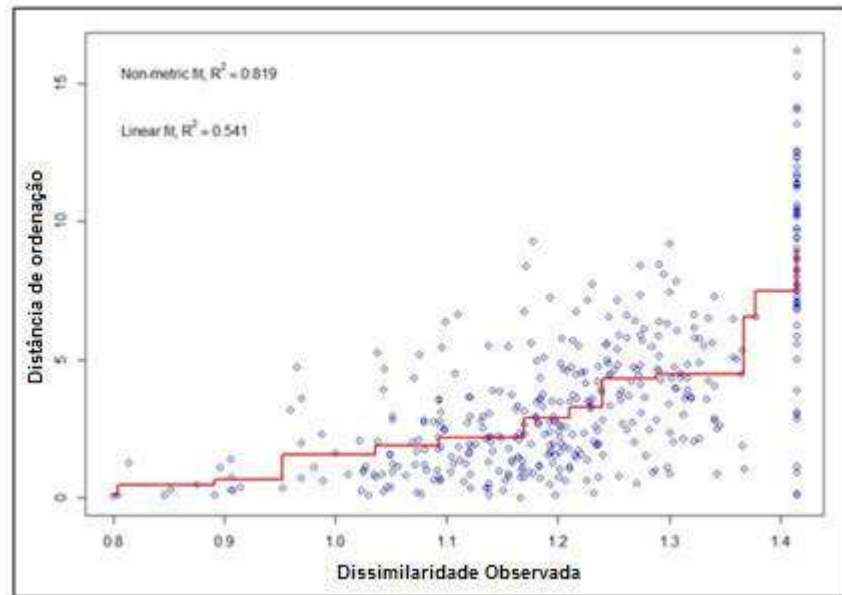


Figura 11- Distância de ordenação pela dissimilaridade observada (ajuste linear).

Com o resultado do NMDS (Figura 11) realizou-se a regressão múltipla que indicou o índice de forma influenciando na composição de espécies. As regressões múltiplas realizadas com a riqueza e diversidade de Shannon, também indicaram o índice de forma como sendo o fator influenciador de seus resultados.

4 DISCUSSÃO

O diagnóstico da estrutura florestal indicou que a paisagem de estudo está fragmentada sendo, em sua maioria, formada por fragmentos de áreas pequenas (valor de área médio = 82,11 (Figura 4A)). O tamanho médio dos fragmentos de vegetação nativa, segundo McGarigal e Cushman (2002), indica o grau de fragmentação da paisagem. Quando os fragmentos possuem pequenas áreas ocorre à redução da riqueza de espécies, devido a estes fragmentos não possuírem uma área mínima para sobrevivência de certas populações, mas ainda estes fragmentos proporcionam a manutenção da biodiversidade assim sendo importantes para a conservação (ZANELLA et al., 2012).

A Mata nativa representa 24,45% da paisagem de estudo, sendo assim corresponde a menos de 50% de área de habitat, o que segundo Martensen et al. (2012) leva a redução da riqueza de aves. Segundo Metzger (2010) percentuais a partir de 30 a 45% irão ocasionar as mudanças nos processos ecológicos das paisagens. Os baixos valores para riqueza encontrados podem ser explicados por estes fragmentos possuírem área pequena, sofrerem influência de borda devido ao formato irregular e estarem cercados por matriz agrícola. Obteve-se um baixo valor de diversidade de Shannon (média de $H' = 2,11$, Figura 7B), quando comparado ao encontrado por Dário (2010) em fragmentos de Mata Atlântica ($H' = 4,18$). O efeito de borda influencia na presença e permanência de aves, causando restrições de movimento de populações, aumentando a mortalidade e assim diminuindo a diversidade local (FINDLAY; BOURDAGES, 2000). Esse baixo valor de diversidade pode ser explicado por estes fragmentos sofrerem com o efeito de borda e possuírem baixa conectividade (Figura 5).

Outro índice de estrutura que avalia os remanescentes florestais é o índice de forma (shape), pois este irá afetar na relação perímetro/área do fragmento (TRINDADE et al., 2004). Autores revelam que fragmentos com formato mais próximo do circular possuem maior número de espécies de interior (especialistas) do que aqueles com formato alongado, que sofrem com efeito de borda, podendo ocorrer de fragmentos alongados conterem apenas espécies de borda (FORMAN e GODRON, 1986; METZGER, 2010). Os fragmentos analisados neste estudo se mostram, em sua maioria, com formato irregular (valor médio de shape acima de três, Figura 5C).

O índice da distância do vizinho mais próximo (ENN) indicou que a paisagem, mesmo fragmentada, ainda contém fragmentos próximos, pois o valor médio obtido foi de 141,65 metros entre os fragmentos. Este índice indica a distribuição espacial dos fragmentos e a probabilidade de dispersão das espécies (ALANDI et al., 2009) mas não indica a conectividade da paisagem real, pois indica a distância apenas do fragmento que está mais próximo (vizinho).

A análise de redundância indicou que o valor de IIC 1.000 m influencia na variância da comunidade de aves. Já a distância de 500m não influenciou na comunidade, provavelmente por reduzir as ligações entre os nós do grafo, ou seja, por reduzir o nível de conexão entre remanescentes. A distância de 1.000m conecta maior número de fragmentos e esta foi a distância encontrada como valor de dispersão de diversos organismos presentes na Mata Atlântica (CROUZEILLES et al., 2010).

Um estudo realizado na Austrália baseou-se na dispersão de espécies, sendo: 41 mamíferos, 32 aves, 8 répteis e algumas plantas e invertebrados. O mesmo estimou que a distância média de dispersão máxima seria de 106 m. Também estimou que no caso de haver algum tipo de conectividade estrutural entre as manchas de habitat, essa distância máxima média passa a ser de 1,1 km (LECHNER, 2015). Desse modo, na área de estudo, pode haver remanescentes florestais utilizadas como trampolins entre os fragmentos estudados.

A métrica shape mostrou-se como principal fator agindo sobre a composição da comunidade de aves, riqueza e diversidade (Figura 9), como apresentado pela RDA e regressões múltiplas. A configuração espacial das áreas de habitat afeta os processos ecológicos porque estão relacionadas à permeabilidade da paisagem e a quantidade de área atingida pelo efeito de borda (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2009), como, por exemplo, a forma do fragmento (indica pela métrica shape) que afeta o processo biológico relacionado com a sua influência na quantidade de borda e conectividade do fragmento (HARPER et al., 1993; DAVIS, 2004).

Os fragmentos que possuem formato irregular (valores de shape > 3 , Figura 7C), por razões geométricas, são mais susceptíveis ao efeito de borda (BENITEZ-MALVIDO, 2008). Desse modo, o efeito de borda pode se estender por várias centenas de metros dentro da área de habitat, o que leva a mudança no microclima, redução na humidade, aumento da temperatura, maior incidência de luz e vento, que podem ocasionar alterações na abundância, riqueza e composição das espécies (LAURANCE; YENSEN, 1991; MURCIA, 1995; LAURANCE et al., 2002).

5 CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos para a FLONA de Capão Bonito e entorno, pode-se concluir que:

- É possível avaliar os eixos de conectividade usando dados da avifauna, por meio da pré-definição de diferentes distâncias de dispersão.
- A RDA permite identificar a máxima distância de dispersão entre remanescentes florestais, para espécies de aves.
- A forma, dos fragmentos florestais é um dos principais fatores que influenciam na comunidade de aves, visto que está relacionada com o efeito de borda e conectividade florestal da paisagem.

6 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.
- BAGUETTE, M.; VAN DYCK, H. Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. **Landscape Ecology**, v. 22, p. 1117–1129, 2007.
- BAILEY, S. Increasing connectivity in fragmented landscapes: an investigation
- BAUERFEIND, S.S.; THEISEN, A.; FISCHER, K. Patch occupancy in the endangered butterfly *Lycaena helle* in a fragmented landscape: effects of habitat quality, patch size and isolation. **Journal of Insect Conservation**, v. 13, p. 271-277, 2009.
- BÉLISLE, M. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral Landscape Ecology. **Ecology**, v. 86, n. 8, p. 1988- 1995, 2005.
- BENITEZ-MALVIDO, J. Impact of Forest Fragmentation on Seedling Abundance in a Tropical Forest. **Conservation Biology**, v. 12, p. 380–389, 2008.
- BINI, E. Aves do Brasil: Guia prático. **Lages: Homem-pássaro publicações**, 460 p., 2009.
- BODIN, O.; SAURA, S. Ranking individual habitat patches as connectivity providers: integrating network analysis and patch removal experiments. **Ecological Modelling**, v. 221, p. 2393–2405, 2010.
- BORCARD, D.; LEGENDRE, P.; GILLET, F. Numerical Ecology with R. **Springer Science Business Media**, p. 302, 2011.
- 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.
- BUNN, A.; URBAN, D.L.; KEITT, T. Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. **Journal of Environmental Management**, v. 59, n.4, p. 265–78, 2000.
- CARVALHO, C.M.; J.C. VILAR. 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**. Disponível em: <<http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>>. Acesso em: jun. 2013.
- CONVERTINO, M. et al. Multi-criteria decision analysis to select metrics for design and monitoring of sustainable ecosystem restorations. **Ecological Indicators**, v. 26, p. 76-86, 2013.
- CROOKS, K.R.; SANJAYAN, M. **Connectivity Conservation**. Cambridge University Press, New York, 2006.
- CROUZEILLES, R.; LORINI, M.L.; VIVEIROS GRELE, C.E. The importance of using sustainable use protected areas for functional connectivity. **Biological Conservation**, v. 159, p. 450–457, 2013.
- DAVIS, S.K. Area sensitivity in grassland passerines: Effects of patch size, patch shape, and vegetation structure on bird abundance and occurrence in southern Saskatchewan. **The Auk**, v. 121, p. 1130–1145, 2004.
- 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.
- DREVER, M.C. et al. Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. **Biological Conservation**, v.141, p. 624-634, 2008.
- DRISCOLL, D.A.; WEIR, T. Beetle responses to habitat fragmentation depend on ecological traits, habitat condition, and remnant size. **Conservation Biology**, v. 19, p. 182-194, 2005.
- DURES, S.G.; CUMMING, G.S. The confounding influence of homogenising invasive species in a globally endangered and largely urban biome: Does habitat quality dominate avian biodiversity? **Biological Conservation**, v. 143, p. 768-777, 2010.
- ECHVERRIA, C.; GATICA, P.; FUENTES, R. Habitat edge contrast as an indicator to prioritize sites for ecological restoration at the landscape scale. **Natureza & Conservação**, v.11, p. 170-175, 2013
- EGLINGTON, S.M.; NOBLE, D.G.; FULLER, R.J.A meta-analysis of spatial relationships in species richness across taxa: Birds as indicators of wider biodiversity in temperate regions. **Journal for Nature Conservation**, v. 20, p. 301-309, 2012.
- ESRI HEADQUARTES. **ArcGIS**. Version 10.1. Redlands: Esri Headquarters, 2013.
- FAHRIG, L. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. **Journal of Wildlife Management**, v. 61, p. 603-610, 1997.
- FOLTÊTE, J.C.; CLAUZEL, C.; VUIDEL, G. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. **Environmental Modelling & Software** 38, 316–327, 2012.

- FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M.V. Perception of a fragmented landscape by Neotropical marsupials: effects of body mass and environmental variables. **Journal of Tropical Ecology**, v.25, n.1, p.53-62, 2009.
- FORMAN, R.T.T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge University Press, Cambridge, 1995.
- GARCÍA-FECED, C.; SAURA, S.; ELENA-ROSSELLÓ, R. Improving landscape connectivity in forest districts: A two-stage process for prioritizing agricultural patches for reforestation. **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 154–161, 2011.
- GASCON, C. et al. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, v. 91, p. 231± 239, 1999.
- GOODWIN, B.J. Is landscape connectivity a dependent or independent variable? **Landscape Ecology**, v.18, p. 687-699, 2003.
- GRISE, M. M. **A estrutura da paisagem do mosaico de unidades de conservação do litoral norte do Paraná**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, 2008.
- HARPER, S.J.; BOLLINGER, E.K.; BARRETT, G.W. Effects of habitat patch shape on population dynamics of meadow voles (*Microtus pennsylvanicus*). **Journal of Mammalogy**, v.74, p. 1045–1055, 1993.
- HOBBS, R.J.; YATES, C.J. Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations: Generalising the idiosyncratic. **Australian Journal of Botany**, v.51, p. 471-488.
- JACKSON, H.B.; BAUM, K.A.; CRONIN, J.T.; From logs to landscapes: determining the scale of ecological processes affecting the incidence of a saproxylic beetle. **Ecological Entomology**, v. 37, p. 233-243, 2012.
- JORDAN, F. et al. Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a *Pholidoptera transsylvanica* (Orthoptera) metapopulation. **Landscape Ecology**, v.18, p. 83–92, 2003.
- KINDT, R.; COE, R. Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. World Agroforestry Centre (ICRAF), Nairobi, 2005.
- KOLB, A. Habitat fragmentation reduces plant fitness by disturbing pollination and modifying response to herbivory. **Biological Conservation**, v. 141, p. 2540-2549, 2008.
- LAITA, A.; KOTIAHO, J.S.; MÖNKKÖNEN, M. Graph-theoretic connectivity measures: what do they tell us about connectivity? **Landscape Ecology**, v. 26, p. 951-967, 2011.
- LAMPILA, P.; MONKKONEN, M.; DESROCHERS, A. Demographic responses by birds to forest fragmentation. **Conservation Biology**, v. 19, p. 1537-1546, 2005.
- LANG, S.; BLASCHKE, T. Análise da paisagem com SIG. Tradução Hermann Kux. 1ª ed. São. Paulo: **Oficina de textos**, 2009.
- LAURENCE, W. F. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, p. 605–618, 2002.
- LAURENCE, W.F.; YENSEN, E. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation**, v. 55, p. 77–92, 1991.
- LECHNER, A.M. et al. A framework for incorporating fine-scale dispersal behavior into biodiversity conservation planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 141 p. 11–23, 2015.
- LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, v. 129, p. 271-280, 2001.
- LIU, S. et al. Forest fragmentation and landscape connectivity change associated with road network extension and city expansion: A case study in the Lancang River Valley. **Ecological Indicators**, v. 36, p. 160– 168, 2014b.
- LIU, S. et al. Landscape connectivity dynamics based on network analysis in the Xishuangbanna Nature Reserve, China. **Acta Oecologica**, v. 55, p. 66-77, 2014^a.
- 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.
- MATOS, T.P.V. A influência da estrutura de paisagens agrícolas nos índices de diversidade de aves. 2015. 65 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.
- MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. **FRAGSTATS**: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Version 4.0. Amherst: University of Massachusetts, 2012.
- 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.
- MINOR, E.S.; URBAN, D.L. A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. **Conservation Biology**, v. 22, p. 297–307, 2008.
- 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.

- MÖRTBERG, U.M. Resident bird species in urban forest remnants; landscape and habitat perspectives. **Landscape Ecology**, v. 16, p. 193-203, 2001.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 58-62, 1995.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.
- NEEL, M.C. Patch connectivity and genetic diversity conservation in the federally endangered and narrowly endemic plant species *Astragalms albens* (Fabaceae). **Biological Conservation**, v. 141, p. 938-955, 2008.
- PARCERISAS, L. et al. Land use changes, landscape ecology and their socioeconomic driving forces in the Spanish Mediterranean coast (El Maresme County, 1850-2005). **Environmental Science & Policy**, v.23, p. 120-132, 2012.
- PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S. Comparison and development of new graphbased landscape connectivity indices: Towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. **Landscape Ecology**, v.21, p. 959-967, 2006.
- PEIXOTO, C. A. B. **Geodiversidade do estado de São Paulo**. São Paulo: CPRM, 2010. 176 p.
- PEROTTO-BALDIVIESO, H.L. et al. Spatial distribution, connectivity, and the influence of scale: habitat availability for the endangered Mona Island rock iguana. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, p. 905-917, 2009.
- 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.
- POTSCHIN, M.B.; HAINES-YOUNG, R.H. Landscapes and sustainability. **Landscape Urban Planning**, v. 75, p. 155-161, 2006.
- PRINGLE, C. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? **Hydrological Processes**, v.17, n.13, p. 2685-2689, 2003.
- RALPH, C. J.; DROEGE, S.; SAUER, J. Managing and monitoring birds using point 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.
- RIBEIRO, M. C. et al. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.
- RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 546p. 2011.
- ROBBINS, C. S. Census techniques for forest birds. In: WORKSHOP MANAGEMENT OF SOUTHERN FORESTS FOR NONGAME BIRDS, 14., Atlanta, 1978. Anais... Atlanta: Forest Service, p.142-163, 1978.
- 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.
- ROTHLEY, K. D.; RAE, C. Working backwards for move forwards: Graph-based connectivity metrics for reserve network selection. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 10, p. 107-113, 2005.
- RUBIO, L.; SAURA, S. Assessing the importance of individual habitat patches as irreplaceable connecting elements: An analysis of simulated and real landscape data. **Ecological Complexity**, v.11, p. 28-37, 2012.
- SAURA, S.; ESTREGUIL, C.; MOUTON, C.; RODRÍGUEZ-FREIRE, M. Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990-2000). **Ecological Indicators**, v. 11, p. 407-416, 2011.
- SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. 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, p. 91-103, 2007.
- 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.
- 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.
- SCHOOLEY, R.L.; WIENS, J. A. Finding habitat patches and directional connectivity. **Oikos**, v. 102, p. 559-570, 2003.
- 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.
- SKROBLIN, A.; LEGGE, S. Influence of fine-scale habitat requirements and riparian degradation on the distribution of the purple-crowned fairy-wren (*Malurus coronatus coronatus*) in northern Australia. **Austral Ecology**, v.37, p. 874-884, 2012.
- STOMS, D.; MCDONALD, J.M.; DAVIS, F.W. Fuzzy assessment of land suitability for scientific research reserves. **Journal of Environmental Management**, v. 29, p. 545-558, 2002.
- TAMBOSI, L.R.; METZGER, J.P. A framework for setting local restoration priorities based on landscape context. **Natureza & Conservação**, v. 11, p. 152-157, 2013.

- TANG, C.Q. et al. Habitat Fragmentation, Degradation, and Population Status of Endangered *Michelia coriacea* in Southeastern Yunnan, China. **Mountain Research and Development**, v. 31, p. 343-350, 2011.
- TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, p. 571-573, 1993.
- THEOBALD, D.M. Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. In: Crooks, K.R., Sanjakan, M. (Eds.), **Connectivity Conservation**. Cambridge University Press, Cambridge, p. 416-443, 2006.
- THOMAS, J.A. et al. The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 268, p. 1791-1796, 2001.
- TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. How should we measure landscape connectivity? **Landscape Ecology**, v. 15, p. 633-641, 2000.
- UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, M. E. 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. et al. Graph models of habitat mosaics. **Ecology Letters**, v. 12, p. 260-273, 2009.
- URBAN, D.L.; KEITT, T. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. **Ecology**, v. 82, p. 1205-1218, 2001.
- VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Comparação entre métodos de avaliação multicriterial, em ambiente SIG, para a conservação e a preservação florestal. **Scientia Forestalis**, n. 69, p. 51-61, 2005.
- VALENTIN, J. L. **Ecologia numérica**: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos. Rio de Janeiro: Interciência, 2000. 177 p.
- 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.
- WATRIN, O. S.; VENTURIERI, A. Métricas de paisagem na avaliação da dinâmica do uso da terra em projetos de assentamentos no Sudeste Paraense. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., (SBSR), 16-21 abr. 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. Artigos, p. 3433-3440.
- ZETTERBERG, A.; MÖRTBERG, U.M.; BALFORS, B. Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design. **Landscape and Urban Planning**, v. 95, p. 181-191, 2010.

2 CONCLUSÃO GERAL

A caracterização da paisagem indicou uma paisagem com predominância de matriz agrícola. A vegetação de mata nativa foi suprimida pela atividade econômica e, dessa forma, encontra-se distribuída em muitos fragmentos de diversos tamanhos e características. Foi possível a identificação de fragmentos prioritários para restauração com base no índice instituído por esse trabalho.

Foi possível avaliar os eixos de conectividade usando dados da avifauna, por meio da pré-definição de diferentes distâncias de dispersão. Desse modo identificou-se a máxima distância de dispersão entre remanescentes florestais para espécies de aves. A forma dos fragmentos florestais é um dos principais fatores que influenciam na comunidade de aves, visto que está relacionada com o efeito de borda e conectividade florestal da paisagem.

A riqueza obtida para os remanescentes de vegetação nativa mostrou um baixo valor, que pode ser explicado pela área de estudo ser representada por fragmentos de pequena área. O valor o índice de Shannon também foi um baixo valor, provavelmente pela conectividade dos fragmentos florestais serem baixas e pela influencia do efeito de borda e matriz.