UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE FILOSOFIA, LETRAS E CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA FÍSICA

BRUNO RODRIGUES GINCIENE

**Dinâmica da vegetação arbórea na borda de remanescentes
florestais e sua relação com características da paisagem no
norte do Estado do Paraná**

São Paulo

2014

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE FILOSOFIA, LETRAS E CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA FÍSICA

BRUNO RODRIGUES GINCIENE

**Dinâmica da vegetação arbórea na borda de remanescentes
florestais e sua relação com características da paisagem no
norte do Estado do Paraná**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia Física do Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo, para a obtenção do título de Mestre em Geografia Física

Orientador: Prof. Dr. Yuri Tavares Rocha

São Paulo
2014

Catálogo na Publicação
Serviço de Biblioteca e Documentação
Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo

G492d Ginciene, Bruno Rodrigues
Dinâmica da vegetação arbórea na borda de remanescentes florestais e sua relação com características da paisagem no norte do Estado do Paraná / Bruno Rodrigues Ginciene ; orientador Yuri Tavares Rocha. - São Paulo, 2014.
116 f.

Dissertação (Mestrado)- Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo. Departamento de Geografia. Área de concentração: Geografia Física.

1. Ecologia da Paisagem. 2. Biogeografia. 3. Fitogeografia. 4. Planejamento Ambiental. 5. Ecologia de Comunidades. I. Rocha, Yuri Tavares, orient. II. Título.

Nome: GINCIENE, Bruno Rodrigues

Título: Dinâmica da vegetação arbórea na borda de remanescentes florestais e sua relação com características da paisagem no norte do Estado do Paraná

Dissertação apresentada à Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de mestre em Geografia Física

Aprovado em:

Banca Examinadora

Prof. Dr.: _____ Instituição: _____

Julgamento: _____ Assinatura: _____

Prof. Dr.: _____ Instituição: _____

Julgamento: _____ Assinatura: _____

Prof. Dr.: _____ Instituição: _____

Julgamento: _____ Assinatura: _____

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao Prof. Dr. Yuri Tavares Rocha, pelas orientações, pelas conversas e pela oportunidade que me concedeu ao me aceitar, junto de minha proposta de projeto, para ingressar ao programa de Pós-Graduação do departamento de Geografia Física da USP.

Ao Prof. Dr. Efraim Rodrigues, que anos de convivência, muito me ensinou, por todo o suporte que me concedeu para a realização das atividades em campo, pelos conselhos e orientações e pelo estímulo para dar continuidade a um projeto relevante e que possibilitou meu crescimento pessoal, profissional e científico.

À Universidade de São Paulo, pela oportunidade de realização do curso de mestrado.

Aos amigos Caratti e Thio, pelas discussões intermináveis sobre ecologia, estatística, sobre as profissões, o mercado de trabalho, a vida acadêmica e o futuro.

Aos colegas da Universidade Estadual de Londrina, pelo apoio com as atividades de campo e com identificação das espécies arbóreas.

À todos os moradores da Casa do Urso, especialmente o Baba, por ter me abrigado durante os períodos em que retornei para Londrina e pelos anos de convivência.

À minha mãe Eliana, ao meu pai Marcio e à minha irmã Marina, por todo o apoio, incentivo, carinho, amor e por me fazerem ser quem eu sou.

À todos aqueles que de alguma forma participaram desta fase da minha vida e contribuíram para a conclusão de mais esta etapa no meu caminho.

O bom cientista não busca a verdade. Busca (apenas) modelos que expliquem aquilo que se “observa”.

Stephen Hawking

RESUMO

GINCIENE, B. R. **Dinâmica da vegetação arbórea na borda de remanescentes florestais e sua relação com características da paisagem no norte do Estado do Paraná.** 2014. 116 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Filosofia Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

Os efeitos de borda e a alteração da estrutura das paisagens constituem consequências negativas da fragmentação florestal responsáveis por transformações nos processos ecológicos. Decorrentes da expansão desordenada de atividades antrópicas, estas alterações podem comprometer o futuro dos remanescentes florestais e a manutenção dos recursos naturais na superfície terrestre. Nesta dissertação a dinâmica da vegetação arbórea foi analisada em oito transectos perpendiculares às bordas de seis remanescentes florestais entre 1996 e 2012. As paisagens do entorno destes transectos foram caracterizadas a partir de imagens orbitais de 1995 e 2011 para a verificação das mudanças ocorridas no uso do solo e para a investigação da influência de seus parâmetros físicos e estruturais sobre as taxas de mortalidade e recrutamento de espécies. Os resultados indicaram que, ao longo do tempo, a influência das bordas se pronunciou em direção ao interior dos remanescentes florestais, enquanto que o contraste entre a borda e o interior se atenuou. A distância média da borda das espécies: pioneiras/iniciais, anemocóricas e de dossel foi significativamente maior em 2012 do que em 1996. A comunidade arbórea apresentou menor similaridade em sua composição ao longo do tempo a menores distâncias da borda. Apesar da dinâmica verificada no uso do solo, a proporcionalidade dos parâmetros físicos e estruturais das paisagens se manteve entre 1995 e 2011. De maneira geral, estes parâmetros apresentaram pouca influência sobre a dinâmica da comunidade arbórea. Apenas as taxas de mortalidade das espécies exóticas e as taxas de recrutamento das espécies pioneiras/iniciais apresentam forte relação com o tamanho e o número dos fragmentos florestais nas paisagens. Estes resultados indicam que os efeitos de borda precisam ser atenuados e que o contexto das paisagens deve ser incorporado às estratégias conservacionistas para que estas sejam efetivas e o futuro dos remanescentes florestais não seja comprometido.

Palavras-chave: efeitos de borda, estrutura da paisagem, análise espaço-temporal, método RTEI, seleção de modelos.

ABSTRACT

GINCIENE, B. R. **Arboreal vegetation dynamics at forest edges and its relations with landscape features in the northern Paraná State**. 2014. 116 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Filosofia Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

Edge effects and landscape structure alterations are among the negative consequences of forest fragmentation responsible for ecological process alterations on the earth's surface. Originated from the disordered expansion of anthropogenic activities these alterations may endanger the remaining forest patches future and the maintenance of natural resources. This dissertation was pledged to analyze the vegetation dynamics at forest edges and its relations with landscape features. The vegetation dynamics was examined through eight perpendicular-to-edge transects within six forest patches and the alterations on the arboreal community distribution and composition were assessed between 1996 and 2012. The surrounding landscapes of the analyzed transects were characterized from 1995 and 2011 orbital images and its land use changes were evaluated. Landscape structure and physical parameters influence were analyzed over species recruitment and mortality. The results indicated that the distance of edge influence increased over time while its magnitude was attenuated. The average distance from the edge of pioneer/early-successional species, wind-dispersed and canopy species in 2012 became significantly larger than in 1996. Over time lower similarities in species composition were found to be closer to the edges. Although the observed land use changes in the surrounding landscapes of the edge transects landscape structure and physical parameters proportionality was maintained between 1995 and 2011. Overall the arboreal community dynamics were poorly associated with landscape features. A strong relation of the variables was only found between the exotic and pioneer/early-successional species mortality and recruitment and the size and the amount of forest patches within the landscapes. These results indicate that to be effective conservation planning must tackled edge effects and incorporate the landscape context otherwise they will fail for the maintenance of the future of forest patches.

Key-words: edge effects, landscape structure, spatio-temporal analysis, RETI method, model selection.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.2-1 –	Localização da área de estudo. As articulações mostram em detalhe a localização do início dos transectos nas bordas dos remanescentes florestais, norte do Estado do Paraná. O numero dos transectos corresponde à numeração estabelecida por Rodrigues (1998) e que foi mantida na presente pesquisa.....	24
Figura 2.2-2 –	Ilustração dos transectos de análise nas bordas dos remanescentes florestais, norte do Estado do Paraná. Extraído e modificado de Rodrigues (1998).....	25
Figura 2.3-1 –	Curva de rarefação para a comparação da riqueza de espécies entre as amostras de 1996 e 2012. IC = Intervalo de Confiança ($\alpha = 5\%$).....	29
Figura 2.3-2 –	Distribuição da riqueza, da abundância, das taxas de mortalidade e de recrutamento e da similaridade, entre 1996 e 2012, ao longo do gradiente de distâncias da borda proveniente dos oito transectos analisados.....	33
Figura 2.3-3 –	Distribuição dos grupos de espécies pioneiras/inciais (PI) e tardias/climax (TC) entre 1996 e 2012 ao longo do gradiente de distâncias da borda proveniente dos oito transectos analisados.....	34
Figura 2.3-4 –	Distribuição dos grupos de espécies de sub-bosque (Sub) e de dossel entre 1996 e 2012 ao longo do gradiente de distâncias da borda proveniente dos oito transectos analisados.....	35
Figura 2.3-5 –	Distribuição dos grupos de espécies zoocóricas (Zoo) e anemocóricas (Anemo) entre 1996 e 2012 ao longo do gradiente de distâncias da borda proveniente dos oito transectos analisados.....	36
Figura 2.3-6 –	Distribuição dos grupos de espécies exóticas (Exót) e nativas (Nat) entre 1996 e 2012 ao longo do gradiente de distâncias da borda proveniente dos 8 transectos analisados.....	37
Figura 3.2-1 –	Localização e distribuição das paisagens focais de cada transecto na área de estudo.....	59
Figura 3.3-1 –	Uso e ocupação do solo na paisagem focal do entorno do transecto 1 em 1995 e 2011.....	63
Figura 3.3-2 –	Uso e ocupação do solo na paisagem focal do entorno do transecto 4 em 1995 e 2011.....	64

Figura 3.3-3 –	Uso e ocupação do solo na paisagem focal do entorno do transecto11 em 1995 e 2011.....	65
Figura 3.3-4 –	Uso e ocupação do solo na paisagem focal do entorno do transecto12 em 1995 e 2011.....	66
Figura 3.3-5 –	Uso e ocupação do solo na paisagem focal do entorno do transecto16 em 1995 e 2011.....	67
Figura 3.3-6 –	Uso e ocupação do solo na paisagem focal do entorno do transecto 22 em 1995 e 2011.....	68
Figura 3.3-7 –	Uso e ocupação do solo na paisagem focal do entorno do transecto 24 em 1995 e 2011.....	69
Figura 3.3-8 –	Uso e ocupação do solo na paisagem focal do entorno do transecto 38 em 1995 e 2011.....	70
Figura 3.3-9 –	Relação entre a proporcionalidade das métricas dos fragmentos florestais contendo os transectos de análise em 1995 e 2011.....	72
Figura 3.3-10 –	Relação entre a proporcionalidade das métricas das paisagens focais no entorno dos transectos de análise em 1995 e 2011.....	73
Figura 3.3-11 –	Localização dos transectos e das paisagens focais no mapa hipsométrico da região de estudo.....	76
Figura 3.3-12 –	Localização dos transectos e das paisagens focais no mapa de declividade da região de estudo.....	77
Figura 3.3-13 –	Localização dos transectos e das paisagens focais na rede de drenagem (fluxo acumulado em função do relevo) da área de estudo.....	78
Figura 3.3-14 –	Resultado da Análise de Componentes Principais. Nfrags = número de fragmentos florestais, Alt = altitude, PLAND = proporção de vegetação remanescente, Prox500 = índice de conectividade para 500 m, Prox1000 = índice de conectividade para 1000 m, CM500 = conectividade média (Prox para 500 m), CM1000 = conectividade média (Prox para 1000 m), Afrag = área dos fragmentos florestais, SHP = índice de forma dos fragmentos florestais, Dren = drenagem, TB = total de bordas.....	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.3-1 –	Dados gerais no total de 3.200 m ² analisados entre 1996 e 2012.....	28
Tabela 2.3-2 –	Espécies que apresentaram os cinco maiores incrementos e decréscimos na abundância de seus indivíduos entre 1996 e 2012 e sua classificação nos grupos ecológicos considerados. PI = pioneiras/iniciais, TC = tardias/clímax, sub = sub-bosque, ZOO = zoocóricas, E = exóticas, N = nativas.....	30
Tabela 2.3-3 –	Distância média da borda dos grupos de espécie em 1996 e 2012. Em vermelho, valores não significativos. Em verde, valores significativos.....	43
Tabela 2.3-4 –	Resultados do método RTEI (<i>Randomization Test of Edge Influence</i>) para a verificação da significância dos valores de MEI (<i>Magnitude of Edge Influence</i>) em diferentes distâncias da borda para as espécies pioneiras/iniciais, tardias/clímax, espécies de dossel e espécies de sub-bosque. Em vermelho, valores não significativos. Em verde, valores significativos.....	45
Tabela 2.3-5 –	Resultados do método RTEI (<i>Randomization Test of Edge Influence</i>) para a verificação da significância dos valores de MEI (<i>Magnitude of Edge Influence</i>) em diferentes distâncias da borda para as espécies anemocóricas, zoocóricas, espécies exóticas e nativas. Em vermelho, valores não significativos. Em verde, valores significativos.....	46
Tabela 3.3-1 –	Métricas dos fragmentos contendo os transectos de análise e das paisagens focais no seu entorno em 1995 e 2011. Trn = transectos.....	71
Tabela 3.3-2 –	Síntese dos parâmetros físicos analisados na localização das bordas de cada transectos.....	79
Tabela 3.3-3 –	Matriz de correlação de Spearman (r) entre os parâmetros estruturais dos fragmentos florestais e das paisagens focais de 1995 e 2011.....	80
Tabela 3.3-4 –	Matriz de probabilidade (valor-p) dos valores obtidos com a matriz de correlação de Spearman (r) entre os parâmetros estruturais dos fragmentos florestais e das paisagens focais de 1995 e 2011.....	81

Tabela 3.3-5 – Modelos gerados para a predição das taxas de mortalidade geral e dos grupos de espécie pioneiras/iniciais, tardias/clímax, espécies de dossel e espécies de sub-bosque a partir dos parâmetros Afrag = área do fragmento florestal, Nfrags = número de fragments florestais e Dren = drenagem (fluxo acumulado). Em vermelho, valores não significativos. Em verde, valores significativos.....	86
Tabela 3.3-6 – Modelos gerados para a predição das taxas de mortalidade dos grupos de espécie anemocóricas, zoocóricas, nativas e exóticas a partir dos parâmetros Afrag = área do fragmento florestal, Nfrags = número de fragments florestais e Dren = drenagem (fluxo acumulado). Em vermelho, valores não significativos. Em verde, valores significativos.....	87
Tabela 3.3-7 – Modelos gerados para a predição das taxas de recrutamento geral e dos grupos de espécie pioneiras/iniciais, tardias/clímax, espécies de dossel e espécies de sub-bosque a partir dos parâmetros Afrag = área do fragmento florestal, Nfrags = número de fragments florestais e Dren = drenagem (fluxo acumulado). Em vermelho, valores não significativos. Em verde, valores significativos. Em vermelho, valores não significativos. Em verde, valores significativos.....	88
Tabela 3.3-8 – Modelos gerados para a predição das taxas de recrutamento dos grupos de espécie anemocóricas, zoocóricas, nativas e exóticas a partir dos parâmetros Afrag = área do fragmento florestal, Nfrags = número de fragments florestais e Dren = drenagem (fluxo acumulado). Em vermelho, valores não significativos. Em verde, valores significativos. Em vermelho, valores não significativos. Em verde, valores significativos.....	89

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	13
2. DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBÓREA NA BORDA DE REMANESCENTES FLORESTAIS.....	16
2.1. INTRODUÇÃO.....	18
2.2. MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	23
2.2.1. Área de Estudo.....	23
2.2.2. Procedimentos Metodológicos.....	23
2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	28
2.4. CONCLUSÕES.....	50
3. INFLUÊNCIA DA PAISAGEM NA DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBÓREA DAS BORDAS DE REMANESCENTES FLORESTAIS.....	51
3.1. INTRODUÇÃO.....	53
3.2. MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	57
3.2.1. Área de Estudo.....	57
3.2.2. Procedimentos Metodológicos.....	57
3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	62
3.4. CONCLUSÕES.....	93
4. CONCLUSÕES GERAIS.....	94
REFERÊNCIAS.....	96
APÊNDICES.....	113

1. INTRODUÇÃO GERAL

A fragmentação florestal é responsável por uma série de alterações ecológicas e ambientais, como o estabelecimento de bordas nos remanescentes de vegetação. Por sua vez, o estabelecimento destas bordas é responsável por uma série de transformações bióticas e abióticas na porção marginal dos remanescentes florestais, em direção ao seu interior. O estabelecimento de novas bordas tem se tornado cada vez mais frequente nos remanescentes de vegetação ao redor do mundo em decorrência da expansão de atividades antrópicas, como a agricultura e a pecuária (HARPER et al., 2005) e, suas consequências, têm sido associadas à perda e à redução de hábitat e de recursos em paisagens fragmentadas (SAUNDERS et al., 1991; GASCON et al., 2000; LAURANCE et al., 2002).

Na Mata Atlântica, domínio responsável por cerca de 1 a 8% do total das espécies de fauna e flora do mundo (SILVA; CASTELETTI, 2003), elevado endemismo (FORZZA et al., 2012) e com espécies vegetais ainda não descritas (JOPPA et al., 2011), 88% de sua área original encontram-se desmatados (RIBEIRO et al., 2009). Os 12% restantes, aproximadamente 16 milhões de hectares, encontram-se sob a forma de 245 mil fragmentos florestais, dos quais 73% de sua vegetação situam-se a menos de 250 m de áreas não florestadas e, 46%, localizam-se a menos de 100 metros de suas bordas. Apenas 7,7% da vegetação remanescente de Mata Atlântica encontram-se a mais de 1.000 metros de distância de sua borda mais próxima (RIBEIRO et al., 2009). Consequentemente, as bordas podem estar influenciando grande parte da vegetação remanescente das paisagens. A partir da porção de hábitat influenciada e não influenciada pelas bordas pode-se obter a proporção da paisagem que ainda representa as condições originais do ecossistema natural, capaz de suportar espécies características e manter processos ecológicos (WALDHOFF; VIANA, 1993).

A fragmentação florestal, decorrente do avanço das fronteiras agrícolas sobre os remanescentes de vegetação nativa, também altera a estrutura e a composição das paisagens. Evidências indicam que alterações na estrutura e na composição das paisagens podem influenciar a presença e a distribuição de espécies (WITH, 1995; AGGEMIR; COUSINS, 2012; FLICK et al., 2012) e outras

características ecológicas (MILLER et al., 1995; REYERS et al., 2012). Paisagens intensamente fragmentadas, com baixas proporções de hábitat remanescente, têm sido associadas a reduções de riqueza e abundância de espécies e a baixas condições de aporte à biota terrestre (PARDINI et al., 2005; BANKS-LEITE et al., 2011).

As consequências negativas da fragmentação florestal promoveram o interesse sobre as bordas e a ecologia de paisagens nas ciências da conservação (HARPER et al., 2005; NASSAUER, 2006; HARPER; MACDONALD, 2011; MATHUR et al., 2011). Sua compreensão compõe uma ferramenta em potencial para o planejamento ambiental, útil ao direcionamento do manejo e de estratégias conservacionistas em paisagens fragmentadas (HARPER et al., 2005; PENA et al. 2010; REYERS et al., 2012).

Diante da importância dessas consequências e do seu papel relevante para a conservação, a presente dissertação analisou a dinâmica existente na vegetação da borda de remanescentes florestais, ao longo do tempo, e a sua relação com algumas das características presentes na paisagem.

Os fragmentos florestais que tiveram suas bordas analisadas se localizam ao redor do município de Londrina, no norte do estado do Paraná. Inserida no Domínio Tropical Atlântico (AB'SÁBER, 2003), a vegetação desta região é caracterizada pela presença da Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2004). Esta região corresponde ao norte pioneiro do Paraná, cuja ocupação e organização geografia do espaço fundiário decorreram da expansão da fronteira agrícola do café paulista, anterior a década de 1930, iniciando o processo de fragmentação florestal na região (SERRA, 1992). Atualmente, o Paraná possui apenas 12% de sua vegetação original e sua taxa de desmatamento continuam aumentando (INPE/SOS MATA ATLÂNTICA, 2014).

Esta dissertação encontra-se estruturada em dois capítulos. No primeiro capítulo – Dinâmica da Vegetação Arbórea na Borda de Remanescentes Florestais – a análise foi direcionada à compreensão do efeito de borda sobre a vegetação e a sua influência sobre a comunidade arbórea ao longo do tempo. No segundo capítulo – Influência da Paisagem na Dinâmica da Vegetação Arbórea das Bordas de Remanescentes Florestais – a análise foi direcionada para a

caracterização das paisagens que compõem o entorno dos remanescentes florestais analisados e a influência dos parâmetros físicos e estruturais das paisagens sobre a dinâmica observada para a comunidade arbórea das bordas.

A aquisição de informações sobre a dinâmica das bordas e sua relação com as características da paisagem representa a análise da interação entre processos ecológicos e espaciais que constitui a biogeografia e, mais especificamente, a fitogeografia (TROPPMAIR, 1989). Desta maneira, a presente dissertação apresenta uma aplicação prática da biogeografia e da fitogeografia na compreensão dos fenômenos vigentes nas paisagens fragmentadas, configurando pré-requisitos necessários ao desenvolvimento de estratégias conservacionistas direcionadas à redução dos efeitos negativos da fragmentação florestal (MURCIA, 1995), bem como para a alocação mais eficiente de áreas prioritárias à conservação.

2. DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBÓREA NA BORDA DE REMANESCENTES FLORESTAIS

RESUMO

Os efeitos de borda estão entre as consequências negativas da fragmentação florestal. Ao longo do tempo, estes efeitos são responsáveis por alterações nos parâmetros bióticos e abióticos dos remanescentes de vegetação nativa e podem comprometer seu futuro nas paisagens fragmentadas. Este capítulo da dissertação apresenta a análise de oito transectos, localizados na borda de seis fragmentos de florestais, em 1996 e 2012, para a verificação da influência das bordas sobre a dinâmica da comunidade arbórea. Foram verificadas as alterações na distribuição da riqueza e abundância, da composição e similaridade de espécies, das taxas de mortalidade e recrutamento e da proporção de indivíduos pertencentes a grupos ecológicos distintos, ao longo de um gradiente de distâncias da borda, entre 1996 e 2012. Os resultados indicaram que as bordas influenciaram de maneira distinta os diferentes parâmetros da comunidade arbórea, ao longo do tempo. Nos 3.200 m² analisados, a riqueza, a abundância e a proporção de indivíduos de espécies pioneiras/iniciais, anemocóricas, espécies de sub-bosque e espécies nativas diminuiu, entre 1996 e 2012, enquanto que a proporção de indivíduos das espécies tardias/clímax, zoocóricas, espécies de dossel e espécies exóticas aumentou. Estas variações se apresentaram de maneira distinta entre a borda e o interior dos fragmentos florestais. A distribuição dos parâmetros apresentou um padrão em onda ao longo do gradiente de distâncias da borda. As menores distâncias apresentaram maiores alterações na composição de espécies. Ao longo do tempo, o contraste entre a borda e o interior do fragmento florestal diminuiu enquanto que a distância de sua influência aumentou. Estes resultados apresentam importantes consequências para o futuro dos remanescentes florestais em paisagens fragmentadas.

Palavras-chave: efeito de borda; dinâmica espaço-temporal, método RTEI, floresta estacional semidecidual, Mata Atlântica.

2. ARBOREAL VEGETATION DYNAMICS AT FOREST EDGES

ABSTRACT

Edge effects are amongst the negative consequences of the forest fragmentation process driving forest patches into biotic and abiotic changes over time and threatening the future of maintained fragmented landscapes. In this chapter of the dissertation an assessment of the edge influence on the arboreal community dynamics is presented through the analysis of 8 transects located at 6 forest edges in the years of 1996 and 2012. Variations on the distribution of species abundance and richness, species composition and similarity, mortality, recruitment and the individual's proportion of different groups of species were evaluated over a distance from the edge gradient and over time. Results indicated that edge influence varied among parameters and over time. Species abundance and richness and the proportion of the individuals of pioneer/early-successional, wind-dispersed, understorey and native species diminished while the proportion of the individuals of late-successional/climax, animal-dispersed, canopy and exotic species increased between 1996 and 2012 over the resulting 3.200 m² data set. Nevertheless, parameters distribution also varied between forest edges and the interior. The resulting distributions of parameters assumed a non-monotonic (crest and hollow) pattern along the distance from the edge gradient. Lower similarities in species composition were found to be closer to the edges. Although the contrast between forest edges and the interior had been attenuated the distance of edge influence was found penetrating deeper into the forest interior over time. These results demonstrate important issues concerning the forest patches future in maintained fragmented landscapes.

Key-words: edge effects, spatio-temporal dynamics, RTEI method, semideciduous forest, Atlantic Rainforest.

2.1. INTRODUÇÃO

Forman e Grodon (1986) definiram o efeito de borda como uma modificação na abundância relativa e na composição de espécies na parte marginal de um fragmento florestal. O efeito de borda também foi definido por Palik e Murphy (1990) como diferenças na estrutura e na composição da vegetação em resposta a um complexo gradiente microclimático, envolvendo aumento da umidade do solo e diminuição nos níveis de luminosidade e temperatura do ar, no sentido borda-interior.

Os efeitos de borda têm sido estudados sob diferentes aspectos: parâmetros microclimáticos, distribuição de espécies e a estrutura da vegetação (HARPER et al., 2005). Dentre os padrões mais bem estabelecidos na literatura, encontra-se o aumento na intensidade da radiação solar na proximidade das bordas. Este aumento resulta no aquecimento e na perda de umidade do ar e do solo, conferindo condições microclimáticas específicas para as bordas, após a fragmentação florestal (CADENASSO et al., 1997; DIGNAN; BREN, 2003; DELGADO et al. 2007).

Em consequência da adaptação às novas condições microclimáticas, a composição de espécies vegetais varia entre a borda e o interior da mata (RODRIGUES, 1998; GODEFROID; KOEDAM, 2003; AVON et al., 2010). As bordas são frequentemente descritas contendo alta diversidade e elevada abundância de espécies de regime de luz, como as espécies pioneiras (RODRIGUES, 1998; TABARELLI et al., 1999; OOSTERHOORN; KAPPELLE, 2000; GODEFROID; KOEDAM, 2003; PIESSENS et al., 2006). Williams-Linera (1990) e Faria et al. (2009) apontam para a ocorrência de um padrão semelhante com lianas. Rodrigues (1998) evidenciou, dentre seus resultados, espécies pioneiras, espécies de dossel, espécies anemocóricas e espécies exóticas ocorrendo a menores distâncias das bordas quando comparadas as espécies clímax, espécies de sub-bosque, espécies zoocóricas e espécies nativas, encontradas em maior associação com o interior dos fragmentos florestais.

Em relação à estrutura da vegetação, variações estatisticamente significativas foram observadas entre a borda e o interior para a densidade e o

diâmetro a altura do peito (DAP) de indivíduos arbóreos (WILLIAMS-LINERA, 1990; CHEN et al., 1992; CASENAVE et al., 1995; OOSTERHOORN; KAPPELLE, 2000; SCHESSL et al., 2008) e para a cobertura do dossel (CASENAVE et al., 1995; DELGADO et al., 2007; FARIA et al., 2009). Segundo Harper et al. (2005), as variações dos parâmetros estruturais da vegetação apresentam-se de maneira expressiva até aproximadamente 50 m a partir da borda.

Entretanto, evidências revelam que a influência das bordas pode levar à degradação de seus remanescentes como um todo (GASCON et al., 2000; LAURANCE et al., 2002). A distância que os efeitos da borda atingem no interior dos fragmentos florestais (largura da borda) pode variar de poucas dezenas a centenas de metros, dependendo do parâmetro analisado (HARPER et al., 2005), do tamanho dos remanescentes florestais (RODRIGUES, 1999; LAURANCE; YENSEN, 1991; LI et al., 2007; HARPER et al., 2007) e da composição e configuração da paisagem no seu entorno (FRAVER, 1994; BARROS, 2006; BLUMENFELD, 2008). A escala temporal, ou seja, a idade das bordas, também exerce sua influência sobre a distância e a magnitude desses efeitos, podendo se estender durante décadas após o surgimento das bordas (RODRIGUES, 1998; LAURANCE et al., 2002; LAURANCE et al., 2011).

Laurance et al. (2002) e Laurance et al. (2011) apontaram os efeitos de borda como os principais responsáveis por alterações no microclima, na composição de espécies, na mortalidade de árvores e na estocagem de carbono em fragmentos florestais de até 100 hectares. Estes dados se tornam alarmantes se partirmos da evidência de que na Mata Atlântica, 80% de seus remanescentes florestais possuem menos de 50 hectares e quase que a metade do total de sua vegetação encontra-se a menos de 100 metros de distância de suas bordas (RIBEIRO et al., 2009). Estas influências evidenciadas por Laurance et al. (2002) e Laurance et al. (2011) puderam ser observadas mesmo 30 anos após a criação das bordas.

Rodrigues (1998) verificou diferenças significativas na composição e na abundância de espécies entre a borda e o interior de fragmentos de florestais com aproximadamente 60 anos de idade. Para Laurance et al. (2006), o tempo de fragmentação também apresentou forte influência positiva sobre a densidade e a

área basal de espécies de estágios iniciais de sucessão na borda dos remanescentes. Nesta relação, os autores enfatizam a ausência de um *plateau*, sugerindo que estas espécies poderiam se tornar ainda mais abundantes nas bordas dos remanescentes florestais com o decorrer do tempo.

A partir da sistematização do conhecimento disponível sobre as respostas da comunidade vegetal às bordas, em 44 artigos científicos, Harper et al. (2005) apontaram diferentes possibilidades para a sua dinâmica temporal, baseadas em variações na magnitude do efeito de borda e na distância de sua influência, ao longo do tempo. Os autores definiram como magnitude do efeito de borda (*Magnitude of Edge Influence* – MEI) a amplitude com a qual um determinado parâmetro varia entre a borda e o interior (contraste entre borda e interior); e, a distância de sua influência (*Distance of Edge Influence* – DEI) como a distância até a qual se observa uma influência estatisticamente significativa da borda.

Em um cenário de expansão da borda (*Edge Expansion*), a distância do efeito de borda (DEI) aumentaria com o tempo, mesmo que sua magnitude (MEI) diminuísse, como consequência de perturbações externas (RANNEY et al, 1981; GASCON et al., 2000; HARPER; MACDONALD, 2002), como queimadas (COCHRANE; LAURANCE, 2002) e o impacto constante dos ventos (LAURANCE et al., 2002). Num cenário contrário (*Edge Sealing*), a distância (DEI) diminuiria com o tempo, mesmo que a magnitude (MEI) permanecesse elevada. Esta seria a situação em que o adensamento de arbustos, cipós e regenerantes nas bordas formaria uma parede lateral de vegetação, reduzindo a profundidade de penetração de matéria e energia e encurtando a distância de sua influência. Por fim, num terceiro cenário (*Edge Softening*), tanto a distância (DEI) quanto a magnitude (MEI) poderiam diminuir, ao longo do tempo, em função da adaptação das espécies às novas condições microclimáticas das bordas, ou da regeneração do ambiente não florestal adjacente ao fragmento, atenuando as influências externas.

Essa variedade de cenários futuros ou possibilidades, com respostas provenientes de diferentes parâmetros, levou Harper e Macdonald (2011) a proporem um método para a estimativa da distância do efeito de borda de maneira padronizada. O método *Randomization Test of Edge Influence* (RTEI) consiste no

cálculo da magnitude do efeito de borda (MEI) para cada distância “d” de interesse, pela diferença normalizada:

$$MEI = (\hat{e} - \hat{i})/(\hat{e} + \hat{i}),$$

onde:

$\hat{e}$ = média do valor de um determinado parâmetro na distância “d” da borda;

$\hat{i}$ = média do valor do parâmetro no interior do fragmento (ou na distância de referência do interior).

Uma vez calculado MEI para todas as distâncias de interesse, sua significância é então verificada por aleatorizações entre os valores da borda e do interior, em uma abordagem derivada da permutação (ou simulação) de Monte-Carlo. Este método, além de permitir a comparação do efeito de borda sobre diferentes parâmetros, também possibilita a análise de sua evolução ao longo do tempo, de maneira padronizada.

Diante das evidências apresentadas de que as bordas podem ser responsáveis pelos efeitos deletérios em grande parte dos remanescentes de Mata Atlântica e que suas consequências negativas podem se estender ao longo do tempo, o presente capítulo teve como objetivo principal analisar as modificações ocorridas na comunidade arbórea das bordas de remanescentes florestais em um intervalo de 16 anos, 60 anos (aproximadamente) após a fragmentação florestal da paisagem. Para isso, os transectos analisados há 16 anos por Rodrigues (1998), localizados nas bordas de remanescentes de floresta estacional semidecidual, foram revisitados e analisados para se verificar: (i) as variações na riqueza e na abundância das espécies arbóreas; (ii) a similaridade da composição de espécies ao longo do tempo; (iii) as modificações na distância média da borda entre os grupos de espécies pioneiras/iniciais e tardias/clímax, espécies de dossel e de sub-bosque, espécies anemocóricas e zoocóricas e espécies exóticas e nativas; (iv) a distribuição das taxas de mortalidade e de recrutamento das espécies arbóreas entre a borda e o interior; e, (v) variações na distância (DEI) e na magnitude (MEI) do efeito de borda ao longo do tempo.

As hipóteses testadas foram: H_0 – Não houve mudanças significativas na distância (DEI) e na magnitude (MEI) do efeito de borda, ao longo do tempo; H_1 – Ao longo do tempo, tanto a distância (DEI) quanto a magnitude (MEI)

aumentaram; H_2 – A distância (DEI) aumentou enquanto que a magnitude (MEI) diminuiu, ao longo do tempo; H_3 – A distância (DEI) diminuiu enquanto que a magnitude (MEI) aumentou, ao longo do tempo; e, H_4 – Tanto a distância (DEI) quanto a magnitude (MEI) do efeito de borda diminuíram ao longo do tempo.

A compreensão sobre a dinâmica da vegetação arbórea nas bordas, em um período de tempo após seu surgimento, pode contribuir para o entendimento de suas consequências em longo prazo e para o futuro dos remanescentes florestais.

2.2. MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

2.2.1. Área de Estudo

A área de estudo localiza-se ao redor do município de Londrina, no norte do Estado do Paraná (Figura 2.2-1). Esta região encontra-se inserida no Domínio Tropical Atlântico (AB'SÁBER, 2003) e é caracterizada por um relevo suave, de baixa declividade (IPARDES, 1984; IPARDES, 1997), pela presença de um latossolo vermelho (IAPAR, 2008) e pela ocorrência de remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2004).

Estas características conferiram um elevado potencial para o desenvolvimento regional de atividades agropecuárias, tornando o Estado do Paraná responsável por cerca de 20% da produção do agrícola do país (IBGE, 2010). Sua elevada produtividade explica também os altos índices de desmatamento alcançados pela região nos últimos tempos (RIBEIRO et al., 2009).

Entretanto, o processo de fragmentação no norte do Paraná sofreu uma diminuição a partir do início da década de 1970, em função do declínio da atividade cafeeira na região, dando lugar a entrada de outras culturas, como a soja. Os fragmentos florestais, cujas bordas foram analisadas neste capítulo, possuem cerca de 60 anos de existência (RODRIGUES, 1998) e se encontram inseridos em uma matriz composta, predominantemente, por culturas de grãos (soja, café, trigo e milho) e pastagens.

2.2.2. Procedimentos Metodológicos

O procedimento de amostragem consistiu na revisitação dos transectos distribuídos nas bordas de fragmentos florestais analisados anteriormente por Rodrigues (1998). Para o levantamento da atual composição e distribuição de espécies e sua comparação com os dados pretéritos, oito transectos localizados na borda de seis fragmentos florestais foram selecionados para revisitação, a partir dos 48 transectos, distribuídos nas bordas de 19 fragmentos florestais, que compõem o trabalho de Rodrigues (1998).

Figura 2.2-1 – Localização da área de estudo. As articulações mostram em detalhe a localização do início dos transectos nas bordas dos remanescentes florestais, norte do Estado do Paraná. O número dos transectos corresponde à numeração estabelecida por Rodrigues (1998) e que foi mantida na presente pesquisa.

Os transectos possuem 100 m de comprimento por 4 m de largura, divididos em 20 parcelas de 4 m x 5 m, dispostos perpendicularmente à borda, em direção ao interior do fragmento florestal (figura 2.2-2). Os critérios utilizados para a seleção dos transectos revisitados resultaram da combinação entre a logística de acesso às unidades amostrais e a permanência dos transectos em seu local de origem, além de que alguns transectos buscados não foram encontrados.

A definição do número de transectos revisitados resultou da análise realizada por Rodrigues (1998) de que, após a realização de testes entre seus dados, oito foi o número mínimo de transectos necessários para que os padrões identificados com os 48 transectos pudessem ser reproduzidos.

Figura 2.2-2 – Ilustração dos transectos de análise nas bordas dos remanescentes florestais, norte do Estado do Paraná. Extraído e modificado de Rodrigues (1998).

Para o levantamento, foram considerados apenas os indivíduos de espécies arbóreas maiores que 1,0 m de altura e menores do que 5,0 cm de DAP (diâmetro a altura do peito). Os critérios de altura e DAP foram adotados visando assegurar que os indivíduos amostrados (arvoretas) já estivessem estabelecidos (com maiores chances de permanecerem no ambiente) ao mesmo tempo em que, este estabelecimento tivesse ocorrido após o surgimento das bordas, refletindo as condições ambientais do período após a fragmentação florestal.

Durante o levantamento, os indivíduos remanescentes do levantamento de Rodrigues (1998) foram identificados por suas placas de identificação de alumínio, enquanto que os novos indivíduos foram identificados botanicamente em campo (quando possível) ou posteriormente, a partir de suas

exsicatas. A identificação posterior das exsicatas foi feita com o auxílio técnico do Laboratório de Biodiversidade e Recuperação de Ecossistemas (LABRE), do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina (CCB/UEL).

Os dados da comunidade arbórea referentes a 1996 e 2012 foram, então, caracterizados quanto a sua riqueza e abundância total e a riqueza e abundância em cada parcela correspondente a uma distância da borda. As taxas de mortalidade e recrutamento também foram calculadas. A taxa de mortalidade foi considerada como a razão entre o número de indivíduos presentes em 1996, e que não foram encontrados em 2012, sobre o número total de indivíduos de 1996. A taxa de recrutamento foi considerada como a razão entre o número de indivíduos novos, presentes em 2012 e ausentes em 1996, sobre o número total de indivíduos em 2012. Estes cálculos foram realizados em planilhas do Microsoft Excel 2010.

Para a análise da variação na composição de espécies, foram utilizados os índices de similaridade de Sorensen e o de Bray-Curtis, calculados pelo programa EstimateS. O índice de Sorensen caracteriza a variação entre as unidades amostrais, baseando-se somente na presença ou ausência das espécies, enquanto que o índice de Bray-Curtis caracteriza a similaridade entre as unidades, utilizando-se, também, da abundância relativa de cada espécie, podendo apresentar resultados diferentes (ANDERSON et al., 2011). Estes índices foram calculados para a verificação da similaridade da comunidade entre 1996 e 2012 como um todo e, também, para cada parcela, ao longo do tempo, formando um gradiente com um valor de similaridade no tempo para cada distância da borda.

As espécies também foram classificadas em grupos ecológicos de acordo com o seu estágio sucessional (pioneiras/iniciais ou tardias/clímax); o estrato florestal que ocupam (dossel ou sub-bosque); síndrome de dispersão (anemocóricas ou zoocóricas) e sua origem biogeográfica (exóticas ou nativas). Esta classificação foi realizada com base nos critérios estabelecidos por Rodrigues (1998) e nos conhecimentos técnicos atuais sobre as características ecológicas das espécies da região, registrados no Laboratório de Biodiversidade e Recuperação de Ecossistemas (LABRE).

Então, a distância média da borda de cada grupo ecológico foi calculada para os dados de 1996 e 2012 e comparada pelo método de Monte-Carlo,

que consiste na realização de aleatorizações entre o banco de dados da análise para a verificação da significância estatística dos resultados. Estas aleatorizações foram realizadas pela utilização de linhas de comando em MACRO no Microsoft Excel 2010.

Para o teste das hipóteses estabelecidas, a magnitude (MEI) e a distância (DEI) do efeito de borda foram calculadas e analisadas conforme a metodologia RTEI, proposta por Harper e Macdonald (2011). A magnitude do efeito de borda é calculada para cada distância de interesse, através da equação:

$$MEI = (\hat{e} - \hat{i})/(\hat{e} + \hat{i}),$$

onde:

$\hat{e}$ = média do parâmetro na distância “d” da borda;

$\hat{i}$ = média do parâmetro no interior do fragmento (ou na parcela de referência).

O resultado da diferença normalizada varia entre -1 e 1, onde o zero significa que não há diferença entre a borda e o interior (referência), os valores positivos indicam que o parâmetro é maior (ou mais abundante) na borda, enquanto que os valores negativos indicam que o parâmetro é maior (ou mais abundante) no interior (HARPER et al., 2005; HARPER; MACDONALD, 2011). Entretanto, para a análise de MEI nos grupos ecológicos, ao invés da média, optou-se por utilizar a proporção total de indivíduos dos oito transectos, em cada distância da borda, devido ao fato das parcelas serem adjacentes e, portanto, não independentes.

Uma vez calculados, realizam-se permutação entre os valores da borda e do interior para a geração de valores aleatórios de MEI, em um procedimento derivado da permutação de Monte-Carlo, para a verificação da significância estatística do valor de MEI observado. Este procedimento é repetido para cada distância “d” da borda. A distância do efeito de borda (DEI) é, então, obtida a partir da distância até a qual os valores de MEI observados forem validados como estatisticamente significativos pelo método (HARPER; MACDONALD, 2011).

Para o teste das hipóteses estabelecidas neste capítulo, o método RTEI foi aplicado para a verificação de variações na magnitude (MEI) e na distancia (DEI) do efeito de borda sobre a abundância e a proporção de indivíduos pertencentes a cada grupo ecológico considerado, entre os anos de 1996 e 2012. Para a verificação da significância dos dados, 5.000 permutações foram utilizadas.

2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A revisitação dos transectos em campo resultou na análise de um total de 2.798 indivíduos, pertencentes a 95 espécies, distribuídas em 35 famílias botânicas e 23 morfoespécies. Deste total, 139 indivíduos (4,9% da amostra) não puderam ser identificados (Apêndice A).

A análise geral do total de 3.200 m² de bordas estudadas indicou uma redução de 15% na abundância total entre os anos de 1996 e 2012 (Tabela 2.3-1). Decorrente de taxas de mortalidade superiores às taxas de recrutamento, esta redução conduziu a comunidade arbórea a uma perda total equivalente a 1.556 indivíduos por hectare no intervalo de 16 anos.

Tabela 2.3-1 – Dados gerais no total de 3.200 m² analisados entre 1996 e 2012.

			1996	2012	2012-1996
Indivíduos			3296	2798	-498
Espécies			118	95	-23
Morfoespécies			12	23	11
Riqueza Total			130	118	-12
Espécies Exclusivas			37	15	-
Grupos de Espécies	Estágio Sucessional	Pioneiras/Iniciais	9.3%	4.9%	-4.4%
		Tardias/Climax	55.5%	63.5%	8.0%
	Síndrome de Dispersão	Anemocóricas	14.3%	12.5%	-1.8%
		Zoocóricas	20.6%	23.0%	2.4%
	Estrato Florestal	Dossel	4.9%	5.7%	0.8%
		Sub-bosque	9.4%	3.4%	-6.0%
	Origem Biogeográfica	Exóticas	1.5%	3.0%	1.5%
		Nativas	98.5%	97.0%	-1.5%

A diferença entre os valores de abundância de ambos os períodos implica também na diferença do tamanho total de suas amostras, impossibilitando a comparação direta de suas riquezas. À medida que menos indivíduos tendem a contemplar um menor número de espécies, estes parâmetros podem estar autocorrelacionados. Portanto, a variação na riqueza da comunidade arbórea entre 1996 e 2012 foi analisada por meio de uma curva de rarefação (figura 2.3-1).

Com base nesta curva, pôde-se estimar o número de espécies esperadas para amostra de maior tamanho (amostragem de 1996) se ela apresentasse o mesmo número de indivíduos que a amostra de menor tamanho (amostragem de 2012). Desta maneira, verificou-se que em 1996, se a comunidade arbórea possuísse 2.798 indivíduos (o mesmo número de indivíduos que em 2012), ela apresentaria o total de 125 espécies e morfoespécies, apenas sete a mais do que o realmente amostrado em 2012.

Figura 2.3-1 – Curva de rarefação para a comparação da riqueza de espécies entre as amostras de 1996 e 2012. **IC** = Intervalo de Confiança ($\alpha = 5\%$).

Esta diferença corresponde a uma redução de 5,38% na riqueza total da comunidade arbórea entre 1996 e 2012. Das 118 espécies presentes em 1996, 37 (31%) não se encontraram mais presentes em 2012, enquanto que das 95 espécies presentes em 2012, 15 (16%) surgiram após o ano de 1996.

As espécies que apresentaram os cinco maiores incrementos na abundância de seus indivíduos, ao longo do tempo, foram: *Picramnia ramiflora* Planch.; *Coffea arabica* Benth.; *Guarea kuntiana* A. Juss; *Trichilia casaretti* C. DC.;

Chrysophyllum gonocarpum (Mart. & Eich.) Engl.; *Psychotria carthaginensis* Jacq. e *Trichilia elegans* A.Juss. (tabela 2.3-2). Dentre estas sete espécies, quatro são consideradas como espécies tardias/clímax e apenas uma é classificada como espécie pioneira/inicial. Quanto à síndrome de dispersão, quatro destas sete espécies também são classificadas como zoocóricas. Chama-se a atenção também para o fato de que a segunda espécie com maior incremento na abundância de seus indivíduos é o café, uma espécie exótica adaptada a ambientes sombreados e, provavelmente, oriunda das culturas que ocupavam o entorno dos remanescentes florestais.

Tabela 2.3-2 – Espécies que apresentaram os cinco maiores incrementos e decréscimos na abundância de seus indivíduos entre 1996 e 2012 e sua classificação nos grupos ecológicos considerados. **PI** = pioneiras/iniciais, **TC** = tardias/clímax, **sub** = sub-bosque, **ZOO** = zoocóricas, **E** = exóticas, **N** = nativas.

Espécie	Abundância (2012-1996)	Estágio Sucessional	Estrato Florestal	Síndrome de Dispersão	Origem Biogeográfica
<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	38	-	dossel	-	N
<i>Coffea arabica</i> Benth.	37	-	-	ZOO	E
<i>Guarea kuntiana</i> A. Juss	30	TC	-	ZOO	N
<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	30	TC	-	-	N
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eich.) Engl.	15	TC	-	ZOO	N
<i>Psychotria carthaginensis</i> Jacq.	15	PI	-	ZOO	N
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	13	TC	-	-	N
<i>Acacia polyphilla</i> DC.	-44	PI	-	ANE	N
<i>Croton floribundus</i> Spr.	-45	PI	-	-	N
<i>Miconia discolor</i> DC	-49	-	-	-	N
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) Smith & Downs	-61	PI	-	-	N
<i>Acalipha gracilis</i> A.Gray	-121	-	sub	-	N

Já as espécies que sofreram os cinco maiores decréscimos na abundância de seus indivíduos, ao longo do tempo, foram: *Acalipha gracilis* A.Gray; *Sebastiania commersoniana* (Baill.) Smith & Downs; *Miconia discolor* DC; *Croton floribundus* Spr. e *Acacia polyphilla* DC. Dentre estas cinco espécies, três foram classificadas como espécies pioneiras/iniciais e nenhuma espécie foi classificada

como tardia/clímax. Apenas uma espécie foi classificada como sendo de sub-bosque e uma espécie foi classificada como anemocórica. Todas as espécies que apresentaram os cinco maiores decréscimos na abundância de seus indivíduos são nativas. Nota-se que, mesmo contemplando duas espécies a menos, os cinco maiores decréscimos de abundância resultam em uma perda total de indivíduos superior ao ganho proveniente dos cinco maiores incrementos de abundância, que contemplam duas espécies a mais. A lista completa com os ganhos e perdas na abundância de todas as espécies e sua classificação nos grupos ecológicos encontram-se presentes no Anexo B.

Analisando os grupos de espécie nos 3.200 m² de bordas como um todo (tabela 2.3-1), verifica-se que, ao longo do tempo, houve uma redução na proporção total de indivíduos de espécies pioneiras/iniciais e anemocóricas, enquanto que a proporção de indivíduos de espécies tardias/clímax e zoocóricas aumentou. Já a proporção de indivíduos de espécies de dossel e exóticas aumentou, ao longo do tempo, enquanto que a proporção de indivíduos de espécies de sub-bosque e nativas diminuiu.

Estes resultados sugerem que as bordas estejam influenciando os diferentes grupos de espécie de maneira distinta. O aumento da proporção nos grupos de espécie tardias/clímax e zoocóricas, associados ao interior dos fragmentos florestais por Rodrigues (1998), em detrimento da proporção nos grupos de espécie pioneiras/iniciais e anemocóricas, associados às bordas por Rodrigues (1998), Tabarelli et al. (1999) e Laurance et al. (2006), poderiam ser interpretados como resultado da atenuação dos efeitos de borda sobre a comunidade arbórea. Ao longo do tempo, esta comunidade teria passado a ser composta por uma proporção maior de indivíduos pertencentes a espécies características de estágios avançados de sucessão ecológica e espécies dispersas por animais. Por outro lado, o aumento da proporção nos grupos de espécies de dossel e exóticas, associados às bordas por Rodrigues (1998), em detrimento da proporção nos grupos de espécies de sub-bosque e nativas, associadas ao interior (RODRIGUES, 1998), possibilitam a interpretação oposta, de que os efeitos de borda se intensificaram com tempo.

Estes contrapontos, oriundos da análise dos 3.200m² de borda como um todo, dificultam a compreensão da situação efetiva de degradação ou

recuperação que se estabeleceu na comunidade arbórea destas bordas, ao longo do tempo. No entanto, a introdução de um parâmetro espacial na análise, referente às distâncias da borda, abre novas possibilidades para a compreensão de sua influência sobre a comunidade arbórea, ao longo tempo.

Assim, foi feita a análise da distribuição dos diferentes parâmetros ao longo do gradiente de distâncias da borda, proveniente dos oito transectos revisitados. A figura 2.3-2 apresenta a distribuição dos dados de riqueza e abundância no gradiente de distâncias da borda, para os anos de 1996 e 2012, e das taxas de mortalidade e de recrutamento. Esta figura também apresenta o gráfico da similaridade no tempo da composição de espécies de cada parcela que compõem os transectos. As figuras 2.3-3 a 2.3-6 apresentam a distribuição da proporção de indivíduos, em cada parcela, pertencentes aos grupos ecológicos considerados.

A primeira observação que se faz sobre estes resultados é a de que a influência das bordas sobre estes parâmetros não é linear. Apesar das bordas estarem influenciando os diferentes parâmetros de maneira distinta, observa-se que, de maneira geral, a distribuição dos dados forma uma onda, com pontos de inflexão entre picos e vales, ao longo do gradiente de distâncias da borda.

A ocorrência de um padrão não linear de influência das bordas (*non-monotonic pattern*) também foi evidenciada por Rodrigues (1998) sobre a densidade e a riqueza de arvoretas, no mesmo local de realização do presente estudo. Investigando a existência de mecanismos ecológicos que explicassem a ocorrência deste padrão, o autor aponta, dentre seus resultados, para evidências favoráveis aos mecanismos descritos por Murica (1995) e Franco e Harper (1998).

De acordo com Rodrigues (1998), o mecanismo descrito por Franco e Harper (1998) baseia-se na existência de uma competição assimétrica entre os indivíduos. Os indivíduos da borda, por possuírem maior disponibilidade de luz, possuiriam uma vantagem competitiva em relação aos indivíduos vizinhos, em direção ao interior, suprimindo-os. Essa supressão, por sua vez, favoreceria a próxima linha de indivíduos adjacentes, resultado em um padrão em onda proveniente da alternância entre indivíduos suprimidos e não suprimidos.

Figura 2.3-2 – Distribuição da riqueza, da abundância, das taxas de mortalidade e de recrutamento e da similaridade, entre 1996 e 2012, ao longo do gradiente de distâncias da borda proveniente dos oito transectos analisados.

Figura 2.3-3 – Distribuição dos grupos de espécies pioneiras/inciais (PI) e tardias/climax (TC) entre 1996 e 2012 ao longo do gradiente de distâncias da borda proveniente dos oito transectos analisados.

Figura 2.3-4 – Distribuição dos grupos de espécies de sub-bosque (Sub) e de dossel entre 1996 e 2012 ao longo do gradiente de distâncias da borda proveniente dos oito transectos analisados.

Figura 2.3-5 – Distribuição dos grupos de espécies zoocóricas (Zoo) e anemocóricas (Anemo) entre 1996 e 2012 ao longo do gradiente de distâncias da borda proveniente dos oito transectos analisados.

Figura 2.3-6 – Distribuição dos grupos de espécies exóticas (Exót) e nativas (Nat) entre 1996 e 2012 ao longo do gradiente de distâncias da borda proveniente dos 8 transectos analisados.

Já no mecanismo proposto por Murica (1995), segundo o autor, as ondas seriam resultantes de parâmetros com padrões opostos e contrastantes entre a borda e o interior, como a disponibilidade de luz e a disponibilidade de água. Rodrigues (1998) ainda menciona a existência de outro mecanismo, descrito por Sprugel (1976), em que os distúrbios provocados pelo vento, e o aumento da área de exposição que se tem a cada árvore quebrada pelo mesmo, seriam os responsáveis pela existência do padrão em onda. Entretanto, o autor não aponta para a ocorrência de evidências favoráveis ao mesmo dentre os seus resultados.

Recentemente, padrões não lineares de influência das bordas também foram evidenciados por Donovan et al. (2013), sobre a altura das árvores, e por Harper et al. (2014), sobre a densidade de plântulas, arvoretas, árvores mortas em pé e árvores mortas tombadas. Segundo Harper et al. (2005) e Harper e Macdonald (2011), além dos padrões em onda, a influência das bordas também pode resultar em uma distribuição exponencial dos parâmetros, em mudanças abruptas em “J” ou, até mesmo, nos padrões lineares mais comumente esperados, em função da distanciada borda, dependendo da variável em questão, das características do ecossistema e do tempo estabelecido a partir da fragmentação florestal.

A partir da análise dessas curvas em onda, pôde-se compreender a influência das distâncias da borda sobre os diferentes parâmetros da comunidade arbórea, ao longo do tempo. Na verificação de sua influência sobre a distribuição dos dados de abundância, observou-se que, em 1996, havia uma maior quantidade de indivíduos nas proximidades da borda. A crista formada pelas abundâncias nas menores distâncias supera os valores de abundância do interior, após os 35 metros, na curva de 1996. Com o passar do tempo, o número de indivíduos reduziu ao longo do gradiente como um todo, porém, com maiores perdas de indivíduos a menores distâncias da borda, resultando na atenuação da crista compreendida até os 35 m de distância da borda.

Em 2012, as maiores abundâncias permaneceram concentradas nas proximidades da borda. Entretanto, o contraste entre a borda e o interior parece ter se atenuado, justamente em função da diminuição da crista compreendida até os 35 m. Nota-se que, com a exceção das primeiras parcelas do gradiente, as taxas de

mortalidade e de recrutamento se distribuíram quase que uniformemente ao longo dos 100 m de distância da borda.

Em relação à riqueza, observa-se que a distribuição do número total de espécies e morfoespécies parece não apresentar uma influência direta das distâncias da borda em ambas as datas consideradas. Naturalmente, diferentes espécies podem apresentar comportamentos distintos em resposta às alterações ambientais proveniente das bordas. Na medida em que algumas espécies são prejudicadas por estas alterações, outras espécies se beneficiam das mesmas. Portanto, uma possível compensação entre perdas e ganhos de espécies pode estar resultando na distribuição quase que uniforme dos valores de riqueza total ao longo do gradiente de distâncias da borda. Diante desta possibilidade, a similaridade entre a composição de espécies de 1996 e 2012 foi analisada para cada distância da borda.

Os valores presentes no gráfico (Figura 2.3-2) representam a similaridade da composição de espécies de uma mesma parcela ao longo do tempo. A composição do total de espécies da parcela 1 de todos os transectos de 1996 foi comparada com a composição total de espécies da parcela 1 de todos os transectos de 2012 e obtido, então, um valor de similaridade entre estas parcelas ao longo do tempo. Posteriormente, o mesmo procedimento foi aplicado para a obtenção de um valor de similaridade no tempo entre a parcela 5 de 1996 e a parcela 5 de 2012, e assim sucessivamente. Ao término, obteve-se um gradiente de similaridade no tempo para cada parcela, correspondente a uma distância da borda.

Os valores de similaridade foram calculados utilizando-se os índices de Sorensen e Bray-Curtys. O índice de Sorensen caracteriza a variação entre as unidades amostrais, baseando-se somente na presença ou ausência das espécies. Já o índice de Bray-Curtis caracteriza a similaridade entre as unidades utilizando-se também da abundância de cada espécie (ANDERSON et al., 2011). Ambos os índices foram utilizados nesta análise para se evitar que os resultados pudessem estar sendo influenciados pelas particularidades de cada um.

Com base na observação dos valores de similaridade apresentados, verificou-se que, independente de se considerar, ou não, a abundância das espécies, ambos os índices apresentaram resultados semelhantes. Apesar da riqueza

total de espécies ter se distribuído uniformemente ao longo do gradiente, a comunidade arbórea das parcelas localizadas a menores distâncias da borda apresentaram menores similaridades na composição de suas espécies do que as localizadas em direção ao interior do fragmento florestal (até os 100 m de distância da borda). Os baixos valores de similaridade da borda aumentam em direção ao interior e se mantêm próximos da média da similaridade no tempo, obtida para os transectos como um todo, a partir dos 15 m de distância da borda, aproximadamente.

A composição de espécies variou mais na proximidade das bordas. As bordas são frequentemente descritas contendo elevada abundância de espécies de regime de luz, como as espécies pioneiras (RODRIGUES, 1998; LAURANCE et al., 2006). Estas espécies usualmente apresentam rápido desenvolvimento e ciclos de vida curtos (LAURANCE et al., 2011), possibilitando uma maior alternância de seus indivíduos a menores distâncias da borda. Possivelmente este seja o mecanismo que explique a menor similaridade de composição de espécies ao longo do tempo observada para a proximidade das bordas.

A análise da distribuição dos grupos de espécie indicou que a proporção de indivíduos de espécies pioneiras/iniciais formava um gradiente em onda decrescente, da borda para o interior do fragmento florestal, enquanto que a proporção de indivíduos de espécies tardias/clímax apresentava o padrão oposto, em 1996. Ao longo do tempo, a redução ocorrida na proporção dos indivíduos de espécies pioneiras/iniciais foi mais pronunciada no início dos transectos, enquanto que o aumento ocorrido na proporção dos indivíduos de espécies tardias/clímax foi mais acentuado em direção ao interior do fragmento florestal, a partir dos 55 m de distância da borda. Este resultado agrega uma informação importante referente ao padrão de distribuição espacial dos ganhos e perdas destes grupos de espécies, em contraste a sua quantificação realizada para a área de estudo como um todo.

Apesar da atenuação do contraste do grupo de espécies pioneiras/iniciais entre a borda e o interior (menores e maiores distâncias da borda) e da intensificação deste contraste no grupo de espécies tardias/clímax, a influência das distâncias da borda sobre estes parâmetros permaneceu presente nos transectos ao longo do tempo. Em 2012, as maiores proporções dos indivíduos de

espécies pioneiras/iniciais continuaram nas menores distâncias da borda, diminuindo gradativamente em direção ao interior, enquanto que as maiores proporções de indivíduos de espécies tardias/clímax se concentraram no interior, diminuindo gradativamente em direção a borda.

Em relação à síndrome de dispersão, em 1996, o grupo de espécies anemocóricas apresentava uma maior proporção de indivíduos a menores distâncias da borda, com esta proporção diminuindo gradativamente em direção ao interior, enquanto que o grupo de espécies zoocóricas apresentou o padrão inverso. Ao longo do tempo, as distâncias da borda parecem ter influenciado mais o grupo de espécies anemocóricas, reduzindo a proporção de seus indivíduos na proximidade das bordas. Em 2012, apesar da atenuação do contraste da proporção de indivíduos de espécies anemocóricas entre a borda e o interior, a maior proporção de indivíduos de espécies zoocóricas ainda se concentrou em direção ao interior do fragmento florestal, evidenciando a permanência da influência das distâncias da borda sobre estes parâmetros.

Quanto ao estrato florestal ao qual pertence, em 1996, o grupo de espécies de dossel também apresentou uma maior proporção de seus indivíduos a menores distâncias da borda, com a diminuição dessa proporção em direção ao interior do fragmento florestal, enquanto que o grupo de espécies de sub-bosque não apresentou um padrão muito claro de distribuição da proporção de seus indivíduos. Ao longo do tempo, o grupo de espécies de dossel parece ter sofrido poucas mudanças, sobretudo no que diz respeito a variações na distribuição da proporção de seus indivíduos. Já o grupo de espécies de sub-bosque teve um aumento na proporção de seus indivíduos ao longo de todo o transecto, sem que esse aumento apresentasse uma influência direta das distâncias da borda.

Em relação à origem biogeográfica dos indivíduos, o grupo de espécies exóticas, apesar de menos expressivo que o de espécies nativas, apresentava maiores proporções a menores distâncias da borda. Já o grupo de espécies nativas, por contemplar a maior proporção dos indivíduos, refletia o mesmo padrão de distribuição que a abundância total, formando uma onda decrescente da borda em direção ao interior do fragmento florestal. Ao longo do tempo, a proporção de indivíduos de espécies exóticas aumentou, mas seu padrão de distribuição em

relação às distâncias da borda se manteve o mesmo, com maiores proporções a menores distâncias da borda. Já o grupo de espécies nativas, semelhantemente ao padrão observado para a abundância, apresentou uma diminuição na proporção de seus indivíduos mais acentuada nas proximidades da borda.

De maneira geral, a análise dos gradientes indica que, apesar das distâncias da borda terem influenciado os parâmetros diferentemente, o contraste de suas distribuições entre a borda e o interior (até os 100 metros de distância da borda) permaneceu ao longo do tempo, porém, de maneira atenuada. Sobretudo em relação à distribuição da proporção de indivíduos dos grupos de espécies associados às bordas. Estes resultados sugerem que a influência das bordas permaneceu presente sobre parte dos parâmetros da comunidade arbórea, mesmo que atenuados ao longo do tempo.

A partir dessas distribuições, pôde-se calcular a distância média da borda a que os diferentes grupos ecológicos se encontram. Rodrigues (1998) verificou que a distância média da borda dos grupos de espécies pioneiras, espécies anemocóricas, espécies de dossel e espécies exóticas era significativamente menor do que a distância média da borda de seus grupos antagônicos (espécies clímax, espécies zoocóricas, espécies de sub-bosque e espécies nativas), evidenciando que a sua distribuição encontrava-se associada, em maior frequência, a menores distâncias da borda. A comparação das distâncias média da borda entre 1996 e 2012, utilizando-se a permutação de Monte-Carlo, permitiu verificar que os grupos de espécie associados à borda encontram-se agora mais para dentro dos fragmentos florestais, apresentando em 2012 maiores distâncias médias da borda do que em 1996 (tabela 2.3-3).

Verifica-se que, de maneira geral, todos os grupos de espécies apresentaram aumentos em suas distâncias médias da borda. Entretanto, com a exceção do grupo de espécies exóticas, este aumento foi estatisticamente significativo apenas para as espécies associadas às bordas, indicando que, ao longo do tempo a distribuição destes grupos tenha avançando em direção ao interior dos fragmentos florestais.

Em 1996, as espécies pioneira/iniciais, as espécies de dossel e as espécies anemocóricas apresentavam distâncias médias da borda significativamente

menores do que as de seus grupos antagônicos. A exceção da significância estatística ficou por conta dos grupos de espécies exóticas e nativas. Em 2012, observa-se que a diferença na distância média da borda entre os grupos de espécie de dossel e sub-bosque e entre os grupos de espécie anemocórica e zoocórica passou a não ser mais significativa. A interpretação que se faz deste resultado é a de que a perda da significância entre as médias dos grupos antagônicos tenha sido uma consequência do avanço dos grupos característicos da borda em direção ao interior do fragmento florestal, ao longo do tempo. Para os grupos associados ao estágio sucessional, apesar do avanço das espécies pioneiras/iniciais em direção ao interior, sua diferença de distribuição em relação ao grupo de espécies tardias/clímax permaneceu estatisticamente significativa.

Tabela 2.3-3 – Distância média da borda dos grupos de espécie em 1996 e 2012. Em vermelho, valores não significativos. Em verde, valores significativos.

Grupos de Espécies	Distância média da borda (m) (1996)	Distância média da borda (m) (2012)	valor-p
Pioneiras/Iniciais	30.38	37.48	0.013
Tardias/Clímax	48.19	46.69	0.111
valor-p	< 0.001	< 0.001	-
Dossel	37.13	43.67	0.049
Sub-bosque	44.12	40.53	0.3
valor-p	0.015	0.42	-
Anemocóricas	44.7	49.14	0.03
Zoocóricas	51.84	51.11	0.71
valor-p	< 0.001	0.35	-
Exóticas	40.02	42.77	0.6
Nativas	45.12	47.39	0.003
valor-p	0.233	0.17	-

Em relação às espécies exóticas, verifica-se que estas se encontram representadas quase que em sua totalidade pelo café, uma espécie que, além de exótica, é adaptada a condições intermediárias de luminosidade e que é proveniente das culturas que ocupavam o entorno dos remanescentes florestais. Desta maneira, a interpretação que se faz para a exceção de seu comportamento é a de que a sua distribuição esteja sendo influenciada tanto pela proximidade com a borda, por conta da chega de indivíduos a partir do ambiente externo, quanto pela proximidade com o

interior do fragmento florestal, em função de suas condições de sombreamento, que podem estar beneficiando o seu desenvolvimento. Como resultado, os indivíduos destas espécies permaneceriam em uma posição intermediária no gradiente de distâncias analisado, como pode ser observado tanto pelo gráfico de distribuição do grupo de espécies exóticas (Figura 1.3-6) quanto pelas suas distâncias médias da borda (Tabela 1.3-2).

A análise da distribuição dos grupos de espécie, com suas respectivas distâncias médias da borda, sugere que, ao longo do tempo, a influência das bordas tenha avançado para dentro dos remanescentes florestais ao mesmo tempo em que o contraste entre a borda e o interior (menores e maiores distância da borda) tenha sido atenuado. Estes resultados confirmaram a hipótese H₂ de que, ao longo do tempo, a distância (DEI) do efeito de borda teria aumentado enquanto que a sua magnitude (MEI) teria diminuído. Entretanto, a confirmação desta hipótese foi analisada junto ao teste da significância estatística das variações de DEI e MEI.

As tabelas 2.3-4 e 2.3-5 apresentam os resultados dos testes de aleatorização pelo método RTEI (HARPER et al. 2011). Novamente, observa-se que a influência da borda variou sobre os diferentes parâmetros analisados e ao longo do tempo, sendo representada pela distribuição dos valores significativos de MEI nas diferentes distâncias da borda. Estes valores são resultantes de 5.000 permutações, cada um, e sua significância foi verificada considerando $\alpha \leq 5\%$.

De acordo com Harper et al. (2011), a distância até a qual se verifica a ocorrência de MEIs significativas seria considerada a distância de influência do efeito de borda (DEI). Entretanto, valores significativos de MEI podem ser encontrados isoladamente, em direção ao interior dos fragmentos, ou, esparsos, separados por valores não significativos em distâncias intermediárias. Diante destas situações, Donovan et al. (2013) e Harper et al. (2014) utilizaram diferentes alternativas para a interpretação dos resultados e para a identificação de padrões consistentes.

Donovan et al. (2013) desconsideraram valores significativos de MEI isolados e distantes da borda. DEI foi, então, estimada como a maior distância da borda precedida por não mais do que um valor de MEI não significativo. Já Harper et al. (2014) utilizaram um intervalo de confiança menos restritivo, com $\alpha \leq 10\%$, para a identificação de padrões.

Tabela 2.3-4 – Resultados do método RTEI (*Randomization Test of Edge Influence*) para a verificação da significância dos valores de MEI (Magnitude of Edge Influence) em diferentes distâncias da borda para as espécies pioneiras/iniciais, tardias/clímax, espécies de dossel e espécies de sub-bosque. Em vermelho, valores não significativos. Em verde, valores significativos.

	Pioneiras/Iniciais				Tardias/Clímax				Dossel				Sub-bosque				
	1996		2012		1996		2012		1996		2012		1996		2012		
Distância da borda (m)	MEI	valor-p	MEI	valor-p	MEI	valor-p	MEI	valor-p	MEI	valor-p	MEI	valor-p	MEI	valor-p	MEI	valor-p	
	1	0.77	< 0.01	0.56	0.07	-0.32	0.06	-0.08	0.18	0.12	0.42	-0.17	0.33	0.17	0.42	0.50	0.06
	5	0.48	0.22	0.46	0.20	-0.11	0.15	-0.07	0.16	0.48	0.13	0.42	0.10	0.03	0.44	0.14	0.34
	10	0.25	0.38	0.22	0.24	0.02	0.37	-0.04	0.27	0.13	0.25	0.07	0.40	-0.08	0.34	0.64	0.47
	15	0.32	0.25	0.59	0.12	-0.04	0.31	-0.08	0.17	0.02	0.41	-0.42	0.08	-0.09	0.38	0.43	0.08
	20	0.03	0.42	0.30	0.36	-0.04	0.35	-0.07	0.20	0.04	0.39	-0.40	0.10	0.13	0.30	0.56	0.08
	25	0.43	0.10	0.32	0.17	-0.03	0.35	-0.06	0.22	-0.05	0.48	-0.29	0.26	0.03	0.49	0.19	0.32
	30	0.45	0.19	0.52	0.14	0.06	0.19	0.00	0.48	0.07	0.37	0.12	0.35	-0.53	0.05	0.27	0.26
	35	0.13	0.37	0.54	0.02	0.04	0.30	-0.05	0.26	-0.15	0.27	-0.38	0.10	-0.40	0.06	-0.33	0.24
	40	-0.11	0.32	0.41	0.04	0.10	0.11	0.01	0.44	-0.31	0.12	-0.15	0.24	-0.08	0.32	-0.48	0.16
	45	-0.30	0.16	0.02	0.48	0.01	0.43	-0.08	0.15	0.16	0.33	0.16	0.19	0.00	0.50	-1.00	< 0.01
	50	0.03	0.46	0.03	0.44	0.06	0.08	-0.01	0.45	0.15	0.37	0.03	0.45	-0.03	0.45	0.43	0.11
	55	0.19	0.26	0.22	0.24	0.11	0.05	0.07	0.17	0.21	0.16	0.02	0.48	-0.08	0.26	-0.18	0.31
	60	-0.02	0.48	0.35	0.17	0.06	0.18	0.05	0.22	-0.18	0.32	-0.52	0.13	0.15	0.39	0.16	0.33
	65	0.05	0.41	0.18	0.35	0.04	0.27	0.05	0.22	-0.13	0.30	-0.11	0.35	-0.09	0.28	0.31	0.07
	70	0.16	0.38	0.39	0.05	0.03	0.39	0.03	0.34	-0.11	0.30	-0.04	0.42	0.21	0.22	-0.13	0.44
	75	0.14	0.31	0.08	0.37	0.05	0.28	0.01	0.42	-0.42	0.08	-0.10	0.36	-0.06	0.39	0.65	0.09
80	-0.45	0.09	-1.00	< 0.01	0.10	0.07	0.10	0.08	-0.08	0.42	0.00	0.49	-0.03	0.44	0.11	0.36	
85	-0.17	0.29	-0.05	0.37	0.10	0.08	0.03	0.33	-0.11	0.29	-0.16	0.26	-0.25	0.18	-0.43	0.25	
90	0.32	0.13	0.18	0.29	0.00	0.50	0.07	0.13	-0.33	0.12	-0.37	0.20	-0.17	0.26	0.22	0.30	
95	0.00	-	0.00	-	0.00	-	0.00	-	0.00	-	0.00	-	0.00	-	0.00	-	

Tabela 2.3-5 – Resultados do método RTEI (*Randomization Test of Edge Influence*) para a verificação da significância dos valores de MEI (*Magnitude of Edge Influence*) em diferentes distâncias da borda para as espécies anemocóricas, zoocóricas, espécies exóticas e nativas. Em vermelho, valores não significativos. Em verde, valores significativos.

	Anemocóricas				Zoocóricas				Exóticas				Nativas				
	1996		2012		1996		2012		1996		2012		1996		2012		
	MEI	valor-p	MEI	valor-p	MEI	valor-p	MEI	valor-p	MEI	valor-p	MEI	valor-p	MEI	valor-p	MEI	valor-p	
Distância da borda (m)	1	0.51	0.16	0.05	0.44	-0.24	0.11	-0.21	0.07	-0.58	0.35	-0.13	0.44	0.01	0.33	0.01	0.46
	5	0.33	0.10	0.10	0.32	0.11	0.22	-0.02	0.44	-0.14	0.41	-0.41	0.33	0.00	0.42	0.01	0.32
	10	0.15	0.23	0.15	0.34	-0.01	0.46	-0.40	0.03	-0.17	0.24	0.02	0.47	0.00	0.25	0.00	0.45
	15	0.17	0.24	0.04	0.45	-0.26	0.01	-0.26	0.01	-0.01	0.48	0.03	0.48	0.00	0.47	0.00	0.49
	20	0.03	0.45	0.03	0.44	0.06	0.27	-0.10	0.13	0.44	0.48	-0.13	0.27	-0.02	0.44	0.01	0.27
	25	0.09	0.33	0.14	0.25	-0.22	0.01	-0.23	< 0.01	-0.48	0.33	0.05	0.38	0.01	0.34	0.00	0.36
	30	0.04	0.43	0.08	0.35	0.16	0.04	-0.02	0.46	0.46	0.31	0.20	0.39	-0.02	0.29	-0.01	0.36
	35	0.06	0.35	0.01	0.47	0.09	0.22	-0.12	0.26	-1.00	< 0.01	-0.22	0.44	0.01	0.41	0.01	0.46
	40	0.09	0.36	0.14	0.22	-0.03	0.19	-0.27	0.08	-0.53	0.29	-0.54	0.25	0.01	0.29	0.02	0.23
	45	0.24	0.19	0.06	0.36	-0.24	0.02	-0.18	0.15	-0.16	0.37	-0.11	0.35	0.00	0.38	0.00	0.40
	50	0.00	0.50	0.09	0.37	0.10	0.14	-0.16	0.03	-0.52	0.14	-1.00	< 0.01	0.01	0.29	0.02	0.02
	55	0.07	0.33	0.05	0.41	0.12	0.20	-0.05	0.30	0.13	0.35	-0.38	0.32	0.00	0.31	0.01	0.30
	60	-0.05	0.44	-0.01	0.48	0.03	0.33	-0.19	0.10	-1.00	< 0.01	-0.38	0.39	0.01	0.18	0.01	0.40
	65	0.20	0.17	0.18	0.29	0.02	0.44	-0.04	0.34	-1.00	< 0.01	-0.72	0.12	0.01	0.09	0.02	0.13
	70	0.13	0.25	0.26	0.08	0.14	0.08	-0.07	0.20	-0.11	0.29	-0.10	0.31	0.00	0.26	0.00	0.43
	75	0.25	0.10	0.27	0.02	-0.01	0.47	-0.15	0.10	-0.22	0.34	-0.50	0.15	0.00	0.34	0.02	0.17
	80	0.22	0.25	0.29	0.09	0.12	0.13	-0.19	0.06	-1.00	< 0.01	-0.47	0.37	0.01	0.17	0.01	0.37
85	0.03	0.44	0.06	0.34	0.07	0.13	-0.06	0.32	-0.45	0.32	-0.08	0.46	0.01	0.33	0.00	0.47	
90	-0.32	0.06	-0.16	0.18	0.27	0.06	0.09	0.12	0.08	0.25	-0.33	0.41	0.00	0.24	0.01	0.41	
95	0.00	-	0.00	-	0.00	-	0.00	-	0.00	-	0.00	-	0.00	-	0.00	-	

Nesta dissertação, os valores de DEI foram considerados apenas como as distâncias nas quais se verificou um valor significativo de MEI, mas, não necessariamente representaram a extensão até a qual o efeito de borda se pronuncia de maneira contínua (largura da borda). Os resultados indicaram que, de maneira geral, os valores significativos de MEI encontrados a menores distâncias da borda em 1996 deixaram de estarem presentes em 2012, ao mesmo tempo em que, em 2012, valores significativos de MEI passaram a ser encontrados a maiores distâncias da borda. Porém, nem todos os parâmetros responderam positivamente à influência da borda expressa em valores de MEI.

Para as espécies pioneiras/iniciais, o valor significativo de MEI na borda, em 1996, deixou de estar presente em 2012, enquanto que valores significativos de MEI surgiram em direção ao interior dos fragmentos florestais. Para as espécies tardias/clímax, o valor significativo de MEI a 55 m de distância da borda deixou de estar presente em 2012. As espécies de dossel não apresentaram uma resposta significativa à influência das bordas, expressa pelos valores de MEI, em ambos os períodos. Para as espécies de sub-bosque, o valor significativo de MEI encontrado aos 30 m de distância da borda, em 1996, passou a ser encontrado aos 45 m de distância em 2012. Em relação às espécies anemocóricas e nativas, valores significativos de MEI passaram a ser encontrado aos 75 m e 50 m de distância da borda, respectivamente, em 2012, a partir da ausência de valores significativos de MEI para estes parâmetros em 1996. Quanto às espécies zoocóricas, a distribuição dos valores significativos de MEI apresentou pouca variação ao longo do tempo. Valores significativos passaram a ser encontrados tanto a menores quanto a maiores distâncias da borda entre 1996 e 2012. A exceção, novamente, ficou por conta das espécies exóticas, em que o valor significativo de MEI passou a ser encontrado em uma distância intermediária, em 2012, em relação a sua distribuição de 1996.

Apesar da diferença entre as respostas dos diferentes parâmetros à influência da borda, estes resultados coincidem aos apresentados pela análise das distâncias médias da borda e pelos gradientes de distribuição dos dados, confirmando a hipótese H₂. Ao longo do tempo, a distância do efeito de borda aumentou, uma vez que os parâmetros característicos da borda passaram a ser

encontrados a maiores distâncias da mesma, ao mesmo tempo em que sua magnitude diminuiu, em função da atenuação do contraste dos parâmetros entre a borda e o interior (entre as menores e as maiores distâncias da borda).

Este padrão identificado para a dinâmica temporal da influência das bordas corresponde ao mecanismo descrito por Harper et al. (2005) como “*edge expansion*” (ou expansão da borda). Segundo os autores, esta é a situação que se estabelece com o tempo nas bordas onde se verifica a permanência de perturbações externas aos remanescentes florestais (RANNEY et al, 1981; GASCON et al., 2000; HARPER; MACDONALD, 2002), como queimadas (COCHRANE; LAURANCE, 2002), o impacto constante dos ventos (LAURANCE et al., 2002) e a manutenção das áreas não florestadas adjacentes aos fragmentos.

Entretanto, segundo Tabarelli et al. (2008), ao longo do tempo, os efeitos de borda conduziram os remanescentes florestais a um estágio inicial de sucessão florestal permanente, por meio de um processo denominado sucessão retrogressiva, ou retrossucessão florestal. Este termo também é utilizado por Santos et al. (2008) e Petzer et al. (2010) para descrever a hipótese de que os efeitos de borda seriam responsáveis pela permanência de características típicas dos estágios iniciais de sucessão ecológica nos remanescente de vegetação nativa, ao longo do tempo. A ocorrência deste fenômeno estaria sustentada pelo mecanismo no qual o aumento da disponibilidade de luz, somado a outras alterações microclimáticas provenientes das bordas, manteria as condições dos fragmentos florestais favoráveis ao recrutamento e à reposição de espécies pioneiras, enquanto que estes ambientes, influenciados pelas bordas, manter-se-iam adversos para o estabelecimento de espécies arbóreas tolerantes à sombra (BENÍTEZ-MALVIDO, 1998; TABARELLI et al., 2004; LAURANCE et al., 2006; WIRTH et al., 2008).

Os resultados obtidos com esta dissertação apontam em uma direção parcialmente distinta da apresentada pelos autores. As espécies pioneiras/iniciais apresentaram maior proporção de seus indivíduos a menores distâncias da borda em ambos os períodos analisados. Entretanto, ao longo do tempo, verificou-se que a sua proporção diminuiu a menores distâncias da borda. Ainda, a proporção de indivíduos de espécies tardias/clímax se manteve superior a das espécies pioneiras/iniciais.

Estes resultados não diminuem a ameaça indicada pelos autores sobre as consequências negativas das bordas ao longo do tempo. Somados a outros parâmetros, os resultados também indicaram que, apesar de atenuada, a influência das bordas se pronunciou em direção ao interior dos remanescentes de vegetação, mesmo após 80 anos (aproximadamente) de fragmentação florestal.

Esta contribuição somente pode ser alcançada por meio da introdução de um parâmetro espacial na análise, referente ao gradiente de distâncias da borda. Usualmente, a grande maioria dos estudos realizados sobre os efeitos de borda utilizam parcelas situadas na borda e no interior dos remanescentes florestais. Entretanto, este delineamento amostral seria mais adequado para comparações entre o contraste de parâmetros na borda e no interior. A utilização de um gradiente, apesar de aumentar a complexidade do tratamento estatístico dos dados, mostrou-se capaz e adequada para a detecção de variações na distância da borda em que a sua influência é verificada, sobre a comunidade arbórea.

Apesar de não evidenciar a ocorrência de um processo de retrossucessão florestal, os resultados obtidos certamente reforçam a importância dos efeitos de borda sobre o futuro dos remanescentes florestais em paisagens fragmentadas. Maiores contribuições ainda poderão ser alcançadas com o estudo de um número superior de bordas, em amostragens que compreendam maiores períodos de tempo após a fragmentação das paisagens.

2.4 CONCLUSÕES

As bordas influenciaram de maneira distinta os diferentes parâmetros da comunidade arbórea, ao longo do tempo. A influência das bordas sobre os parâmetros analisados resulta em um padrão em onda, não linear, em um gradiente de distâncias da borda, em direção ao interior do fragmento florestal.

A introdução de um parâmetro espacial na análise, correspondente ao gradiente de distâncias da borda, mostrou-se essencial para a verificação das hipóteses estabelecidas.

Ao longo do tempo, o contraste entre a borda e o interior do fragmento florestal diminuiu ao mesmo tempo em que a distância de sua influência aumentou. A confirmação de que, apesar de atenuada, a influência das bordas se pronunciou em direção ao interior dos remanescentes florestais, mesmo após cerca de 80 anos de fragmentação florestal, consiste em uma importante contribuição para a compreensão da dinâmica da comunidade arbórea nas bordas destes remanescentes e permite o direcionamento tanto de pesquisas quanto de estratégias conservacionistas que visem o futuro dos remanescentes florestais em paisagens fragmentadas.

3. INFLUÊNCIA DA PAISAGEM NA DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBÓREA DAS BORDAS DE REMANESCENTES FLORESTAIS

RESUMO

Os parâmetros estruturais das paisagens refletem as formas antrópicas de ocupação do solo e, em associação a seus parâmetros físicos, podem determinar a ocorrência e a distribuição de espécies na superfície terrestre. Estes parâmetros apresentam grande importância para a compreensão dos processos ecológicos presentes em paisagens fragmentadas. No presente capítulo desta dissertação as paisagens do entorno dos transectos analisados no capítulo anterior foram caracterizadas a partir de imagens orbitais dos anos de 1995 e 2011. Estas paisagens foram analisadas no intervalo de tempo considerado e a influência de seus parâmetros físico e estruturais foi avaliada sobre as taxas de mortalidade e de recrutamento de espécies arbóreas nas bordas dos remanescentes florestais. Os resultados indicaram que a proporcionalidade dos parâmetros físicos e estruturais se manteve entre 1995 e 2011. Por meio da Análise de Componentes Principais verificou-se que muitos destes parâmetros se encontram correlacionados entre as unidades amostrais. Por meio da seleção de modelos lineares segundo o critério de informação de Akaike (AICc) verificou-se que, de maneira geral, estes parâmetros apresentaram pouca influência sobre a dinâmica da comunidade arbórea das bordas. Apenas as taxas de mortalidade das espécies exóticas e as taxa de recrutamento das espécies pioneiras/iniciais apresentaram forte relação com os modelos compostos pela área e pelo número de fragmentos florestais nas paisagens. Mesmo nas bordas, estes grupos de espécie sofreram a influência dos parâmetros estruturais das paisagens. Estes resultados indicam a importância de se considerar a influência da paisagem para a compreensão dos efeitos negativos na fragmentação florestal e para a proposição de ações e diretrizes de manejo que visem atenuá-los.

Palavras-chave: estrutura da paisagem, análise espaço-temporal, sensoriamento remoto, seleção de modelos.

3. LANDSCAPE INFLUENCE ON THE ARBOREAL VEGETATION DYNAMICS AT FOREST EDGES

ABSTRACT

Landscapes structure result from the earth's surface anthropogenic occupation and its physical parameters. Together, they may determine the occurrence and the distribution of biological species, representing key features to the comprehension of ecological process in fragmented landscapes. In this chapter of the dissertation the surrounding landscapes of the transects from the latter chapter were characterized based on orbital images from 1995 and 2011. Landscape features were analyzed between the years and its structure and physical parameters influence over arboreal species mortality and recruitment were assessed at forest edges. The results showed that the landscape parameters remained proportional between 1995 and 2011. The Principal Component Analysis (PCA) demonstrated that most of the landscape structure metrics were collinear within the sample units. The model selection using Akaike's information criterion (AICc) indicated that the arboreal community dynamics at forest edges were poorly explained by the non-collinear landscape structure metrics. Only the exotic species mortality and the pioneer/early successional species recruitment presented a strong association with the models composed by the size and the amount of forest patches within landscapes. Even at the forest edges, these species groups were influenced by landscape structure. These results emphasize the prominence of the landscape context consideration to the understanding of the negative consequences of forest fragmentation and management and conservation strategies proposition.

Key-words: landscape structure, spatio-temporal analysis, remote sensing, model selection.

3.1. INTRODUÇÃO

Ações antrópicas, como o avanço das fronteiras agropecuárias e das áreas urbanas sobre os ambientes naturais, têm alterado a estrutura e a composição das paisagens no mundo todo (BENJAMIIN et al., 2005; COREAU; MARTIN, 2007). A composição e a estrutura das paisagens podem, por sua vez, influenciar as condições de aporte à biota de um determinado local, além de outros parâmetros ecológicos (MILLER et al., 1995; REYERS et al., 2012). Paisagens intensamente fragmentadas e com baixas proporções de hábitat remanescente têm sido associadas à redução e perda de riqueza e abundância de espécies animais e vegetais (WITH, 1995; PARDINI et al., 2010; AGGEMIR; COUSINS, 2012; FLICK et al., 2012).

Em função de sua associação a fenômenos ecológicos, os parâmetros estruturais da paisagem têm sido objetos de estudo de muitas pesquisas conservacionistas, sendo utilizados até mesmo para a identificação de áreas relevantes para a conservação (FAIRBANKS et al., 2001; RIBEIRO et al., 2009; BANKS-LEITE et al., 2011). A capacidade destes parâmetros em refletir alterações nas comunidades biológicas tornou a ecologia de paisagens uma ciência de alta aplicabilidade para a resolução de questões reais, constituído uma ferramenta com grande potencial para o planejamento ambiental e para o ordenamento territorial (LEITÃO; AHERN, 2002; OPDAN et al., 2002; DE GROOT et al., 2010).

A ecologia de paisagens é caracterizada pela existência de duas principais abordagens, uma geográfica e outra ecológica e, consequentemente, por duas visões distintas da paisagem. A abordagem geográfica teve seu início a partir de uma escola europeia, por volta de 1940, e privilegia o estudo da influência do homem sobre a paisagem e a gestão do território. Seu enfoque é voltado para o planejamento espacial. Já a abordagem ecológica tem a sua origem a partir de uma escola norte americana, por volta de 1980, e visa compreender a influência do espaço sobre os processos ecológicos. Seu enfoque é voltado para a conservação (TROPMAIR, 2000; METZGER, 2001; NUCCI, 2007).

Proveniente da abordagem geográfica, Monteiro (2000) define a paisagem como um o resultado da integração dinâmica de seus elementos

componentes e em constante evolução. O autor ainda afirma que a delimitação da paisagem pode ser feita infinitamente segundo os objetivos da pesquisa e a análise do pesquisador. Proveniente da abordagem ecológica, Metzger (2001) propôs uma definição da paisagem como um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação. Sob ambas as concepções, diferentes paisagens poderiam ser estabelecidas em função da percepção do espaço por parte das espécies ou comunidades em questão.

A relação das espécies com o espaço pode ser compreendida em função de suas necessidades biológicas, áreas de vida e/ou capacidades de dispersão e deslocamento entre as diferentes unidades que compõem a paisagem (FAHRIG, 1998; TISCHENDORF; FAHRIG, 2003; RAYFIELD; FORTIN, 2010). Estas unidades consistem, em geral, nos diferentes tipos de uso e ocupação do solo ou, simplificada, áreas (manchas) de hábitat inseridas em uma matriz, usualmente, não-hábitat (FORMAN; GODRON, 1986; FORMAN, 1999). Tanto a variedade dessas unidades (ou classes de uso e ocupação do solo) quanto o arranjo espacial existente entre elas (tamanho, proximidade, proporção e outros) podem ser caracterizados por índices ou métricas da paisagem (MCGARIGAL et al., 2002) e exercem influências importantes sobre os processos biológicos.

Em paisagens fragmentadas, a área dos remanescentes de hábitat e a conectividade existente entre eles encontram-se relacionados, respectivamente, às probabilidades de extinção local e de (re)colonização das espécies (HANSKI; GILPIN, 1997). A conectividade consiste em uma medida de fluxo potencial de organismos ou genes entre as unidades de uma paisagem (HANSKI; SIMBERLOFF, 1997; TISCHENDORF; FAHRIG, 2003) e apresenta aspectos estruturais e funcionais (WIENS et al., 1994). Estruturalmente, a conectividade é consequência da configuração espacial dos remanescentes e é influenciada pela distância entre manchas (METZGER; DÉCAMPS, 1997; BUNN et al., 2000), pela permeabilidade da matriz de ambientes alterados do entorno (KUPFER et al., 2006) e pela presença e densidade de corredores (BEIER; NOSS, 1998). Já a conectividade funcional integra, a estes aspectos estruturais, as características biológicas das espécies,

como suas capacidades de se movimentarem e ocuparem habitats alterados (TAYLOR et al., 1993).

Os corredores constituem as unidades da paisagem definidas como elementos lineares que diferem das unidades vizinhas e ligam, pelo menos, dois fragmentos de habitat (FORMAN; GODRON, 1986; SOULÉ; GILPIN, 1991; SAUNDERS; HOBBS, 1991; ROSENBERG et al., 1997). Aliados a estes, também se encontram outras unidades, como as bordas e as áreas núcleo, correspondentes às porções de habitat influenciadas e não influenciadas pelos efeitos de borda que, por sua vez, correlacionam-se com o tamanho e a forma dos remanescentes florestais (RODRIGUES, 1998; RIBEIRO et al., 2009) e o tipo de uso e ocupação do solo na matriz (FRAVER, 1994; HARPER et al., 2005; BARROS, 2006; BLUMENFELD, 2008).

Parâmetros físicos também constituem características determinantes das paisagens, exercendo influências significativas na determinação dos padrões da vegetação (DORNER et al., 2002). A topografia pode determinar a distribuição de água e insolação, resultando em alterações nos atributos necessários para vegetação (GALLARDO-CRUZ et al., 2009). Espécies raras de plantas vasculares, por exemplo, foram encontradas por Luoto et al. (2002) associadas às declividades mais íngremes do interior dos fundos de vale. A topografia também pode estar associada ao deslocamento e a conectividade da paisagem para espécies animais (PE'ER et al., 2006; GRAF et al., 2007).

A distribuição do tipo de solo (WANG et al., 2002) e da drenagem (VAN OOST et al., 2000; MAZEROLLE, 2005) também constituem parâmetros determinantes para a biota e para a estrutura das paisagens. Sobretudo, em relação à vegetação. À medida que a introdução de novos parâmetros ambientais aumenta a complexidade de interpretação dos resultados, a compreensão da interação entre aspectos físicos e biológicos também possibilita a aquisição de modelos mais precisos acerca dos processos ecológicos nas paisagens fragmentadas (LYNN et al., 1995; LUOTO et al., 2002).

Diante da capacidade dos parâmetros da paisagem de influenciar processos biológicos, o presente capítulo teve como objetivo verificar a influência da paisagem sobre a dinâmica da vegetação na borda de fragmentos florestais. De

maneira específica, objetivou-se caracterizar os parâmetros estruturais de fragmentos florestais (área, forma e conectividade) e das paisagens que compreendem seu entorno (proporção de vegetação, total de bordas e conectividade média), bem como os parâmetros físicos da localização dos transectos (altitude, declividade e drenagem), para a investigação da influência destes parâmetros sobre as taxas de mortalidade e de recrutamento da comunidade arbórea das bordas, considerada no primeiro capítulo desta dissertação.

A investigação desta influência foi realizada por meio do teste das hipóteses de que: H_0 – os parâmetros estruturais e físicos dos fragmentos florestais e das paisagens, ou a combinação entre eles, não exercem influência sobre as taxas de mortalidade e de recrutamento da comunidade arbórea das bordas; e, H_1 – as taxas de mortalidade e recrutamento da comunidade arbórea foram influenciadas pelos parâmetros estruturais e físicos dos fragmentos florestais e da paisagem, ou pela combinação entre eles. A investigação sobre a influência destes parâmetros constitui a aquisição de informações importantes para a compreensão dos efeitos negativos da fragmentação florestal e possibilitarão a indicação de práticas conservacionistas, ações de manejo e do planejamento ambiental em paisagens fragmentadas.

3.2. MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

3.2.1. Área de Estudo

A área de estudo corresponde ao entorno dos fragmentos florestais localizados ao redor do município de Londrina, no norte do Estado do Paraná, descrito no item 2.2.1 do primeiro capítulo desta dissertação.

3.2.2. Procedimentos Metodológicos

Os procedimentos metodológicos do presente capítulo se iniciaram com a aquisição de dados em campo, referentes à comunidade arbórea das bordas de remanescentes florestais, entre os anos de 1996 e 2012, para o cálculo das taxas de mortalidade e recrutamento de indivíduos. Este procedimento encontra-se descrito no item 2.2.2 do primeiro capítulo desta dissertação.

A caracterização do entorno dos remanescentes florestais analisados, juntamente com os parâmetros estruturais e físicos da paisagem, foi realizada a partir da classificação de imagens provenientes de sensores abordo de satélites orbitais. Foram utilizadas imagens provenientes do sensor TM (*Thematic Mapper*) do satélite Landsat 5, correspondentes ao mês de abril dos anos de 1995 e 2011. A opção por estas datas se deve ao fato de serem as imagens disponíveis, com baixa cobertura de nuvens, mais próximas das datas de aquisição dos dados em campo e pelo fato de o mês de abril corresponder ao período entre safras na região, diminuindo a possibilidade de eventuais confusões entre a classificação da cobertura vegetal nativa com alguma cultura agrícola bem desenvolvida. As imagens foram adquiridas ortorretificadas e calibradas (calibração radiométrica), gratuitamente, através do portal GLOVIS (*Global Visualisation Viewer*) do USGS (*United States Geological Survey*).

Após a aquisição das imagens, a paisagem do entorno das bordas (referentes aos dados de campo) foi delimitada por meio de um raio (*buffer*) de seis quilômetros, a partir do ponto de início de cada transecto, resultando em oito unidades de paisagem de, aproximadamente, 11 mil hectares cada. Este valor foi

estabelecido com base nos resultados de Pereira et al. (2013) de que a proporção de vegetação em distâncias de 500 m e 1.000 m apresentou forte influência positiva sobre a abundância de regenerantes e a riqueza de espécies tardias/clímax, em reflorestamentos localizados próximo da região de estudo.

O valor de seis quilômetros foi utilizado para que a delimitação das unidades de paisagem contemplasse as distâncias indicadas por Pereira et al. (2013) sem que a área e a forma dos fragmentos florestais localizados no limite destas distâncias fossem recortados. O limite das unidades de paisagem e sua distribuição ao redor do município de Londrina - PR podem ser visualizados na figura 3.2-1.

As unidades de paisagem foram identificadas de acordo com a numeração de seus transectos, que, por sua vez, foi mantida a mesma da proveniente de Rodrigues (1998). As porções das imagens, de ambos os anos, inseridas nas paisagens foram, então, classificadas para a obtenção de mapas de uso e ocupação do solo.

As imagens foram classificadas por meio de uma classificação supervisionada, utilizando-se seis bandas espectrais, referentes ao azul, ao verde, ao vermelho e ao infravermelho próximo. Após a seleção de amostras, nas imagens, o classificador retornou os mapas de uso e ocupação do solo de cada paisagem, para ambos os anos. O processamento das imagens, sua classificação e a delimitação das paisagens focais foram realizados no programa ArcGIS 10.1.

Então, os mapas de uso e ocupação do solo foram utilizados para a caracterização dos seguintes parâmetros estruturais: (i) área, (ii) forma e (iii) conectividade dos fragmentos florestais, contendo os transectos; (iv) proporção de vegetação; (v) total de bordas; e, (vi) conectividade média em cada paisagem focal. O parâmetro “forma” refere-se à complexidade ou irregularidade da forma do fragmento florestal. Este parâmetro foi caracterizado pelo Índice de Forma (*Shape Index*), ou SHP, que corresponde à razão entre o perímetro do fragmento e a raiz quadrada de sua área, ajustados por uma constante. Este índice é adimensional. Seu resultado é igual a 1 quando a forma do fragmento é regular, semelhante a um quadrado, e aumenta, sem um limite, conforme a forma do fragmento se torna mais irregular (MCGARIGAL et al., 2002).

Figura 3.2-1 – Localização e distribuição das paisagens focais de cada transecto na área de estudo.

A conectividade dos fragmentos florestais foi calculada pelo Índice de Proximidade (*Proximity Index*), ou PROX. Desenvolvido por Gustafson & Parker (1992), este índice atribui um valor de conectividade para cada fragmento de interesse, considerando a proximidade (distância) e o tamanho (área) de todos os fragmentos cujas bordas se encontrarem inseridas em um raio de busca (ou *buffer*) determinado a partir de um fragmento alvo ou de interesse (MCGARIGAL et al., 2002). Os cálculos são executados de acordo com a equação:

$$PROX_i = \sum a_j/d_{ij},$$

onde:

$PROX_i$ = a conectividade do fragmento-alvo “i”;

a_j = área do fragmento “j”;

d_{ij} = distância entre o fragmento “i” e o fragmento “j”.

Este índice também é adimensional e seus valores podem ser maiores ou iguais a zero. Valores iguais a zero significam a ausência de fragmentos no raio de busca dos fragmentos alvo. Estes valores aumentarão conforme a área do *buffer* for contemplada por outros fragmentos do mesmo tipo, indicando uma maior conectividade.

Os raios de busca adotados para o cálculo do índice podem ser estipulados com base nos interesses de cada análise (MCGARIGAL et al., 2002; RABELLO et al., 2010). Novamente, os valores de distância considerados por Pereira et al. (2013) foram utilizados como referência para o cálculo do índice PROX.

A partir do cálculo deste índice, a conectividade média foi obtida pela média aritmética entre os valores de PROX de todos os fragmentos florestais inseridos em cada paisagem focal. Já o total de bordas, por sua vez, corresponde à soma dos perímetros de todos os fragmentos florestais inseridos em cada paisagem focal. A caracterização dos parâmetros estruturais da paisagem e dos fragmentos florestais foi realizada com a utilização do *plug-in v-late*, desenvolvido para o programa ArcGIS, para o cálculo das métricas da paisagem a partir de dados vetoriais.

Já os parâmetros físicos (altitude, declividade e drenagem) foram obtidos a partir de um modelo digital de elevação (MDE) proveniente dos produtos

TOPODATA. Estes produtos consistem em imagens com 30 m de resolução espacial, disponibilizadas gratuitamente pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), correspondentes a variáveis geomorfométricas locais derivadas de dados SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*) para todo o território nacional (VALERIANO; ALBUQUERQUE, 2010).

Os valores de altitude foram extraídos das imagens que compreendem os modelos digitais de elevação. A partir destes modelos, por meio dos processamentos “*Slope*” e “*Flow Accumulation*”, realizados no ArcGIS, versão 10.1, pode-se gerar as imagens de declividade e de drenagem. As imagens de declividade representam a inclinação do terreno em graus ou porcentagem. Já a drenagem, encontra-se representada por um valor adimensional, correspondente ao fluxo acumulado de um determinado ponto, ou local, em função da orientação das vertentes no relevo.

Em função do tamanho dos transectos, em relação ao tamanho dos pixels das imagens, os valores de altitude e de declividade foram obtidos a partir do pixel de menor valor interceptado por cada transecto. Já a drenagem, foi considerada como a soma dos pixels interceptados por um raio de 30 m a partir do ponto de início de cada transecto. Este raio foi considerado diante da possibilidade de pequenos erros ou deslocamentos entre os transectos e as imagens. Assim, todos os valores de drenagem contidos em uma janela de 3x3 pixels, disposta no início de cada transecto, foram considerados para representar a quantidade de fluxo que se acumula em direção as abordas, podendo afetar sua vegetação.

Os parâmetros estruturais e físicos dos fragmentos florestais e das paisagens foram analisados e comparados por intermédio de gráficos, mapas e tabelas. A relação entre os parâmetros de ambas as datas foi analisada por uma matriz de correlação de Spearman. A relação dos parâmetros estruturais e físicos entre si foi avaliada pela Análise de Componentes Principais (PCA). Já a influência destes parâmetros sobre as taxas de mortalidade e de recrutamento foi verificada pelo Modelo Mínimo Adequado selecionado pelo critério de Akaike (AICc) corrigido para pequenas amostras (BURNHAM; ANDEERSON, 2002) e pela análise da estrutura espacial de autovetores utilizando o programa SAM, versão 4.0 (RANGEL et al., 2010).

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir do mapeamento das imagens orbitais, pôde-se obter os mapas de uso e ocupação do solo dos anos de 1996 e 2012, referentes ao entorno dos remanescentes florestais, cujas bordas foram analisadas (figura 3.3-1 a figura 3.3-8). A classificação supervisionada das imagens Landsat TM5 possibilitou a discriminação de cinco classes de uso e ocupação do solo referentes à vegetação nativa remanescente, as áreas urbanas, áreas de solo exposto, culturas agrícolas e os corpos d'água.

Com base nos conhecimentos adquiridos em campo e nas características agropecuárias da região, sabe-se que as culturas mapeadas correspondem, prioritariamente, ao cultivo de grãos, como a soja, o trigo, o milho e o café. Entretanto, a discriminação entre estas culturas não foi possível de ser realizada em função da semelhança de seus comportamentos espectrais e das limitações associadas aos sensores TM.

Com base nos mapas, verificou-se que as culturas e o solo exposto correspondem às classes de uso e ocupação do solo com maior proporção nas paisagens focais do entorno de todos os transectos e em ambos os períodos. Pelo fato dos remanescentes florestais estarem inseridos em uma matriz predominantemente agrícola e as imagens corresponderem ao período entre safras, na região, conclui-se que as áreas de solo exposto, provavelmente, também compreendam áreas de cultura, porém, sem a sua cobertura vegetal desenvolvida, ou em pousio.

Ao longo do tempo, verificou-se que a maior parte da dinâmica ocorrida no uso e ocupação do solo de todas as paisagens focais remete à alternância entre as áreas de cultivo e de solo exposto, reforçando a ideia de que ambas as classes estejam associadas a uma mesma atividade. No entorno dos transectos 1, 4 e 16, observou-se que a dinâmica temporal do uso do solo também contemplou o processo de expansão de um pequeno trecho urbano, localizado na porção marginal das paisagens focais, e que o entorno do transecto 16 é o único que contemplou uma proporção expressiva da classe correspondente aos corpos d'água, em função da presença do rio Tibagi em sua porção central.

Figura 3.3-1 – Uso e ocupação do solo na paisagem focal do entorno do transecto 1 em 1995 e 2011.

Figura 3.3-2 – Uso e ocupação do solo na paisagem focal do entorno do transecto 4 em 1995 e 2011.

Figura 3.3-3 – Uso e ocupação do solo na paisagem focal do entorno do transecto11 em 1995 e 2011.

Figura 3.3-4 – Uso e ocupação do solo na paisagem focal do entorno do transecto12 em 1995 e 2011.

Figura 3.3-5 – Uso e ocupação do solo na paisagem focal do entorno do transecto16 em 1995 e 2011.

Figura 3.3-6 – Uso e ocupação do solo na paisagem focal do entorno do transecto 22 em 1995 e 2011.

Figura 3.3-7 – Uso e ocupação do solo na paisagem focal do entorno do transecto 24 em 1995 e 2011.

Figura 3.3-8 – Uso e ocupação do solo na paisagem focal do entorno do transecto 38 em 1995 e 2011.

Nas paisagens focais de todos os transectos também se observou a ocorrência de um ligeiro aumento na proporção da classe correspondente à vegetação nativa. Entretanto, este aumento encontra-se distribuído pelo surgimento, ou pelo incremento, de pequenas porções de vegetação dispersas pelas paisagens, possivelmente associadas à hidrografia do local, não mapeada.

A partir do mapeamento da classe de vegetação nativa e da delimitação dos remanescentes florestais, as métricas dos fragmentos florestais e das paisagens focais puderam ser calculadas. A tabela 3.3-1 apresenta as métricas dos fragmentos quem contêm os transectos analisados e as métricas das paisagens focais que compreendem o seu entorno. Os gráficos presentes nas figuras 3.3-9 e na figura 3.3-10 permitem uma melhor visualização da relação de sua proporcionalidade entre 1995 e 2011. Apenas por uma questão ilustrativa, extraiu-se a raiz quadrada dos valores de área e de conectividade para que os mesmos pudessem ser visualizados na área de plotagem dos gráficos, em função de sua elevada amplitude de variação.

Tabela 3.3-1 – Métricas dos fragmentos contendo os transectos de análise e das paisagens focais no seu entorno em 1995 e 2011. **Trn** = transectos.

			Trn 1	Trn 4	Trn 11	Trn 12	Trn 16	Trn 22	Trn 24	Trn 38
1995	Fragmento	Área (ha)	14.23	3.05	2198.15	2198.15	181.62	27.29	27.29	91.83
		Ind. Forma	1.10	1.14	5.85	5.85	2.36	1.14	1.14	1.35
		Prox - 500 m	2.09	1.81	586.73	586.73	4.31	6.86	6.86	1.96
		Prox - 1000 m	2.57	2.19	593.10	593.10	4.32	7.62	7.62	1.99
	Paisagem	Nº de Fragmentos	164	165	100	109	121	99	96	96
		Total de Borda (Km)	459.93	413.00	644.09	527.66	136.10	142.27	158.66	139.18
		Conect. Méd - 500 m	61.97	60.11	939.35	866.83	10.65	7.29	7.15	27.82
		Conect. Méd - 1000 m	63.78	62.43	946.79	873.32	10.92	7.87	7.72	29.22
		Vegetação Nativa (%)	10.49	11.58	30.18	27.72	6.31	8.39	8.39	12.19
2011	Fragmento	Área (ha)	14.23	3.05	2377.70	2377.70	193.91	27.29	27.29	91.83
		Ind. Forma	1.10	1.14	6.67	6.67	2.60	1.14	1.14	1.35
		Prox - 500 m	5.06	2.41	393.10	393.10	0.00	10.38	10.38	1.60
		Prox - 1000 m	5.18	3.79	406.73	406.73	3.48	11.25	11.25	2.69
	Paisagem	Nº de Fragmentos	190	194	119	129	166	122	116	116
		Total de Borda (Km)	674.03	639.18	865.95	803.28	221.28	205.85	225.07	195.99
		Conect. Méd - 500 m	88.06	94.99	672.47	632.45	28.04	66.91	67.13	129.69
		Conect. Méd - 1000 m	91.11	98.74	681.93	640.62	28.85	67.78	67.99	130.98
		Vegetação Nativa (%)	15.00	16.21	34.25	32.16	10.11	11.20	11.26	14.85

Figura 3.3-9 – Relação entre a proporcionalidade das métricas dos fragmentos florestais contendo os transectos de análise em 1995 e 2011.

Figura 3.3-10 – Relação entre a proporcionalidade das métricas das paisagens focais no entorno dos transectos de análise em 1995 e 2011.

A área e a forma dos fragmentos florestais contendo os transectos de análise permaneceram inalteradas entre 1995 e 2011. A exceção ficou por conta de um trecho na porção oeste do fragmento contendo os transectos 11 e 12 e de um trecho na porção oeste do fragmento contendo o transecto 16, onde a cobertura vegetal nativa sofreu um incremento ao longo do tempo.

Os transectos 11 e 12 estão no fragmento florestal de maior área, com mais de 2.000 ha. Parte deste remanescente florestal encontra-se contemplada por uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, o Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG). Já os transectos 1 e 4 estão nos fragmentos florestais de menor tamanho, com 3 ha e pouco mais de 10 ha, respectivamente. Os transectos 16, 22, 24 e 38 estão nos remanescentes com áreas intermediárias, variando de cerca de 30 ha a aproximadamente 200 ha. A área dos remanescentes florestais consiste num importante parâmetro, pois, encontra-se associada à disponibilidade de hábitat para a biota e à probabilidade de extinção local de espécies (HANSKI; GILPIN, 1997). Ainda, a área dos remanescentes também se encontra associada à proximidade de suas bordas e a sua área núcleo resultante (porção central do remanescente florestal com baixa influência das bordas).

Apesar de menores, os fragmentos contendo os transectos 1 e 4 são também os fragmentos que apresentam as formas mais regulares, enquanto que o fragmento contendo os transectos 11 e 12, apesar de maior, é o que apresenta a forma mais irregular. A forma dos remanescentes florestais também constitui um importante parâmetro de caracterização, pois, pode estar associada à quantidade de bordas presentes nos remanescentes. Quanto mais irregular, maior será a influência esperada proveniente de suas bordas (COOPS et al., 2010; LI et al., 2011).

Quanto à conectividade, verificou-se que o fragmento contendo os transectos 11 e 12, além de ser o que apresenta o maior tamanho, é também o que possui a conectividade mais elevada. Observa-se que a conectividade dos fragmentos se manteve proporcional entre os grupos de espécies hipotéticos, com diferentes capacidades de dispersão e deslocamento. A única exceção foi o fragmento contendo o transecto 38, que apresentou maior conectividade do que o fragmento do transecto 4 para espécies com menor capacidade de dispersão/deslocamento. A conectividade consiste em um parâmetro associado à

probabilidade de (re)colonização das espécies (HANSKI; GILPIN, 1997). Quanto mais elevada, maior será o seu aporte à manutenção da biota local.

Em relação aos parâmetros das paisagens, as métricas mais afetadas pela dinâmica no uso e ocupação do solo foram as medidas de conectividade, em função do aumento disperso da proporção de cobertura vegetal nativa. Naturalmente, este aumento também se refletiu no número de fragmentos e no total de bordas das paisagens.

As paisagens contendo os fragmentos dos transectos 1 e 4 são as paisagens mais fragmentadas. Elas apresentam o maior número de fragmentos florestais, apesar da proporção de sua vegetação remanescente ser intermediária, em relação às demais paisagens focais. As paisagens focais no entorno dos demais transectos possuem quantidades semelhantes de fragmentos florestais.

O total de bordas, representado pela soma do perímetro dos fragmentos florestais, é maior nas paisagens do entorno dos transectos 1, 4, 11 e 12. Este total é resultante da presença de um grande número de fragmentos somada à presença de fragmentos com grandes extensões no interior destas paisagens. As paisagens focais dos demais transectos apresentaram um total semelhante de bordas.

Quanto à conectividade média, verificou-se que as paisagens do entorno dos transectos 11 e 12 são as que apresentam os maiores valores, em relação às demais paisagens focais. Este mesmo padrão é verificado para a conectividade das paisagens entre ambos os grupos hipotéticos de espécies, com maiores e menores capacidade de dispersão e/ou deslocamento.

Em relação aos parâmetros físicos, a distribuição dos transectos sobre os mapas de altitude, de declividade e de drenagem pode ser visualizada nas figuras 3.3-11, 3.3-12 e 3.3-13. A tabela 3.3-2 sintetiza os valores de cada parâmetro físico que caracterizaram os transectos. Com base nos mapas e na tabela, verificou-se que os transectos se distribuem em diferentes classes de altitude. As áreas mais baixas encontram-se distribuídas na porção leste do mapa, contempladas pelas paisagens dos transectos 16 e 38, na região corresponde à planície do rio Tibagi. A amplitude de variação observada para os transectos é de 224 m de altitude.

Figura 3.3-11 – Localização dos transectos e das paisagens focais no mapa hipsométrico da região de estudo.

Figura 3.3-12 – Localização dos transectos e das paisagens focais no mapa de declividade da região de estudo.

Figura 3.3-13 – Localização dos transectos e das paisagens focais na rede de drenagem (fluxo acumulado em função do relevo) da área de estudo.

Tabela 3.3-2 – Síntese dos parâmetros físicos analisados na localização das bordas de cada transectos.

Transecto	Altitude (m)	Declividade	Drenagem (fluxo acumulado em função do relevo)
1	604	< 15°	6
4	576	< 15°	1
11	615	< 15°	123
12	617	< 15°	4
16	410	< 15°	28
22	620	< 15°	16
24	634	< 15°	4
38	543	< 15°	18

Em relação à declividade, verificou-se que as paisagens contemplam uma região bastante plana do norte do Estado do Paraná. Valores superiores aos 30° de inclinação do terreno não são observados. Ainda, os valores de declividade obtidos para todos os transectos são inferiores a 15°. Entretanto, apesar do relevo suave e de baixa declividade, as vertentes resultam em acumulações de fluxo distintas entre as bordas analisadas. Cabe ressaltar que uma estimativa mais precisa da acumulação de fluxo no solo dependeria da aquisição de outros parâmetros, como o tipo de solo, sua granulação e o próprio regime de chuvas. No entanto, a abordagem aqui utilizada permitiu verificar, de maneira robusta, qual a borda que estaria sujeita a maior acumulação de água proveniente do escoamento superficial, em função de sua posição no relevo, indicando sua suscetibilidade a influências externas, em direção ao fragmento florestal, como o carregamento de partículas, pesticidas ou fertilizantes.

Diferentemente dos parâmetros estruturais da paisagem, os parâmetros físicos não variaram ao longo do tempo, dentro da escala espaço-temporal considerada neste estudo. Entretanto, apesar da dinâmica observada para a estrutura das paisagens, a relação dos parâmetros estruturais entre 1995 e 2011 foi verificada por uma matriz de correlação de Spearman, presente nas tabelas 3.3-3 e 3.3-4.

Tabela 3.3-3 – Matriz de correlação de Spearman (r) entre os parâmetros estruturais dos fragmentos florestais e das paisagens focais de 1995 e 2011.

	2011									
		Área do Fragmento	Índice de Forma	Prox - 500 m	Prox - 1000 m	Nº de Fragmentos	Total de Borda	Conectividade Média - 500 m	Conectividade Média - 1000 m	Proporção de Vegetação Nativa
1995	Área do Fragmento	1	-	-	-	-	-	-	-	-
	Índice de Forma	-	1	-	-	-	-	-	-	-
	Prox - 500 m	-	-	0.833	-	-	-	-	-	-
	Prox - 1000 m	-	-	-	0.929	-	-	-	-	-
	Nº de Fragmentos	-	-	-	-	0.976	-	-	-	-
	Total de Borda	-	-	-	-	-	0.929	-	-	-
	Conectividade Média - 500 m	-	-	-	-	-	-	0.81	-	-
	Conectividade Média - 1000 m	-	-	-	-	-	-	-	0.81	-
	Proporção de Vegetação Nativa	-	-	-	-	-	-	-	-	0.929

Tabela 3.3-4 – Matriz de probabilidade (valor-p) dos valores obtidos com a matriz de correlação de Spearman (r) entre os parâmetros estruturais dos fragmentos florestais e das paisagens focais de 1995 e 2011.

	2011									
		Área do Fragmento	Índice de Forma	Prox - 500 m	Prox - 1000 m	Nº de Fragmentos	Total de Borda	Conectividade Média - 500 m	Conectividade Média - 1000 m	Proporção de Vegetação Nativa
1995	Área do Fragmento	0	-	-	-	-	-	-	-	-
	Índice de Forma	-	< 0.001	-	-	-	-	-	-	-
	Prox - 500 m	-	-	< 0.001	-	-	-	-	-	-
	Prox - 1000 m	-	-	-	< 0.001	-	-	-	-	-
	Nº de Fragmentos	-	-	-	-	< 0.001	-	-	-	-
	Total de Borda	-	-	-	-	-	< 0.001	-	-	-
	Conectividade Média - 500 m	-	-	-	-	-	-	< 0.001	-	-
	Conectividade Média - 1000 m	-	-	-	-	-	-	-	< 0.001	-
	Proporção de Vegetação Nativa	-	-	-	-	-	-	-	-	< 0.001

Com base na matriz de correlação, verificou-se que os parâmetros estruturais de 1995 encontram-se fortemente correlacionados com os parâmetros estruturais de 2011. De maneira geral, verificou-se uma tendência à manutenção da proporcionalidade entre as métricas dos fragmentos florestais e das paisagens ao longo do período analisado. Os fragmentos com as maiores áreas, as formas mais irregulares e as maiores conectividades em 1995 tenderam a permanecer como os fragmentos de maiores áreas, com as formas mais irregulares e as maiores conectividades em 2011. De maneira semelhante, as unidades da paisagem com as maiores proporções de vegetação nativa, maiores quantidades de borda, maiores conectividades médias e maiores quantidades de fragmentos em 1995 tenderam a assim permanecer em 2011.

Diante da forte correlação verificada, os parâmetros de apenas uma das datas seriam úteis para a investigação de sua influência sobre a comunidade arbórea. Sendo assim, optou-se pela utilização dos parâmetros de 1995, pois, este é o ano a partir do qual a taxas de mortalidade e de recrutamento verificadas para a comunidade arbórea foram estabelecidas.

Entretanto, antes de se iniciar a investigação da influência destes parâmetros sobre os dados biológicos, resta ainda verificar se os mesmos se encontram correlacionados entre si e com os parâmetros físicos das paisagens. Como a correlação entre os parâmetros distintos seria de difícil interpretação em uma nova matriz de correlação, optou-se pela realização de uma Análise de Componentes Principais (PCA). Esta análise permite identificar a existência de parâmetros colineares e, portanto, redundantes, e o conjunto de parâmetros mais contrastante entre as unidades amostrais, útil para a investigação da influência da paisagem sobre a comunidade arbórea. A declividade, por apresentar baixa variação (todos os valores menores do que 15°) foi considerada como um parâmetro não significativo e não foi incluída nas análises subsequentes.

Primeiramente, o resultado da PCA (figura 3.3-14) indicou que os dois primeiros eixos (as duas primeiras componentes principais) representam (juntos) 86% da variância dos parâmetros ambientais presentes nas unidades amostrais. Isto significa que estes eixos extraem as informações mais relevantes dos dados, tornando sua interpretação confiável. O comprimento dos vetores (setas)

indica a contribuição de cada parâmetro para a variância presente nas amostras. Quanto maior o vetor, maior a sua contribuição.

Figura 3.3-14 – Resultado da Análise de Componentes Principais. **Nfrags** = número de fragmentos florestais, **Alt** = altitude, **PLAND** = proporção de vegetação remanescente, **Prox500** = índice de conectividade para 500 m, **Prox1000** = índice de conectividade para 1000 m, **CM500** = conectividade média (Prox para 500 m), **CM1000** = conectividade média (Prox para 1000 m), **Afrag** = área dos fragmentos florestais, **SHP** = índice de forma dos fragmentos florestais, **Dren** = drenagem, **TB** = total de bordas.

O ângulo existente entre os vetores indica sua correlação. Ângulos retos (próximos de 90°) indicam que os parâmetros não estão correlacionados. Ângulos próximos de 0° (vetores apontando em uma mesma direção) indicam que os parâmetros possuem uma correlação positiva e ângulos próximos de 180° (vetores apontando em direções opostas) indicam que os parâmetros possuem uma correlação negativa. O círculo amarelo ao centro do gráfico corresponde ao círculo de contribuição do equilíbrio. Vetores menores que o seu raio e que não ultrapassam o seu limite indicam que a contribuição do parâmetro para a variância entre as amostras é menor do que a contribuição do acaso e, portanto, que o parâmetro não é significativo.

Verificou-se que os vetores de todos os parâmetros são maiores do que o círculo de contribuição do equilíbrio e, portanto, significativos. Entretanto, a grande maioria dos parâmetros estruturais, tanto dos fragmentos florestais, quanto das unidades da paisagem, apontaram em uma mesma direção, indicando que os mesmos são colineares. Isto significa que, de maneira geral, nas amostragens do presente estudo, os fragmentos que possuem o maior tamanho são também aqueles que apresentam maior conectividade, formas mais irregulares e estão inseridos nas paisagens focais com maior proporção de vegetação remanescente e com maior conectividade média. De maneira semelhante, nestas amostras, os transectos distribuídos nas maiores altitudes também estão inseridos nas paisagens com maior total de bordas, representados pela mesma direção de seus vetores.

Dentre os parâmetros que apontam em uma mesma direção, aquele cujo vetor apresentar o maior comprimento é o mais adequado para representar o conjunto de variáveis ambientais colineares, pois, apresenta a maior contribuição para a variância presente nas amostras. Apenas quatro parâmetros não apresentaram colinearidade: (1) a área dos fragmentos florestais, (2) a drenagem, (3) o número de fragmentos florestais e (4) o total de bordas nas paisagens. Por este motivo, estes foram os parâmetros selecionados para a investigação de sua influência sobre dinâmica da comunidade arbórea, por meio do Modelo Mínimo Adequado selecionado pelo critério de Akaike e a análise da estrutura espacial de autovetores (DINIZ-FILHO; BINI, 2005).

Este procedimento consiste na realização de regressões múltiplas que estabelecem a relação linear de causa e consequência entre as variáveis explanatórias (ou a combinação destas variáveis) com as variáveis resposta. A análise da estrutura espacial dos autovetores possibilita verificar se os resíduos da regressão estão estruturados (ou autocorrelacionados), utilizando-se o índice de Moran I. Estando estruturado, o procedimento possibilita que o espaço seja introduzido ao modelo, pelo estabelecimento de filtros que minimizam os efeitos da correlação espacial remanescente entre as variáveis. O modelo mínimo adequado é, então, selecionado pelo critério de Akaike (AICc) corrigido para pequenas amostras (BURNHAM; ANDERSON, 2002) e corresponde ao melhor ajuste da reta (r^2) significativo (valor-p < 0,05), com $\Delta \text{AICc} \leq 2$ e com o menor número de variáveis (DINIZ-FILHO; BINI, 2005; DINIZ-FILHO; BINI, 2011; DINIZ-FILHO et al., 2012).

Os parâmetros ambientais selecionados com a PCA foram então utilizados para as regressões múltiplas com as taxas de mortalidade e de recrutamento total de cada transecto. Além das taxas obtidas para a comunidade arbórea como um todo, também foram utilizadas as taxas de mortalidade e de recrutamento dos grupos de espécies (pioneiras/iniciais; tardias/clímax; anemocóricas; zoocóricas; espécies de dossel; espécies de sub-bosque; espécies exóticas e espécies nativas).

No resultado das regressões, verificou-se que o parâmetro “total de bordas” apresentou valor de VIF (fator de inflação da variância) maior do que 10. De acordo com Zuur et al. (2009) e Bocard et al. (2011), valores de VIF acima de 10 indicam a permanência de colinearidade entre as variáveis e que o parâmetro com o fator mais elevado deve ser removido da análise para se evitar a estimativa de parâmetros instáveis (aumento do erro padrão). Assim, a modelagem da influência das características físicas e estruturais das paisagens seguiu com apenas os três parâmetros restantes, com valores de VIF inferiores a 2. A verificação da estruturação dos resíduos da regressão pelo índice de Moran I indicou que as variáveis remanescentes não apresentam correlação espacial, não havendo a necessidade de utilização de filtros para a atenuação de seus efeitos. Os modelos então gerados encontram-se representados nas tabelas 3.3-5 a tabela 3.3-8.

Tabela 3.3-5 – Modelos gerados para a predição das taxas de mortalidade geral e dos grupos de espécie pioneiras/iniciais, tardias/clímax, espécies de dossel e espécies de sub-bosque a partir dos parâmetros **Afrag** = área do fragmento florestal, **Nfrags** = número de fragments florestais e **Dren** = drenagem (fluxo acumulado). Em vermelho, valores não significativos. Em verde, valores significativos.

Taxa de Mortalidade	Modelo	r ²	valor-p	Delta AICc	AICc wi
Geral	Afrag	0.053	0.58	0	0.352
	Dren	0.048	0.6	0.041	0.345
	Nfrags	0.008	0.82	0.366	0.293
	Afrag+Dren	0.063	0.84	9.244	0.003
	Afrag+Nfrags	0.053	0.87	9.33	0.003
	Nfrags+Dren	0.048	0.88	9.37	0.003
	Afrag+Nfrags+Dren	0.063	0.96	27.911	<.001
Pioneiras/Iniciais	Afrag	0.123	0.39	0	0.422
	Nfrags	0.049	0.59	0.648	0.305
	Dren	0.008	0.82	0.984	0.258
	Afrag+Nfrags	0.246	0.49	8.121	0.007
	Afrag+Dren	0.144	0.67	9.138	0.004
	Nfrags+Dren	0.08	0.81	9.717	0.003
	Afrag+Nfrags+Dren	0.253	0.73	26.719	<.001
Tardias/Clímax	Afrag	0.231	0.22	0	0.442
	Nfrags	0.195	0.66	0.362	0.369
	Dren	0.033	0.27	1.833	0.177
	Afrag+Nfrags	0.268	0.51	8.932	0.005
	Afrag+Dren	0.232	0.45	9.324	0.004
	Nfrags+Dren	0.196	0.57	9.682	0.003
	Afrag+Nfrags+Dren	0.268	0.7	27.598	<.001
Dossel	Afrag	0.448	0.06	0	0.734
	Dren	0.18	0.29	3.17	0.15
	Nfrags	0.031	0.67	4.506	0.077
	Afrag+Dren	0.616	0.22	6.439	0.029
	Afrag+Nfrags	0.449	0.09	9.318	0.007
	Nfrags+Dren	0.293	0.42	11.315	0.003
	Afrag+Nfrags+Dren	0.628	0.22	24.842	<.001
Sub-bosque	Dren	0.092	0.46	0	0.382
	Nfrags	0.059	0.56	0.286	0.331
	Afrag	0.01	0.81	0.693	0.27
	Nfrags+Dren	0.225	0.52	8.069	0.007
	Dren+Afrag	0.214	0.54	8.184	0.006
	Afrag+Nfrags	0.06	0.85	9.615	0.003
	Afrag+Nfrags+Dren	0.312	0.64	25.782	<.001

Tabela 3.3-6 – Modelos gerados para a predição das taxas de mortalidade dos grupos de espécie anemocóricas, zoocóricas, nativas e exóticas a partir dos parâmetros **Afrag** = área do fragmento florestal, **Nfrags** = número de fragments florestais e **Dren** = drenagem (fluxo acumulado). Em vermelho, valores não significativos. Em verde, valores significativos.

Taxa de Mortalidade	Modelo	r²	valor-p	Delta AICc	AICc wi
Anemocóricas	Afrag	0.485	0.055	0	0.716
	Dren	0.303	0.15	2.422	0.213
	Nfrags	0.006	0.85	5.265	0.052
	Afrag+Dren	0.514	0.16	8.873	0.008
	Afrag+Nfrags	0.508	0.17	8.982	0.008
	Nfrags+Dren	0.316	0.38	11.616	0.002
	Afrag+Nfrags+Dren	0.548	0.31	26.961	<.001
Zoocóricas	Nfrags	0.162	0.32	0	0.395
	Afrag	0.147	0.34	0.142	0.368
	Dren	0.011	0.8	1.326	0.204
	Afrag+Nfrags	0.452	0.64	5.938	0.02
	Afrag+Dren	0.318	0.38	7.689	0.008
	Nfrags+Dren	0.163	0.64	9.324	0.004
	Afrag+Nfrags+Dren	0.551	0.31	23.012	<.001
Nativas	Afrag	0.054	0.57	0	0.351
	Dren	0.053	0.58	0.009	0.349
	Nfrags	0.008	0.83	0.38	0.29
	Afrag+Dren	0.067	0.84	9.222	0.003
	Afrag+Nfrags	0.054	0.87	9.331	0.003
	Nfrags+Dren	0.053	0.87	9.341	0.003
	Afrag+Nfrags+Dren	0.067	0.95	27.888	<.001
Exóticas	Afrag+Nfrags	0.943	< 0.001	0	0.851
	Nfrags	0.693	0.01	4.218	0.103
	Nfrags+Dren	0.878	0.052	6.143	0.039
	Afrag+Nfrags+Dren	0.979	0.002	10.926	0.004
	Afrag	0.045	0.61	13.285	0.001
	Dren	0.017	0.75	13.516	<.001
	Afrag+Dren	0.045	0.89	22.618	<.001

Tabela 3.3-7 – Modelos gerados para a predição das taxas de recrutamento geral e dos grupos de espécie pioneiras/iniciais, tardias/clímax, espécies de dossel e espécies de sub-bosque a partir dos parâmetros **Afrag** = área do fragmento florestal, **Nfrags** = número de fragments florestais e **Dren** = drenagem (fluxo acumulado). Em vermelho, valores não significativos. Em verde, valores significativos. Em vermelho, valores não significativos. Em verde, valores significativos.

Taxa de Recrutamento	Modelo	r ²	valor-p	Delta AICc	AICc wi
Geral	Nfrags	0.197	0.27	0	0.525
	Afrag	0.018	0.74	1.609	0.235
	Dren	0.007	0.85	1.703	0.224
	Afrag+Nfrags	0.282	0.43	8.439	0.008
	Nfrags+Dren	0.257	0.47	8.714	0.007
	Afrag+Dren	0.018	0.95	10.943	0.002
	Afrag+Nfrags+Dren	0.293	0.67	26.99	<.001
Pioneiras/Iniciais	Nfrags	0.323	0.14	0	0.445
	Afrag	0.191	0.27	1.432	0.218
	Afrag+Nfrags	0.746	0.03	1.502	0.21
	Dren	0.043	0.62	2.775	0.111
	Nfrags+Dren	0.499	0.17	6.926	0.014
	Afrag+Dren	0.195	0.58	10.723	0.002
	Afrag+Nfrags+Dren	0.752	0.1	19.985	<.001
Tardias/Clímax	Nfrags	0.149	0.34	0	0.472
	Afrag	0.017	0.75	1.149	0.266
	Dren	<.001	0.95	1.286	0.248
	Afrag+Nfrags	0.221	0.53	8.63	0.006
	Nfrags+Dren	0.174	0.62	9.092	0.005
	Afrag+Dren	0.022	0.94	10.442	0.003
	Afrag+Nfrags+Dren	0.221	0.77	27.294	<.001
Dossel	Afrag	0.202	0.26	0	0.514
	Dren	0.056	0.57	1.339	0.263
	Nfrags	0.002	0.9	1.784	0.211
	Afrag+Nfrags	0.211	0.55	9.237	0.005
	Afrag+Dren	0.203	0.56	9.32	0.005
	Nfrags+Dren	0.057	0.86	10.664	0.002
	Afrag+Nfrags+Dren	0.212	0.78	27.9	<.001
Sub-bosque	Dren	0.152	0.33	0	0.473
	Nfrags	0.019	0.74	1.171	0.264
	Afrag	0.002	0.92	1.311	0.246
	Afrag+Dren	0.267	0.46	8.177	0.008
	Nfrags+Dren	0.233	0.51	8.539	0.007
	Afrag+Nfrags	0.019	0.95	10.504	0.002
	Afrag+Nfrags+Dren	0.321	0.63	26.228	<.001

Tabela 3.3-8 – Modelos gerados para a predição das taxas de recrutamento dos grupos de espécie anemocóricas, zoocóricas, nativas e exóticas a partir dos parâmetros **Afrag** = área do fragmento florestal, **Nfrags** = número de fragments florestais e **Dren** = drenagem (fluxo acumulado). Em vermelho, valores não significativos. Em verde, valores significativos. Em vermelho, valores não significativos. Em verde, valores significativos.

Taxa de Recrutamento	Modelo	r ²	valor-p	Delta AICc	AICc wi
Anemocóricas	Nfrags	0.09	0.47	0	0.401
	Dren	0.026	0.7	0.543	0.306
	Afrag	0.007	0.83	0.694	0.283
	Nfrags+Dren	0.094	0.78	9.295	0.004
	Afrag+Nfrags	0.09	0.79	9.333	0.004
	Afrag+Dren	0.026	0.93	9.875	0.003
	Afrag+Nfrags+Dren	0.097	0.92	27.937	<.001
Zoocóricas	Nfrags	0.087	0.47	0	0.383
	Dren	0.045	0.61	0.357	0.32
	Afrag	0.016	0.76	0.6	0.284
	Nfrags+Dren	0.195	0.58	8.326	0.006
	Afrag+Nfrags	0.14	0.68	8.855	0.005
	Afrag+Dren	0.045	0.89	9.691	0.003
	Afrag+Nfrags+Dren	0.198	0.8	26.957	<.001
Nativas	Nfrags	0.205	0.25	0	0.542
	Afrag	0.01	0.81	1.756	0.225
	Dren	0.002	0.92	1.826	0.217
	Afrag+Nfrags	0.272	0.45	8.632	0.007
	Nfrags+Dren	0.246	0.49	8.909	0.006
	Afrag+Dren	0.011	0.97	11.084	0.002
	Afrag+Nfrags+Dren	0.277	0.69	27.24	<.001
Exóticas	Afrag	0.287	0.17	0	0.552
	Dren	0.111	0.42	1.77	0.228
	Nfrags	0.069	0.52	2.135	0.19
	Afrag+Nfrags	0.495	0.18	6.57	0.021
	Afrag+Dren	0.288	0.42	9.33	0.005
	Nfrags+Dren	0.268	0.45	9.55	0.005
	Afrag+Nfrags+Dren	0.507	0.37	25.059	<.001

Estes resultados indicaram que, de maneira geral, os parâmetros estruturais e físicos, sejam eles provenientes dos fragmentos florestais ou das paisagens focais, apresentaram pouca influência sobre a dinâmica da comunidade arbórea. Em quase todos os casos observados, os modelos selecionados com $\Delta AICc \leq 2$ são constituídos pelos parâmetros isoladamente, em contraste à combinação entre os mesmos. Porém, estes modelos apresentaram r^2 muito baixos, sendo pouco representativos da variação observada para as variáveis resposta. Ainda, além de apresentarem valores baixos de r^2 , os modelos não foram estatisticamente significativos, com valores-p acima de 5%. Modelos significativos foram encontrados apenas para as taxas de mortalidade de espécies exóticas e para as taxas de recrutamento de espécies pioneiras/iniciais.

Para o grupo de espécies exóticas, a combinação da área dos fragmentos florestais com a quantidade destes remanescentes na paisagem se mostrou eficaz para a predição de suas taxas de mortalidade, com $r^2 = 0.94$. Isto indica um forte poder de associação entre as variáveis explanatórias e a variável resposta. Observou-se que, para a taxa de mortalidade de espécies exóticas, outros modelos também se mostraram estatisticamente significativos, com valores-p menores do que 5%. Em todos estes modelos, verificou-se a presença do parâmetro referente ao número de fragmentos florestais, ressaltando a sua importância em relação aos demais. Entretanto, estes modelos não foram selecionados pelo critério de Akaike, pois, possuem $\Delta AICc$ maiores do que 2.

A área dos fragmentos florestais e o número de remanescentes na paisagem também apareceram como importantes preditores das taxas de recrutamento de espécies pioneiras/iniciais. O modelo que combina estes dois parâmetros apresentou forte associação com o recrutamento destas espécies ($r^2 = 0.75$) e foi estatisticamente significativo, com valor-p menor do que 5%.

A ocorrência de espécies exóticas e de espécies pioneiras foi associada à borda dos remanescentes florestais e aos fragmentos com os menores tamanhos por Rodrigues (1998), na mesma região do presente estudo. A quantidade de fragmentos florestais nas paisagens se encontrou correlacionada ao total de bordas presente nas mesmas. Quanto maior o número de fragmentos, maior a quantidade de bordas. Portanto, uma possível interpretação para estes resultados

seria a de que a taxa de mortalidade de espécies exóticas teria sido maior nas paisagens com maior quantidade de remanescente florestais, apenas em função do reflexo da maior disponibilidade destas espécies, devido a grande disponibilidade de bordas nestas paisagens. De acordo com este modelo, este mecanismo estaria associado a baixas condições favoráveis, ou a sua ausência, para o estabelecimento destas espécies nos grandes fragmentos florestais, em função de sua associação aos pequenos fragmentos florestais. Entretanto, em relação ao grupo de espécies pioneiras/iniciais, o modelo selecionado sugere a ocorrência de um mecanismo oposto.

O contraste aparente entre estes mecanismos torna-se menos contraditório apenas se considerado o fato de que, no presente estudo, as espécies exóticas também representam, em sua grande parte, o café, que é uma espécie adaptada a ambientes sombreados. Assim, a predição de um comportamento antagônico entre ambos os grupos de espécies, a partir de uma mesma combinação de parâmetros, passaria a ser mais coerente. No entanto, esta interpretação sugere a ocorrência de um resultado negativo e preocupante na medida em que estaria indicando que nos fragmentos de maior tamanho, localizados nas paisagens mais fragmentadas, as condições ambientais estariam se tornado menos favoráveis ao estabelecimento de espécies tolerantes a sombra e mais favoráveis ao recrutamento de espécies de regime de luz. Esta interpretação permanece de maneira não muito conclusiva, uma vez que outros grupos de espécies também associados à disponibilidade de luz, como as espécies de dossel, as espécies de sub-bosque e, principalmente, as espécies tardias/clímax não apresentaram o mesmo padrão.

Estes resultados indicam a ocorrência de uma situação intermediária entre as estabelecidas pelas hipóteses H_0 e H_1 . A influência dos parâmetros estruturais dos fragmentos florestais e das paisagens se mostrou presente sobre a dinâmica da vegetação arbórea das bordas, porém, apenas em relação às taxas de mortalidade das espécies exóticas e às taxas de recrutamento das espécies pioneiras/iniciais.

Cabe ressaltar que a ausência da influência destes parâmetros sobre os outros grupos de espécie não deve ser interpretada como a sua inexistência. Mas, apenas, que esta relação não foi possível de ser verificada com

base nos resultados obtidos. Uma possibilidade seria a de que o delineamento amostral em campo precisaria ser melhor ajustado para contemplar uma maior quantidade de variações entre os parâmetros das paisagens. Outra possibilidade seria a de que escala temporal do estudo (intervalo de 16 anos) não teria sido suficiente para que as respostas dos demais grupos de espécies fossem detectadas.

Ao mesmo tempo em que indicaram que grande parte da comunidade arbórea das bordas não se encontra sob a influência dos parâmetros físicos e estruturais considerados, os resultados também ressaltaram a importância destes para a dinâmica de espécies exóticas e de espécies pioneiras/iniciais, que constituem indicadores chave para as ações de manejo em paisagens fragmentadas, visando a atenuação dos efeitos negativos da fragmentação florestal e sua conservação. Estudos futuros são recomendados para a investigação da influência provenientes de diferentes parâmetros, com mais repetições distribuídas pelas paisagens.

3.4. CONCLUSÕES

A caracterização de diferentes parâmetros ambientais a partir da utilização de dados provenientes de sensores remotos possibilitou a compreensão de processos ecológicos ocorrentes nas paisagens fragmentadas, em consequência às ações antrópicas. Nas paisagens analisadas, apesar da dinâmica ocorrida no uso e ocupação do solo, a proporcionalidade entre os parâmetros físicos e estruturais considerados se manteve constante ao longo do tempo. Nestas paisagens também se verificou que grande parte dos parâmetros considerados se encontra correlacionado, diminuindo o poder de investigação de suas influências sobre a comunidade arbórea das bordas.

Os parâmetros físicos e estruturais dos remanescentes florestais e das paisagens influenciaram de maneira distinta os diferentes grupos de espécie. De maneira geral, estes parâmetros exerceram pouca influência sobre a dinâmica da vegetação arbórea das bordas dos remanescentes florestais. Entretanto, mesmo nas bordas, estes parâmetros influenciaram a dinâmica dos grupos de espécie exótica e das espécies pioneiras/iniciais. A combinação dos parâmetros referentes à área dos remanescentes florestais e a sua quantidade nas paisagens foi identificada como constituinte de um bom modelo preditor das taxas de mortalidade de espécies exóticas e das taxas de recrutamento das espécies pioneiras/iniciais.

A estrutura das paisagens resultante do processo de fragmentação florestal pôde influenciar os processos ecológicos nas bordas dos remanescentes florestais, como a dinâmica de sua vegetação. De acordo com os modelos apresentados, quanto mais fragmentada for a paisagem, maior tenderá a ser o recrutamento de espécies pioneiras/iniciais, interferindo nas etapas de sucessão ecológica e afetando sua regeneração natural. Os resultados obtidos com este capítulo da dissertação ressaltam a importância dos parâmetros estruturais da paisagem mediante ações de manejo e as estratégias de conservação em paisagens fragmentadas.

4. CONCLUSÕES GERAIS

A realização desta dissertação possibilitou verificar que, ao longo do tempo, a influência das bordas se pronunciou em direção ao interior dos remanescentes florestais, enquanto que o contraste entre a borda e o interior se atenuou, e que esta dinâmica também se encontra parcialmente influenciada pelos parâmetros estruturais das paisagens. Estes resultados sugerem que as estratégias de conservação que visarem a simples proteção dos fragmentos florestais remanescentes nas paisagens de maneira individual ou isolada possivelmente falharão com atenuação dos efeitos negativos da fragmentação florestal em longo prazo.

Conforme demonstrado no primeiro capítulo desta dissertação, os efeitos de borda tenderam a prolongar as consequências negativas da fragmentação florestal. Em função destes efeitos, mesmo que uma determinada área ou remanescente seja protegido e que nenhuma porção a mais de vegetação seja desmatada, os remanescentes de vegetação estariam sujeitos a um processo contínuo de transformação que avançaria em direção ao seu interior, alterando suas características ecológicas. Consequentemente, em função dos efeitos de borda, estas áreas, mesmo que protegidas, não mais representariam as características originais do ecossistema, estejam elas sob a forma de Unidades de Conservação (UCs), de Reservas Legais (RLs) ou em Áreas de Preservação Permanente (APPs).

Estas áreas especialmente protegidas são extremamente importantes para a conservação e possuem uma contribuição especial para o manejo das paisagens. Além de protegerem remanescentes de vegetação nativa, a existência de uma obrigatoriedade legal para a sua regularização pode acarretar na recuperação e no reflorestamento de áreas que, por sua vez, podem resultar em alterações nos parâmetros estruturais das paisagens, como o aumento da disponibilidade de hábitat e o incremento da conectividade. Entretanto, o planejamento da distribuição espacial destas áreas nas paisagens também apresenta fundamental importância. Conforme indicado no segundo capítulo desta dissertação, o aumento do número de fragmentos florestais também pode resultar

no incremento da disponibilidade de bordas, que, por sua vez, intensificam os efeitos negativos da fragmentação florestal.

A partir de uma análise biogeográfica, com ênfase na fitogeografia, os resultados obtidos com esta dissertação apontaram para a existência de sérias consequências para o futuro dos remanescentes florestais na Mata Atlântica. Juntos, estes resultados indicam que, para que sejam efetivas, as estratégias de conservação devem incorporar uma articulação de escalas espaciais, para que considerem não apenas os remanescentes de vegetação, mas, também, o contexto da paisagem em que se encontram.

Na escala dos fragmentos florestais, estas estratégias poderiam incentivar a existência de iniciativas que visem à atenuação dos efeitos de borda, como o estabelecimento de algum tipo de barreira contra a penetração lateral de ventos e de luz, em direção ao interior dos remanescentes de vegetação. Na escala das paisagens, as estratégias conservacionistas deveriam considerar o planejamento ambiental do contexto no qual estes remanescentes se inserem, como a estrutura resultante de suas paisagens. Neste sentido, medidas como reflorestamentos, oriundos da regularização de reservas legais ou APPs, poderiam ser direcionadas para as áreas adjacentes aos remanescentes já existentes, incrementando suas áreas, suas conectividades e a disponibilidade de hábitat, sem o aumento da quantidade total de bordas nas paisagens.

A integração das abordagens provenientes destas escalas, considerando tanto os aspectos biogeográficos do interior dos remanescentes florestais, quanto do seu contexto de inserção nas paisagens, torna-se fundamental para que as estratégias de conservação sejam efetivas na atenuação dos efeitos negativos da fragmentação florestal. Associada às estratégias conservacionistas, a apropriação de conhecimentos fitogeográficos, como os disponibilizados por esta dissertação constituem ferramentas determinantes para o futuro dos remanescentes florestais em paisagens fragmentadas.

REFERÊNCIAS

AB'SABER, A. N. **Os Domínios da Natureza no Brasil; potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.

AGGEMYR, E.; COUSINS, S. A. O. Landscape structure and land use history influence changes in island plant composition after 100 years. **Journal of Biogeography**, v. 39, n.9, p.1645-1656, 2012.

ANDERSON, M. J. et al. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v.14, p.19-28, 2011.

AVON, C. et al. Does the effect of forest roads extend a few meters or more into the adjacent forest? A study on understory plant diversity in managed oak stands. **Forest Ecology and Management**, v.259, p.1546-1555, 2010.

BANKS-LEITE, C. et al. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. **Journal of Applied Ecology**, v.48, p.706–714, 2011.

BARROS, F. A. Efeito de borda em fragmentos de floresta Montana, Nova Friburgo-RJ. 2006. 100f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) - Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2006.

BEIER, P.; NOSS, R. F. Do habitat corridors provide connectivity? **Conservation Biology**, v.12, p.1241-1252, 1998.

BENÍTEZ-MALVIDO, J. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. **Conserv. Biol.**, v.12, p.380–389, 1998.

BENJAMIN, K. et al. Vegetation Composition and Succession of Abandoned Farmland: Effects of Ecological, Historical and Spatial Factors. **Landscape Ecology**, v.20, n.6, p.627-647, 2005.

BLUMENFELD, E. C. Relações entre Vizinhança e Efeito de Borda em Fragmento Florestal. 2008. 86f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

BORCARD, D.; LEGENDRE, F. G. P. **Numerical Ecology with R**, Springer, Nova York. 2011.

BUNN, A. G.; URBAN, D. L.; KEITT, T. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. **Journal of Environmental Management**, v.59, p.265-278, 2000.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model selection and inference**. Springer, New York, 1998.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. 2a ed. Springer, Nova York, 2002.

CADENASSO, M. L.; TRAYNOR, M. M.; PICKETT, S. T. A. Functional location of forest edges: gradients of multiple physical factors. **Canadian Journal of Forest Research**, v.27, p.774-782, 1997.

CASENAVE, J. L. et al. Edge-interior differences in vegetation structure and composition in a Chaco semi-arid forest, Argentina. **Forest Ecology and Management**, v.72, p.61-69, 1995.

CHEN, J. et al. Growing-Season Microclimatic Gradients from Clearcut Edges into Old-Growth Douglas-Fir Forests. **Ecological Applications**, v.5, n.1, p.74-86, 1995.

COCHRANE, M. A.; LAURANCE, W. F. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology**, v.18, p.311-325, 2002.

COOPS, N. C. et al. Assessing changes in forest fragmentation following infestation using time series Landsat imagery. **Forest Ecology and Management**, v.259, n.12, p.2355-2365, 2010.

COREAU, A.; MARTIN, J. Multi-scale study of bird species distribution and of their response to vegetation change: a Mediterranean example. **Landscape Ecology**, v.22, n.5, p.747-764, 2007.

DELGADO, J. D. et al. Edge effects of roads on temperature, light, canopy cover, and canopy height in laurel and pine forests (Tenerife, Canary Islands). **Landscape and Urban Planning**, n.81, p.328–340, 2007.

DIGNAN, P.; BREN, L. Modelling light penetration edge effects for stream buffer design in mountain ash forest in southeastern Australia. **Forest Ecology and Management**, n.179, p.95–106, 2003.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; BINI, L. M. Geographical Patterns in Biodiversity: Towards an Integration of Concepts and Methods from Genes to Species Diversity. **Natureza & Conservação**, v.9, n2, p.179-187, 2011.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; BINI, L. M. Modelling geographical patterns in species richness using eigenvector-based spatial filters. **Global Ecology and Biogeography**, v.14, p.177-185, 2005.

DINIZ-FILHO, J. A. F. et al. Spatial autocorrelation analysis allows disentangling the balance between neutral and niche processes in metacommunities. **Oikos**, v.121, p.201-210, 2012.

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

DORNER, B.; LERTZMAN, K.; FALL, J. Landscape pattern in topographically complex landscapes: issues and techniques for analysis. **Landscape Ecology**, v.17, n.8, p.729-743, 2002.

DURIGAN, G.; LEITÃO-FILHO, H.F. Florística e fitossociologia de matas ciliares do oeste paulista. **Rev.Inst. Flor.**, v.7, n.1, p.97-239, 1995.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual reviews in ecology, evolution and systematics**, v.34, p.487-515, 2003.

FAHRIG, L. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? **Ecological Modelling**, v.105, p.273-292, 1998.

FAIRBANKS, D.H.K., REYERS, B., VAN JAARSVELD, A.S., 2001. Species and environment representation: selecting reserves for the retention of avian diversity in KwaZulu-Natal, South Africa. **Biological Conservation**, v.98, p.365-379, 2001.

FARIA, D. et al. Forest structure in a mosaic of rainforest sites: The effect of fragmentation and recovery after clear cut. **Forest Ecology and Management**, v.257, p.2226–2234, 2009.

FLICK, T. et al. Effects of landscape structure on butterfly species richness and abundance in agricultural landscapes in eastern Ontario, Canada. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.156, p.123-133, 2012.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: the ecology of landscape and regions**. Cambridge, University Press, 1999.

FORMAN, R. T. T.; GRODON, R. **Landscape Ecology**. John Wiley & Sons, Inc.: New York, 1986, 712p.

FORZZA, R. C. et al. New Brazilian Floristic List Highlights Conservation Challenges. **BioScience**, v.62, n.1: p.39-45, 2012.

FRANCO, M.; HARPER, J. L. Competition and Formation of Spatial Pattern in Spatial Gradients: An example using *Kochia Scoparia*. **Journal of Ecology**, v.76, p.959-974, 1988.

FRAVER, S. Vegetation responses along edge-to-Interior gradients in the Mixed hardwood Forests of the Roanoke River Basin, North Carolina. **Conservation Biology**, v.8, n.3, p.822-832, 1994.

GALLARDO-CRUZ, J. A.; PÉREZ-GARCÍA, E. A.; MEAVE, J. A. β -Diversity and vegetation structure as influenced by slope aspect and altitude in a seasonally dry tropical landscape **Landscape Ecology**, v.24, n.4, p. 473-482, 2009.

GANDOLFI, S. Estudo florístico e fitossociologia de uma mata residual na área do Aeroporto Internacional de São Paulo, município de Guarulhos - SP. 1991. 232 p. Dissertação (Mestrado no Instituto de Biologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

GASCON, C.; WILLIAMSON, G. B.; FONSECA, G. A. B. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, v.288, p.1356–1358, 2000.

GODEFROID, S.; KOEDAM, N. Distribution pattern of the flora in a peri-urban forest: an effect of the city–forest ecotone. **Landscape and Urban Planning**, v.65, p.169–185, 2003.

GRAF, R. F.; KRAMER-SCHADT, S.; GRIMM, N. F. V. What you see is where you go? Modeling dispersal in mountainous landscapes. **Landscape Ecology**, v.22, n.6, p.853-866, 2007.

GUSTAFSON, E. J.; PARKER, G. R. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. **Landscape Ecology**, v.7, p.101-110, 1992.

GROOT, R.S. et al. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological Complexity**, v.7, n.3, p.260-272, 2010.

HANSKI, I.; GILPIN, M. E. **Metapopulation Biology: Ecology, Genetics and Evolution**. Academic Press, San Diego, CA, 1997.

HANSKI, I.; SIMBERLOFF, D. The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation. In: HANSKI, I.; GILPIN, M. E. **Metapopulation Biology: Ecology, Genetics and Evolution**. Academic Press, London, UK, 1997.

HARPER, K. A. et al. Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. **Conservation Biology**, v. 19, n.3 p.768–782, 2005.

HARPER, K. A. et al. Forest structure and composition at fire edges of different ages: Evidence of persistent structural features on the landscape. **Forest Ecology and Management**, v.314, p.131–140, 2014.

HARPER, K. A. et al. Interaction of edge influence from multiple edges: examples from narrow corridors. **Plant Ecology**, v.192, p.71–84, 2007.

HARPER, K. A.; MACDONALD, S. E. Quantifying distance of edge influence: a comparison of methods and a new randomization method. **Ecosphere**, v.2, n. 8, art94. doi:10.1890/ES11-00146.1, 2011.

HARPER, K. A.; MACDONALD, S. E. Structure and composition of edges next to regenerating clearcuts in the mixed wood boreal forest. **Journal of Vegetation Science**, v.13, p.535-546, 2002.

IAPAR – Instituto Agrônômico do Paraná. **Mapa de solos do Paraná**, 2008.

Disponível em: <[HTTP://www.iapar.br](http://www.iapar.br)> Acesso em 16 set. 2011.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa da vegetação do Brasil**, 2004. Disponível em: <[HTTP://www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br)> Acesso em 4 out. 2011.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores IBGE:**

Estatística da Produção Agrícola, 2010. Disponível em:

<<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/default.shtm>> Acesso em 4 out. 2011.

INPE/SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica – Período 2012-2013**, São Paulo, 2014, 61p.

IPARDES – Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Mapa Hipsométrico do Paraná**, 1997. Disponível em:

<[HTTP://www.ipardes.gov.br/index.php](http://www.ipardes.gov.br/index.php)> Acesso em 16 set. 2010.

JOPPA, L. N. et al. Biodiversity hotspots house most undiscovered plant species. **PNAS**, v.108, n.32, p.13171-13176, 2011).

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, p.8-20, 2006.

LAURANCE, W. F. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v.16, p.605–628, 2002.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, v.87, n. 2, p.469-482, 2006.

LAURANCE, W. F. et al. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, v.114, p.56-67, 2011.

LAURANCE, W. F.; YENSEN, E. Predicting the Impacts of Edge Effects in Fragmented Habitats. **Biological Conservation**, v.55, p.77-92, 1991.

LEITÃO, A. B; AHERN, J. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. **Landscape and Urban Planning**, v.59, n.2, p.65-93, 2002.

LI, Q. et al. Areas influenced by multiple edges and their implications in fragmented landscapes. **Forest Ecology and Management**, v.242, p.99–107, 2007.

LI, X. F. et al. Multi-vector composition and its application in landscape patch shape deformation and dynamic analysis. **Ecological Informatics**, v.6, p.248-255, 2011.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras**. Editora Plantarum Ltda, Piracicaba-Brasil, 1992, 387 p.

LYNN, H. et al. Error assessment in decision-tree models applied to vegetation analysis. **Landscape Ecology**, v.10, n.6, p.323-335, 1995.

MATHUR, P. et al. Mammal indicator species for protected areas and managed forests in a landscape conservation area of northern India. **Biodiversity and Conservation**, v.20, n1, p.1-17, 2011.

MAZEROLLE, M. J. Drainage Ditches Facilitate Frog Movements in a Hostile Landscape. **Landscape Ecology**, v.20, n.5, p.579-590, 2005.

MCGARIGAL, K. et al. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps**. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, 2002.

- METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v.1, n.1, 2001.
- METZGER, J. P.; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologica**, v.18, p.1-12, 1997.
- MILLER, J. R. et al. Changes in the landscape structure of a southeastern Wyoming riparian zone following shifts in stream dynamics. **Biological Conservation**, v.72, n.3, p.371-379, 1995.
- MONTEIRO, C. A. de F. **Geossistemas: A história de uma procura**. São Paulo: Contexto, 2000, 127p.
- MURCIA, C. Edge Effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v.10, p.58-62, 1995.
- NASSAUER, J. I. Landscape Planning and Conservation Biology: Systems Thinking Revisited. **Conservation Biology**, v.20, n.3, p.677-678, 2006.
- NUCCI, J. C. Origem e desenvolvimento da Ecologia e da Ecologia da Paisagem. **Revista Eletrônica Geografar**, Curitiba, v. 2, n. 1, p. 77-99, 2007.
- OOSTERHOORN, M.; KAPPELLE, M. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. **Forest Ecology and Management**, v.126, p.291-307, 2000.
- OPDAN, P. et al. Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology, **Landscape Ecology**, v.16, p.767-779, 2002.
- PALIK, B. & MURPHY, P. G. Disturbance versus edge effects in sugar: maple/beech forest fragments. **Forest Ecology and Management**, v.32, p. 187-202, 1990.

PARDINI R. et al. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **PLoS ONE**, v.5, n.10, 2010.

PARDINI, R. et al. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, 124:253-266, 2005.

PE'ER, G.; HEINZ, S. K.; FRANK, K. Connectivity in Heterogeneous Landscapes: Analyzing the Effect of Topography. **Landscape Ecology**, v.21, n.1, p.47-61, 2006.

PENA, S. B. et al. A methodology for creating greenways through multidisciplinary sustainable landscape planning. **Journal of Environmental Management**, v.91, n.4, p.970-983, 2010.

PEREIRA, L. C. S. M. Woody Species Regeneration in Atlantic Forest Restoration Sites Depends on Surrounding Landscape. **Brazilian Journal of Nature Conservation**, 2013. No prelo.

PIESSENS, K. et al. Biotic and abiotic edge effects in highly fragmented heathlands adjacent to cropland and forest. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.114, p.335–342, 2006.

RABELLO, A.; RAMOS, F. N., HASUI, E. Efeito do tamanho do fragmento na dispersão de sementes de Copaíba (*Copaifera langsdorffii* Delf.). **Biota Neotropica**, v.10, n.1, 2010.

RANGEL, T. F.; DINIZ-FILHO, JOSE, A. F.; BINI, L. M. SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. **Ecography**, v.33, n.46, 2010.

RANNEY, L. W. et al. The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. In: BURGESS, R. L.; SHARPE, D. M. Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Springer-Verlag, Nova Yorque, p.67-95, 1981.

RAYFIELD, B.; FORTIN, M.; FALL, A. The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. **Landscape Ecology**, v.25, p.519–532, 2010.

REYERS, B. et al. Expanding the conservation toolbox: conservation planning of multifunctional landscapes. **Landscape Ecology**, v.27, p.1121–1134, 2012.

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, p.1141–1153, 2009.

RODRIGUES, E. Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil. 1998. 172f. Tese (Doctor of Philosophy in the subject of Biology) Harvard University Cambridge, Massachusetts, 1998.

ROSENBERG, D. K.; NOON, B. R.; MESLOW, C. Biological Corridors: form, function, and efficacy. Linear conservation areas may function as biological corridors, but they may not mitigate against additional habitat loss, **BioScience**, v.47, p.677-687, 1997.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v.5, p.18–32, 1991.

SCHESSL, M. et al. Effects of fragmentation on forest structure and litter dynamics in Atlantic rainforest in Pernambuco, Brazil. **Flora**, v.203, p.215–228, 2008.

SERRA, E. Os primeiros processos de ocupação da terra e a organização pioneira do espaço agrário no Paraná. **Boletim de Geografia - UEM**, n.1, p.61-93, 1992.

SILVA, J. M. C.; CASTELETTI, C. H. M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: Galindo-Leal, C., Câmara, I. G. The Atlantic Forest of South

America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook. CABS and Island Press, Washington, p. 43-59, 2003.

SOULÉ, M. E.; GILPIN, M. E. The theory of wildlife corridor capability. In: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. Nature Conservation 2: the role of corridors. New South Wales: Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, 1991.

SPRUGEL, D. G. Dynamics of structure of wave-generated *Abies balsamea* forests in the North-Eastern United States. **Journal of Ecology**, v.64, p.889-910, 1976.

TABARELLI, M. et al. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v.91, p.119-127, 1999.

TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of Neotropical forests. **Biodivers. Conserv**, v.13, p.1419-1425, 2004.

TAYLOR, P. D. et al. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, p.571-573, 1993.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. How should we measure landscape connectivity? **Landscape Ecology**, v.15, p.633–641, 2000.

TROPPIAIR, H. **Biogeografia e Meio Ambiente**. 3ed., Rio Claro, SP, 1989, 258p.

TROPPIAIR, H. Ecologia da paisagem: uma retrospectiva. Anais do I Fórum de Debates Ecologia da Paisagem e Planejamento Ambiental. Rio Claro: Unesp, 2000.

VALERIANO, M. M.; ALBUQUERQUE, P. C. G. **TOPODATA: processamento dos dados SRTM**, INPE, São José dos Campos, 2010.

VAN OOST, K.; GOVERS, G.; DESMET, P. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. **Landscape Ecology**, v.15, n.6, p.577-589, 2000.

WALDHOFF, P. & VIANA, V. M. Efeito de borda em um fragmento de Mata Atlântica em Linhares, ES. In: Congresso Florestal pernambucano, 1., 1993, Curitiba. **Anais...** Curitiba, v.2, p.41-44, 1993.

WANG, H. et al. Spatial dependence and the relationship of soil organic carbon and soil moisture in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. **Landscape Ecology**, v.17, n.8, p.671-684, 2002.

WIENS, J. A. Habitat fragmentation: island versus landscape perspectives on bird conservation. *Ibis*: 137: S97-S104, 1994.

WILLIAMS-LINERA, G. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. **Journal of Ecology**, v.78, p.356-373, 1990.

WIRTH, R., S. T.; MEYER, I. R. L.; TABARELLI, M. Plant–herbivore interactions at the forest edge. **Prog. Bot.** v.69, p.423–448, 2008.

WITH, K. A. Critical thresholds in species responses to landscape structure. **Ecology**, v.76, n.8, 1995.

ZUUR, A. F.; et al. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, New York, 2009.

APÊNDICE A – Lista de famílias e espécies presente nos levantamentos de 1996 e 2012. **NI** = não identificado, **PI** = parcialmente identificado.

Família	Espécie	Abundância em:	
		1996	2012
Acanthaceae	Acanthaceae PI1	0	1
	<i>Geissomeria pubescens</i> Nees	2	0
	<i>Jacobinia carnea</i> (Lindl.) Nicholson	1	0
	<i>Justicia brasiliana</i> Roth.	99	73
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq	49	27
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i>	0	1
	<i>Rollinia sylvatica</i> (St.Hill.) Mart.	4	0
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Muell. Arg	266	266
	<i>Peschiera australis</i> (Muell. Arg.) Miers	2	0
	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> (A. DC.)	0	1
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.	0	3
Bignoniaceae	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	1	0
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	3	0
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	0	1
Cannabaceae (Ulmaceae)	<i>Celtis iguanae</i> (Jacquin.) Sargent	2	0
Cardiopteridaceae (Icacinaeae)	<i>Citronella megaphylla</i> (Miers) Howard	2	1
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.	1	0
Euphorbiaceae	<i>Acalypha gracilis</i> A.Gray	123	2
	<i>Actinostemon concolor</i> (Spr.) Muell. Arg.	514	507
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	2	0
	<i>Croton floribundus</i> Spr.	46	1
	Euphorbiaceae PI	0	1
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) Smith & Downs	127	66
Fabaceae	<i>Acacia lacerans</i> Benth.	12	2
	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	48	4
	<i>Anadenanthera</i> sp.	0	1
	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vog.) Macbr.	1	0
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	0	1
	<i>Calliandra foliolosa</i> Benth	15	6
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> Morong	1	0
	Fabaceae PI	0	1
	<i>Holocalix balansae</i> Mich.	94	66
	<i>Inga marginata</i> Willd.	114	112
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	8	1
	<i>Inga striata</i> Benth	0	10
	<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart ex Bentham	8	2
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	3	0
	<i>Machaerium hatschbachii</i> Rudd.	2	2

	<i>Machaerium minutiflorum</i> Tul.	9	2
	<i>Machaerium nictitans</i> (Vel.) Benth.	1	1
	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	16	7
	<i>Machaerium stiptatum</i> Vog.	1	1
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Bren.	1	5
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	11	11
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	0	2
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	3	5
	Lauraceae Pl	0	1
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spr.) Mez.	25	19
	<i>Ocotea elegans</i> Mez	0	1
	<i>Ocotea indecora</i> Schott	7	2
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	1	1
	<i>Ocotea silvestris</i> Vatt	7	1
Malpighiaceae	<i>Mascagnia divaricata</i> (Kunth) Nied.	0	1
Malvaceae (Tiliaceae)	<i>Heliocarpus americanus</i> Linn.	7	0
Melastomataceae	<i>Leandra scabra</i> DC.	5	1
	Melastomataceae Pl	0	2
	<i>Miconia discolor</i> DC	83	34
	<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC	3	1
	<i>Miconia</i> sp.	0	1
	<i>Miconia</i> sp2.	0	1
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	14	8
	<i>Guarea kuntiana</i> A. Juss	76	106
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl.	13	10
	<i>Melia azedarach</i> Blanco	1	0
	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	97	127
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	92	92
	<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	129	131
	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	81	94
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	27	20
Monimiaceae	<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	4	1
	<i>Mollinedia</i> sp.	0	9
	<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	2	0
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat & Visser	2	0
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baillon) Burg.	62	62
Myrsinaceae	<i>Rapanea umbellata</i> (Mart. ex. A. DC. Mez	9	3
Myrtaceae	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Camb.) Berg.	5	1
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> Berg	9	6
	<i>Eugenia burkartiana</i> Berg	9	8
	<i>Eugenia florida</i> DC.	2	1
	<i>Eugenia hiemalis</i> Camb.	2	0
	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	15	10
	<i>Eugenia moraviana</i> Berg	1	1

	<i>Eugenia ramboi</i> Legr.	56	37
	<i>Eugenia uniflora</i> Linn.	3	2
	<i>Eugenia verrucosa</i> Legr.	36	48
	myr2	0	1
	myr3	0	1
	<i>Myrcia grandiflora</i> (Berg) Legr.	2	2
	<i>Myroxylum peruiiferum</i> L.	10	3
	myrsp1	5	3
	<i>Neomitranthes glomerata</i> (Legr.) Legr.	26	23
Não Identificadas (NI)	NI	16	139
Nyctaginaceae	<i>Boungainvillea spectabilis</i> Willd.	4	0
	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	25	6
	<i>Pisonia aculeata</i> Linn.	3	1
	<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl	0	1
Palmae (Arecaceae)	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	16	24
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms.	1	1
	<i>Seguiera aculeata</i> Jacq.	10	5
Parcialmente Identificadas (PI)	8100	64	34
	caltwe	2	0
	foto	0	3
	rudpar	17	15
	solaaa	2	1
	strbra	2	0
	triems	19	3
	buceta	1	0
	bunpal	1	0
	duriga	3	0
Picramniaceae (Simaroubaceae)	<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	15	53
Piperaceae	ottind1	2	0
	ottind2	1	0
	<i>Ottonia martiana</i> Miq.	2	0
	<i>Piper aduncum</i> Linn.	35	0
	<i>Piper amalago</i> (Jacq.) Yunck.	45	50
	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	4	0
	<i>Piper crassinervium</i> H.B.K.	13	0
	<i>Piper glabratum</i> Kunth.	6	1
	<i>Piper hispidum</i> Sw. var. <i>hispidum</i>	0	15
	<i>Piper ovatum</i> Vahl	0	5
	<i>Piper</i> sp.	0	1
	<i>Piper xylosteoides</i> Steud.	3	0
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	0	5
	<i>Prunus sellowi</i> Koehne	8	1
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i> Benth.	47	84

	<i>Psychotria barbiflora</i> DC.	1	0
	<i>Psychotria carthaginensis</i> Jacq.	4	19
	<i>Psychotria deflexa</i> DC.	6	1
	<i>Psychotria kleinii</i> Smith & Downs	7	0
	<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schlecht.	20	1
	<i>Psychotria macrobotrys</i> Ruiz & Pav.	5	0
	<i>Psychotria myriantha</i> Muell. Arg.	30	2
	<i>Psychotria</i> sp.	0	15
	Rubiaceae PI	0	1
	<i>Rudgea jasminioides</i> Muell. Arg.	6	2
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	57	26
	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (St. Hill.) A. Juss.	15	23
	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	20	28
	<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem	38	10
	<i>Zanthoxylum hyemale</i> A. St. Hil.	1	0
	<i>Zanthoxylum rugosum</i> A.St.Hil.	2	1
Saliaceae (Flacourtiaceae)	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	1	0
	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	7	2
	<i>Casearia obliqua</i> Spr.	2	1
	<i>Casearia</i> sp.	0	3
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	2	1
	Flacourtiaceae PI	0	3
	<i>Prockia crucis</i> P. Bromme ex Linn.	1	0
	<i>Xylosma ciliatifolium</i> (Clos) Eichl.	1	0
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (St. Hill.) Radlk.	12	1
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	5	1
	<i>Paullinia meliaefolia</i> Juss.	6	0
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eich.) Engl.	31	46
	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (H. & A.) Radlk.	3	1
Solanaceae	<i>Cestrum calycinum</i> Willd.	2	0
	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	1	0
	<i>Solanum argenteum</i> Dun.	6	0
	<i>Solanum mauritianum</i> Blanco	2	0
	<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dun.	0	4
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i> (Linn.) Gaud.	2	0
Urticaceae (Cecropiaceae)	<i>Cecropia glazoui</i> Sneath.	1	0
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	0	1
Violaceae	<i>Hybanthus biggibosus</i> (H. H.) Hassl.	112	88
Total de Individuos		3296	2798

APÊNDICE B – Ordenação das espécies em função da variação de suas abundâncias ao longo do tempo e sua classificação nos grupos ecológicos. Em verde, espécies cujas abundâncias aumentaram no período; em azul, espécies que não apresentaram variações; e, em vermelho, espécies cujas abundâncias diminuíram. **PI** = pioneiras/iniciais, **TC** = tardias/clímax, **Sub** = sub-bosque, **ZOO** = zoocóricas, **ANE** = Anemocóricas, **E** = exóticas, **N** = nativas.

Espécie	Abundância (2012-1996)	Estágio Sucessional	Estrato Florestal	Síndrome de Dispersão	Origem Biogeográfica
<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	38	-	dossel	-	N
<i>Coffea arabica</i> Benth.	37	-	-	ZOO	E
<i>Guarea kuntiana</i> A. Juss	30	TC	-	ZOO	N
<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	30	TC	-	-	N
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eich.) Engl.	15	TC	-	ZOO	N
<i>Piper hispidum</i> Sw. var. hispidum	15	-	-	-	N
<i>Psychotria carthaginensis</i> Jacq.	15	PI	-	ZOO	N
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	13	TC	-	-	N
<i>Eugenia verrucosa</i> Legr.	12	-	dossel	ZOO	N
<i>Inga striata</i> Benth	10	TC	-	ZOO	N
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (St. Hill.) A. Juss.	8	PI	-	-	N
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	8	TC	-	-	N
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	8	TC	-	ZOO	N
<i>Piper amalago</i> (Jacq.) Yunck.	5	TC	-	ZOO	N
<i>Piper ovatum</i> Vahl	5	-	-	-	N
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	5	-	-	-	N
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Bren.	4	PI	-	ANE	N
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dun.	4	-	-	ZOO	N
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	2	-	-	-	N
<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	2	TC	-	-	N
<i>Anadenanthera</i> sp.	1	TC	-	-	N
<i>Bauhinia forficata</i> Link	1	PI	-	-	N
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	1	PI	-	ZOO	N
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	1	PI	-	ANE	N
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	1	TC	-	ZOO	N
<i>Guatteria australis</i>	1	-	-	-	N
<i>Mascagnia divaricata</i> (Kunth) Nied.	1	-	-	-	N

<i>Ocotea elegans</i> Mez	1	TC	-	-	N
<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl	1	-	-	-	N
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> (A. DC.)	1	-	-	-	N
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Muell. Arg	0	TC	-	ANE	N
<i>Eugenia moraviana</i> Berg	0	TC	-	ZOO	N
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms.	0	PI	-	ANE	N
<i>Machaerium hatschbachii</i> Rudd.	0	-	-	-	N
<i>Machaerium nictitans</i> (Vel.) Benth.	0	-	-	ANE	N
<i>Machaerium stiptatum</i> Vog.	0	-	-	-	N
<i>Myrcia grandiflora</i> (Berg) Legr.	0	-	-	ZOO	N
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	0	TC	-	ZOO	N
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	0	PI	-	ANE	N
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baillon) Burg.	0	TC	-	-	N
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	0	-	-	-	N
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vog.) Macbr.	-1	TC	-	-	N
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	-1	-	-	-	N
<i>Casearia obliqua</i> Spr.	-1	-	-	-	N
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	-1	PI	-	ZOO	N
<i>Cecropia glaziovii</i> Sneath.	-1	PI	-	ZOO	N
<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	-1	PI	-	ZOO	N
<i>Citronella megaphylla</i> (Miers) Howard	-1	-	-	-	N
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> Morong	-1	PI	-	-	N
<i>Eugenia burkartiana</i> Berg	-1	-	-	ZOO	N
<i>Eugenia florida</i> DC.	-1	TC	-	ZOO	N
<i>Eugenia uniflora</i> Linn.	-1	TC	-	ZOO	N
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	-1	TC	-	ANE	N
<i>Jacobinia carnea</i> (Lindl.) Nicholson	-1	-	-	-	N
<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.	-1	TC	-	-	N
<i>Melia azedarach</i> Blanco	-1	PI	-	ZOO	E
<i>Prockia crucis</i> P. Bromme ex Linn.	-1	-	-	-	N
<i>Psychotria barbiflora</i> DC.	-1	-	-	-	N
<i>Xylosma ciliatifolium</i> (Clos) Eichl.	-1	PI	-	-	N
<i>Zanthoxylum hyemale</i> A. St. Hil.	-1	-	-	-	N
<i>Zanthoxylum rugosum</i> A.St.Hil.	-1	-	-	-	N
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	-2	PI	-	ZOO	N
<i>Celtis iguanae</i> (Jacquin.) Sargent	-2	-	-	-	N
<i>Cestrum calycinum</i> Willd.	-2	TC	-	-	N
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (H. & A.) Radlk.	-2	-	-	-	N
<i>Eugenia hiemalis</i> Camb.	-2	TC	-	ZOO	N

<i>Ficus guaranitica</i> Chodat & Visser	-2	TC	-	ZOO	N
<i>Geissomeria pubescens</i> Nees	-2	PI	sub	-	N
<i>Inga marginata</i> Willd.	-2	TC	-	ZOO	N
<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC	-2	-	-	-	N
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	-2	-	-	-	N
<i>Ottonia martiana</i> Miq.	-2	-	-	-	N
<i>Peschiera australis</i> (Muell. Arg.) Miers	-2	-	-	-	N
<i>Pisonia aculeata</i> Linn.	-2	PI	-	ZOO	N
<i>Solanum mauritianum</i> Blanco	-2	PI	-	ZOO	N
<i>Urera baccifera</i> (Linn.) Gaud.	-2	PI	-	-	N
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> Berg	-3	TC	-	ZOO	N
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	-3	TC	-	ZOO	N
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl.	-3	TC	-	ZOO	N
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	-3	PI	dossel	ANE	N
<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	-3	-	-	-	N
<i>Neomitranthes glomerata</i> (Legr.) Legr.	-3	-	dossel	ZOO	N
<i>Piper xylosteoides</i> Steud.	-3	-	sub	-	N
<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	-4	PI	-	ANE	N
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Camb.) Berg.	-4	TC	-	ZOO	N
<i>Leandra scabra</i> DC.	-4	-	-	-	N
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	-4	TC	-	-	N
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	-4	-	-	-	N
<i>Rollinia sylvatica</i> (St.Hill.) Mart.	-4	-	-	ZOO	N
<i>Rudgea jasminioides</i> Muell. Arg.	-4	-	-	ZOO	N
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	-5	-	-	ANE	N
<i>Eugenia involucreta</i> DC.	-5	TC	-	ZOO	N
<i>Ocotea indecora</i> Schott	-5	TC	-	-	N
<i>Piper glabratum</i> Kunth.	-5	TC	-	ZOO	N
<i>Psychotria deflexa</i> DC.	-5	-	-	ZOO	N
<i>Psychotria macrobotrys</i> Ruiz & Pav.	-5	-	-	ZOO	N
<i>Seguiera aculeata</i> Jacq.	-5	-	-	-	N
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	-6	-	-	-	N
<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart ex Benth	-6	PI	dossel	-	N
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spr.) Mez.	-6	TC	-	-	N
<i>Ocotea silvestris</i> Vatt	-6	-	-	-	N
<i>Paullinia meliaefolia</i> Juss.	-6	-	-	-	N
<i>Rapanea umbellata</i> (Mart. ex. A. DC. Mez	-6	-	-	-	N
<i>Solanum argenteum</i> Dun.	-6	PI	-	ZOO	N

<i>Actinostemon concolor</i> (Spr.) Muell. Arg.	-7	TC	-	-	N
<i>Helioarpus americanus</i> Linn.	-7	PI	-	ANE	N
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	-7	TC	-	ZOO	N
<i>Machaerium minutiflorum</i> Tul.	-7	TC	-	-	N
<i>Myroxylum peruiferum</i> L.	-7	-	-	-	N
<i>Prunus sellowii</i> Koehne	-7	PI	-	ZOO	N
<i>Psychotria kleinii</i> Smith & Downs	-7	-	sub	ZOO	N
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	-7	TC	-	ZOO	N
<i>Calliandra foliolosa</i> Benth	-9	TC	-	-	N
<i>Machaerium paraguayense</i> Hassl.	-9	-	-	ANE	N
<i>Acacia lacerans</i> Benth.	-10	-	sub	-	N
<i>Allophylus edulis</i> (St. Hill.) Radlk.	-11	TC	-	ZOO	N
<i>Piper crassinervium</i> H.B.K.	-13	-	-	-	N
<i>Eugenia ramboi</i> Legr.	-19	-	-	ZOO	N
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	-19	-	dossel	-	N
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schlecht.	-19	-	sub	ZOO	N
<i>Astronium graveolens</i> Jacq	-22	TC	dossel	ANE	N
<i>Hybanthus biggibosus</i> (H. H.) Hassl.	-24	-	sub	-	N
<i>Justicia brasiliana</i> Roth.	-26	-	-	-	N
<i>Holocalix balansae</i> Mich.	-28	TC	-	-	N
<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem	-28	-	-	-	N
<i>Psychotria myriantha</i> Muell. Arg.	-28	-	sub	ZOO	N
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	-31	TC	-	ANE	N
<i>Piper aduncum</i> Linn.	-35	-	-	-	N
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	-44	PI	-	ANE	N
<i>Croton floribundus</i> Spr.	-45	PI	-	-	N
<i>Miconia discolor</i> DC	-49	-	-	-	N
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) Smith & Downs	-61	PI	-	-	N
<i>Acalipha gracilis</i> A.Gray	-121	-	sub	-	N